



**Természetvédelmi prioritások meghatározása Magyarország
szárazföldi puhatestűinek elterjedési adatai alapján
(Mollusca, Gastropoda)**

Doktori (PhD) értekezés

Sólymos Péter

Debreceni Egyetem

Debrecen, 2005

Témavezető:

Prof. Dr. Varga Zoltán

Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék

Külső konzulens:

Dr. Sümegi Pál

Szegedi Tudományegyetem, Földtani és Őslénytani Tanszék

*Bencének, Barbarának,
Szüleimnek és
Nagyapám emlékének*

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	1
1.1. Problémafelvetés	1
1.2. Célkitűzések	3
2. Torzító hatások az adatbázisban (i)	5
2.1. Bevezetés	5
2.2. Anyag és módszerek	6
2.2.1. <i>Adatbázis</i>	6
2.2.2. <i>Adatelemzés</i>	7
2.3. Eredmények	11
2.4. Értékelés	16
3. A fajok rangsorolása és védettségének megalapozottsága (ii)	21
3.1. Bevezetés	21
3.2. Anyag és módszerek	22
3.2.1. <i>A fajok rangsorolása</i>	22
3.2.2. <i>Adatelemzés</i>	26
3.3. Eredmények	27
3.4. Értékelés	29
4. Területválasztás és hiányelemzés (iii)	34
4.1. Bevezetés	34
4.2. Anyag és módszerek	35
4.2.1. <i>Adatbázis</i>	35
4.2.2. <i>Területválasztás és hiányelemzés</i>	36
4.3. Eredmények	39
4.3.1. <i>Területi különbségek</i>	39
4.3.2. <i>Területválasztás és hiányelemzés</i>	42
4.4. Értékelés	47

5. Állatföldrajzi mintázatok és háttérváltozók (iv)	50
5.1. Bevezetés	50
5.2. Anyag és módszerek	52
5.2.1. Adatbázis	52
5.2.2. Változók	53
5.2.3. Adatelemzés	55
5.3. Eredmények	59
5.3.1. Állatföldrajzi mintázatok	59
5.3.2. A mintázatokkal összefüggő tényezők	64
5.4. Értékelés	67
6. Összefoglalás	73
6.1. A ritkaság és a fajgazdagság mintázatai	73
6.2. A mintázatokkal összefüggő tényezők	75
6.3. Természetvédelmi alkalmazások	76
6.4. Kiegészítés	79
7. Köszönetnyilvánítás	81
8. Irodalom	82
8.1. Hivatkozott irodalom	82
8.2. Az értekezés témájában készült publikációk	92
9. Summary	94
10. Függelékek	105
1. függelék	106
2. függelék	112
3. függelék	115

1. Bevezetés

1.1. Problémafelvetés

A természetvédelmi biológia célja a biológiai sokféleség megőrzése. A cél eléréséhez megfelelő adatokra és módszerekre van szükség. Mivel a védelemre fordítható források legtöbbször korlátozottak, ezért a természetvédelmi tevékenység eredményességének növeléséhez elengedhetetlen a célobjektumok rangsorolása (Olson & Dinerstein 1998, Margules & Pressey 2000, Sutherland 2001: 21).

A természetvédelem célobjektumai lehetnek fajok, területek, illetve élőhely-típusok. A fajok elterjedési adatait tartalmazó nagy léptékű faunisztikai adatbázisok a vizsgált élőlénycsoportok biológiai tulajdonságaiból és a gyűjtésintenzitás területi egyenetlenségeiből fakadóan torzító hatásokkal terheltek (Ponder *et al.* 2001, Williams *et al.* 2002). Az adatbázisok természetvédelmi alkalmazásait ezek a hatások jelentősen befolyásolhatják (Gaston & Rodrigues 2003, Reddy & Dávalos 2003), ezért ezeknek a hatásoknak az alaposabb vizsgálata elengedhetetlen.

A védhető fajok számát és a védelemhez szükséges források mennyiségét tekintve a faj szintű természetvédelem a területi védelemmel összehasonlítva kevésbé hatékony. A faj szintű védelem mégis szükséges lehet, ha a fajok területi védettsége nem megoldott, ha azok elterjedése nem esik egybe a védett területek elhelyezkedésével (Hunter 1996: 72-73), vagy ha jelentős időt töltenek a tulajdonképpeni élőhelyeiken kívül (pl. komplex életmenetű rovarok, madarak).

A szárazföldi csigák kezelhetően magas fajszámához (világszerte mintegy 45 ezer faj; van Bruggen 1995) nagyfokú veszélyeztetettség is társul (Wells 1995). A Természetvédelmi Világszervezet (IUCN 2005) adatai

alapján az 1600 óta dokumentáltan kipusztult állatfajok 40,1%-a a szárazföldi csigák közül került ki (494 fajból 198 [túlnyomórészt szigetlakó endemizmusok]), megelőzve ezzel a négy lábú gerinceseket is. A szárazföldi csigák magas kihalási rátájának legfőbb oka az élőhelypusztítás (Darwin 1996: 169, Wells 1995, Preece 1998, Bouchet *et al.* 1999), az élőhelyek átalakítása (Schilthuizen *et al.* 2005, Pokryszko 2003), a túlhasználat (Bouchet *et al.* 1999), valamint az idegenhonos fajok terjedése (Cowie 2001, 2004, Cowie & Robinson 2003). Ehhez a helyzethez jelentősen hozzájárul a szárazföldi csigák gyenge aktív terjedőképessége is (Solem 1984, Baur & Baur 1992, Cameron 1999).

A csekély aktív terjedőképességet alapul véve a szárazföldi csigák veszélyeztetettsége jól becsülhető a fajok ritkaságával (Heller & Safriel 1995, Mace & Kershaw 1997, Cameron 1998). A ritkaság különböző térbeli léptékű megnyilvánulásai felhasználhatók a fajok természetvédelmi szempontú rangsorolásához is (Heller & Safriel 1995).

A faj szintű védelmi intézkedések törvényi háttérét gyakran éri kritika a gyors elévülés (Bouchet *et al.* 1999) és a gerinctelen állatcsoportok alulreprezentáltsága miatt (Ponder 1995, Korsós & Mészáros 1998, Bouchet *et al.* 1999). Ezért a bővülő ismeretek és a fajok rangsorolása tükrében a védettségi listák felülvizsgálata időről-időre szükségszerűvé válik.

A területi védelem hatékonyságának növelése megvalósítható a védett területek tervezése (Margules & Pressey 2000, Pressey & Cowling 2001), illetve a meglévő védett területeket erősítő hiányelemzés (Burley 1988) révén is. A területek rangsorolása és kiválasztása a nagy fajgazdagságú, illetve a sok ritka, illetve endemikus faj jelenlétével jellemezhető területek alapján végezhető. A területválasztás hatékonyságát a reprezentált fajok száma, és a maximális reprezentáltság eléréséhez szükséges terület mérete alapján (Church *et al.* 1996), a védett területek elhelyezkedésének hatékonyságát

hiányelemzés segítségével lehet értékelni (Caicco *et al.* 1995, Kiester *et al.* 1996).

A fajösszetétel, a fajgazdagság és a ritka fajok elterjedésének nagyléptékű térbeli mintázata környezeti (Currie & Paquin 1987, Whittaker *et al.* 2001) és történeti hatások eredménye (Varga 1995, Qian & Ricklefs 2000, Whittaker *et al.* 2001, Wiens & Donoghue 2004). A biológiai sokféleséget létrehozó és az azt fenntartó tényezők ismerete nélkül hatékony természetvédelmi tevékenység sem végezhető hosszú távon. Ezért természetvédelmi szempontból szükséges az állatföldrajzi mintázatok és az ezek háttérében álló összefüggések ismerete. A természetvédelem és az állatföldrajz szoros kapcsolatára utal a természetvédelmi életföldrajz elnevezésű tudományterület megjelenése. A természetvédelmi életföldrajz tárgya a fajok (egyéni és együttes) elterjedési dinamikájával összefüggő életföldrajzi törvényszerűségek, elméletek és elemzések alkalmazása a biológiai sokféleség megőrzésével kapcsolatos problémákra (Whittaker *et al.* 2005).

1.2. Célkitűzések

A dolgozat célja a hazai szárazföldi csigafajok elterjedési mintázatainak elemzése, természetvédelmi szempontú alkalmazási lehetőségek bemutatása, és a mintázatok háttérében álló mechanizmusok vizsgálata.

A gyűjtésintenzitás területi különbségeiből és a fajok eltérő foghatóságából fakadó (i) torzító hatások mértékének megállapítása után bemutatom a korrekciós lehetőségeket. A torzító hatások ismeretében az elterjedési adatbázis elemzését a (ii) fajok és a (iii) területek oldaláról folytatom. Céloom a faji és területi prioritások megállapításán túl a jelenlegi védelmi intézkedések (védettségi listák, védett területek elhelyezkedése) megalapozottságának vizsgálata és hatékonyságának növelése a szárazföldi

csigák szempontjából. Ezt követően a (iv) fajgazdagság és fajösszetétel mintázatait és az ezek háttérben álló történeti, és jelenlegi környezeti tényezők szerepét elemzem.

A dolgozat felépítése a római számokkal jelzett négyes tagolódást követi. A részletes célkitűzéseket a bevezető fejezetek tartalmazzák. A négy fő fejezet önálló diszkussziót tartalmaz, mivel a fejezetek többé-kevésbé önálló publikációkra épülnek. Az eredmények egységes értékelését a 6. fejezetben adom meg. A 6. fejezet szerkezete nem a négy, módszertanilag elkülönülő elemzés (torzító hatások, fajok, területek, háttérváltozók) sorrendjét, hanem a mintázat – mechanizmus – alkalmazás logikai sorrendet követi.

A dolgozat nem tartalmazza az időközben publikált elterjedési adatok (Pintér & Suara 2004) részletes elemzését, mivel azok nem képezik részét a dolgozat témájában készült publikációknak. Az újabb adatok rövid értékelését, a dolgozat eredményeinek kiegészítését a 6.4. fejezet tartalmazza.

2. Torzító hatások az adatbázisban (i)

2.1. Bevezetés

A biodiverzitás hatékony védelméhez jó minőségű adatokra és hatékony módszerekre van szükség (Williams *et al.* 2002, Pressey 2004). A természetvédelmi tervezés során a gerinctelen állatok jelentősége sajnálatosan alacsony a jól dokumentált gerinces csoportokhoz képest (Myers *et al.* 2000), annak ellenére, hogy a gerinctelen állatok adják a fajok túlnyomó többségét. A gerinctelen állatok alulreprezentáltságának egyik oka az elterjedési adatbázisok hiánya, vagy nem megfelelő minősége (Pressey 2004).

A fajok elterjedési adatait tartalmazó nagyléptékű faunisztikai adatbázisok a vizsgált élőlénycsoportok tulajdonságaiból és a gyűjtésintenzitás területi eltéréseiből fakadóan torzító hatásokkal terheltek (Ponder *et al.* 2001, Williams *et al.* 2002). Mivel az adatbázisok természetvédelmi felhasználhatóságát a torzító hatások jelentősen befolyásolhatják (Gaston & Rodrigues 2003, Reddy & Dávalos 2003), ezért a torzító hatások mértékének ismerete, és a lehetséges korrekciók elvégzése elengedhetetlen.

A hazai szárazföldi Mollusca-fauna feltártsága hazai és európai viszonylatban is kimagaslónak tekinthető (vö. Kerney *et al.* 1983: 316-321), azonban az adatgyűjtés torzító hatásokkal terhelt (Pintér 1981). A mintavételi preferencialitásból fakadó torzító hatásokat a **(i1)** vizsgált területek tulajdonságainak és a **(i2)** vizsgált fajok tulajdonságainak szempontjából elemeztem. A területi preferencialitás esetén azt vizsgáltam, **(i1a)** milyen területi különbségek mutathatók ki a földrajzi tájegységek között, milyen hatással van az **(i1b)** emberi települések közelsége, és a **(i1c)** védett területek

elhelyezkedése a gyűjtésintenzitásra. A fajok tulajdonságaiból fakadó preferencialitás oka lehet a fajok (i2a) eltérő gyakorisága, és (i2b) eltérő észlelési valószínűsége, mely tényezők a torzító hatásait szintén elemeztem.

2.2. Anyag és módszerek

2.2.1. Adatbázis

A hazai szárazföldi puhatestűek elterjedési adatbázisa 1052 darab, 10 km × 10 km-es UTM-alapú (Universal Transversal Mercator) területi egységből állt. A területi egységek (cellák) területének módusza és maximuma 100 km² volt, az ettől kisebb területű cellák az országhatár, vagy az Föld felszíni görbületét korrigáló UTM-zónahatárok miatt alakultak ki. Az UTM cellákat Dévai & Miskolczi (1987) munkáját követve földrajzi nagytájak (vö. Marosi & Somogyi 1990) szerinti kategóriákba (régiók) soroltam, melyek a következők voltak: 1: Tiszai Alföld, 2: Dunai Alföld, 3: Kisalföld, 4: Nyugat-magyarországi peremterületek, 5: Dunántúli-dombság, 6: Dunántúli-középhegység, 7: Északi-középhegység (1. ábra).

A szárazföldi puhatestűek elterjedési adatai irodalmi forrásokon (Pintér *et al.* 1979, Pintér & Szigethy 1979, 1980), valamint a Magyar Természettudományi Múzeum Mollusca-gyűjteményének adatain (Fehér & Gubányi 2001) alapultak. (A gyűjtési adatok időbeli heterogenitásának megvitatása nem része a dolgozatnak.) Az édesvízi puhatestűek elterjedési adatait azért nem vettem figyelembe, mert ezek elterjedési mintázata és terjedési mechanizmusa nem vethető össze a szárazföldi fajokéval.

Magyarország területén jelenleg 161 szárazföldi Mollusca-faj recens szabadföldi előfordulásáról (üvegházi és terráriumai előfordulásokat és kizárólag hordalékból előkerült fajokat nem számítva) rendelkezünk írásos dokumentációval (Pintér 1974, 1984, Pintér *et al.* 1979, Fehér & Gubányi

2001). Az elemzés során nem vettem figyelembe a behurcolt fajokat, mivel ezek természetvédelmi jelentősége megkérdőjelezhető (Patten & Erickson 2001). A meztelen csigákat szintén nem vettem figyelembe, mivel az elterjedési adataik a gyűjtési és határozási nehézségekből fakadóan hiányosak (Wiktor & Szigethy 1983). Összesen 121 szárazföldi csigafaj recens előfordulási adatait használtam az elemzés során. A fajnevek írásmódjánál Pintér (1984) és Kerney *et al.* (1983: 52-62) munkáját vettem alapul (ld. 1. függelék).

Minden felhasznált forrás figyelembe vételével 704 (66,7%) UTM cellából rendelkeztem előfordulási adatokkal. A Magyar Természettudományi Múzeum Mollusca-gyűjteménye 612 (58,2%) UTM cellából összesen 26023 múzeumi tétel adatait tartalmazta. Egy múzeumi tétel adott faj, adott időben és helyen történő gyűjtését jelenti. Ugyanazon fajnak több gyűjteményi tétele is származhat ugyanarról a gyűjtőhelyről más időpontból és más gyűjtőtől.

2.2.2. Adatelemzés

A térbeli gyűjtésintenzitás mértékét az UTM cellákhoz tartozó múzeumi tételek száma alapján becsültem, mivel csak Fehér & Gubányi (2001) munkájában közölt adatok esetén rendelkeztem az elemzéshez szükséges mennyiségi adatokkal. Adott UTM cellára vonatkoztatva a gyűjtésintenzitás az UTM cellából előkerült összes fajhoz tartozó múzeumi tételek összesített számát jelenti. Adott fajra vonatkoztatva a gyűjtésintenzitás az egységnyi területre eső múzeumi tételek számát jelenti (UTM cellára eső átlagos tételszám: a faj összes tételszáma osztva a fajt tartalmazó UTM cellák számával).

A logaritmikusan transzformált térbeli gyűjtésintenzitás adatok eloszlása szignifikánsan eltért a normál eloszlástól (Shapiro-Wilk teszt, $W =$

0,968, $n = 612$, $p < 0,001$), ezért a gyűjtésintenzitás területi (regionális) különbségeit Kruskal-Wallis nemparaméteres variancia-elemzéssel (ANOVA; Kruskal & Wallis 1952) vizsgáltam. A páronkénti összehasonlítást Mann-Whitney U -teszt segítségével végeztem. Mindkét nemparaméteres módszer robusztus, abban az értelemben, hogy nem érzékenyek a kilógó értékekre és nem előfeltételük a változók normál eloszlása. Többszörös összehasonlítások esetén a szignifikancia szint korrekcióját Benjamini-Liu-féle FDR (téves elfogadási arány, False Discovery Rate) módszerrel végeztem (Benjamini *et al.* 2001). Az FDR módszer előnye (pl. a Bonnferroni-féle korrekcióval szemben), hogy az I. fajú hiba csökkentésével nem nő aránytalanul a II. fajú hiba elkövetésének valószínűsége (Benjamini & Hochberg 1995, Benjamini *et al.* 2001, García 2003).

Az emberi települések (városok) térbeli elhelyezkedésének hatását a legközelebbi városmagtól mért távolság segítségével vizsgáltam. Ehhez Miskolczi *et al.* (1997) munkáját követve meghatároztam a Központi Statisztikai Hivatal (KSH 2001) adatai alapján városként nyilván tartott 252 településhez tartozó, városmaggént definiált UTM cellát. Ezután meghatároztam a gyűjtési adatokat, valamint a városmagokat tartalmazó UTM cellák súlypontjainak távolságát. A távolságok közül kiválasztottam a legkisebbet, ami megadta az elterjedési adatokat tartalmazó UTM cellák legközelebbi városmagtól mért távolságát kilométerben.

Vizsgáltam a települések elhelyezkedésének a gyűjtés lefedettségére, illetve a gyűjtésintenzitásra gyakorolt hatását. Lefedettség esetén Reddy & Dávalos (2003) munkáját követve összevettem az adatokat tartalmazó 704 UTM cella, és 704 ismétlés nélkül véletlenszerűen kiválasztott cella legközelebbi városmagtól mért távolságait. Gyűjtésintenzitás esetén a Magyar Természettudományi Múzeum adatai alapján a 26023 múzeumi tételhez tartozó UTM cellák, és 26023 ismétléssel véletlenszerűen

kiválasztott UTM cella legközelebbi városmagtól mért távolságait hasonlítottam össze. Az adatokat tartalmazó és véletlenszerűen kiválasztott cellákhoz tartozó távolságok eloszlását kétmintás Kolmogorov-Szmirnov próbával, az adatok lokalizációját lefedettség esetén Mann-Whitney U -teszttel, gyűjtésintenzitás esetén a nagy mintaszámok miatt közelítő randomizációs teszttel (Motulsky 1995: 219-220, Potvin & Roff 1993) vettem össze. A közelítő randomizációs teszt során az adatokat 5000 alkalommal (Potvin & Roff 1993) véletlenszerűen összekevertem a csoportok (megfigyelt és random) között, és a kétoldali p -értéket a csoportok között megfigyelt abszolút eltérésnél nagyobb, vagy azzal megegyező abszolút eltérések gyakoriságaként adtam meg (Motulsky 1995: 219-220).

A védett területek elhelyezkedésének a fajok gyűjtésintenzitására gyakorolt hatását Reddy & Dávalos (2003) munkáját követve regresszió segítségével vizsgáltam. A védett területeket tartalmazó és az azokat nem tartalmazó UTM cellákon belül néztem a fajok gyűjtésintenzitását. Csak azokat a fajokat vettem figyelembe, amelyek védett területeken belül és kívül egyaránt előfordulnak ($n = 97$). Mivel mindkét változó értékének megállapítása hasonló nagyságrendű véletlen hibával terhelt, ezért hagyományos regresszió nem végezhető. Ilyen esetben a II. típusú regressziót (standard major axis regression, Sokal & Rohlf 1995: 541-554) lehet alkalmazni. A II. típusú regresszióval a kétdimenziós pontfelhőre illesztett főtengety meredekségét és annak 95%-os konfidencia határait vettem össze az egyenletes gyűjtésintenzitás esetén várható egységnyi meredekséggel. A fajok elterjedési területének különbözőségeiből fakadó hatást úgy küszöböltem ki, hogy a védett területeken és azokon kívül egyaránt az egységnyi területre eső múzeumi tételek számát vettem figyelembe.

A fajok egységnyi területre eső gyűjtésintenzitása lognormális eloszlást követett (Shapiro-Wilk teszt, $W = 0,985$, $n = 116$, $p = 0,216$). Ezért

az elemzéshez a fajok gyűjtésintenzitás adatait logaritmikusan transzformáltam. A fajok gyakoriságának és észlelési valószínűségének a fajok gyűjtésintenzitására gyakorolt hatását kétfaktoros általánosított lineáris modell (generalized linear model, GLM; Nelder & Waddeburn 1972) segítségével vizsgáltam. A GLM alkalmazása során minden faktor minden kategóriájához egy paramétert rendelünk, ez a teljes parametrizálás a kiegyensúlyozatlan elrendezések és üres cellák problematikáját jobban kezeli, mint a hagyományos ANOVA. A paraméterek meghatározása az iteratív súlyozott legkisebb négyzetek módszere alapján történik (Nelder & Waddeburn 1972).

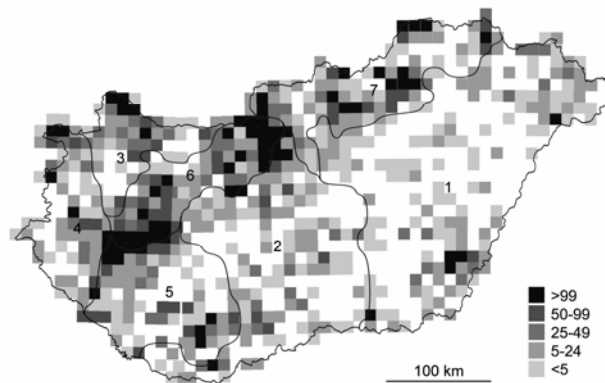
Az elrendezésben a gyakorisági és testméret kategóriákat vettem faktoroknak, és vizsgáltam a két faktor közötti kölcsönhatást is. A fajokat öt, nagyjából azonos elemszámú gyakorisági kategóriába soroltam. A gyakorisági kategóriákba sorolással a gyűjtésintenzitás gyakoriságra gyakorolt torzító hatásának egy része is kiküszöbölhető. A fajokat továbbá öt darab, nagyjából azonos elemszámú testméret kategóriába soroltam, mivel a fajok testmérete összefügg a fajok észlelési valószínűségével (foghatóságával). Mivel a kisebb testméretű fajok foghatósága kvadrát módszerrel, a nagyobb testűeké egyeléssel nagyobb (Sólymos *et al.* in press) ezért bimodális összefüggést várhatunk. A testméret a nagyobbik héjátmérő segítségével adtam meg (Hausdorf & Hennig 2003), ami házas fajok esetén a héj magasság és szélesség értékei közül a nagyobbik érték milliméterben megadva. A magasság és szélesség adatokat Kerney *et al.* (1983) alapján határoztam meg. Az elemzéskor nem vizsgáltam azokat a fajokat, amelyek képtelenek házukba teljesen visszahúzódní, mivel ilyen esetben a héj mérete nem korrelál a testmérettel. Mivel az adatok a faktor-kombinációkban üres cellák nélkül egyenlőtlenül oszlottak meg (unbalanced design; Shaw & Mitchell-Olds 1993), a kétfaktoros (5×5) elrendezésben III. típusú

eltérésnégyzet-összeg (SS) felbontást alkalmaztam. Ez lehetővé teszi kiegyensúlyozatlan elrendezések elemzését, bár a próba ereje valamelyest csökken a kiegyenlített elrendezéshez képest (Shaw & Mitchell-Olds 1993). A csoportok közötti páronkénti összehasonlítást a becsült marginális átlagok közötti legkisebb szignifikáns eltérés (least significant difference, LSD; Sokal & Rohlf 1995: 240-243) alapján végeztem, a szignifikancia szinteket Benjamini-Liu FDR módszerrel korrigáltam (Benjamini *et al.* 2001).

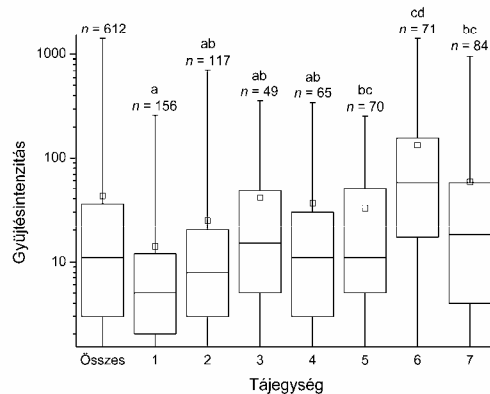
2.3. Eredmények

Az UTM cellánkénti gyűjtésintenzitás eloszlása erőteljesen jobbra ferde (ferdeség = $6,73 \pm 0,099$ SE, $n = 612$) és csúcsos (csúcsosság = $65,24 \pm 0,197$ SE, $n = 612$) eloszlást mutatott. A 612 UTM cella között 69 cellából (az ország területének 6,6%-a) volt legalább 100, vagy annál több múzeumi adat (1. ábra). A legintenzívebben gyűjtött területek az Északi-középhegység területei (Börzsöny, Cserhát, Karancs-Medves, Mátra, Bükk, Aggteleki-karszt, Zempléni-hegység), az Alföld néhány területe (Bátorliget, Békéscsaba és Szeged környéke), Budapest környéke (Gerecse, Pilis, Visegrádi-hegység, Budai-hegység, Vértes), a Bakony és Keszthely környéke, a Szigetköz, a Soproni- és Kőszegi-hegység területe, illetve Pécs környéke és a Szársomlyó (1. ábra). Adatot nem tartalmazó cellák („fehér foltok”) leginkább az Alföldön találhatók.

A gyűjtésintenzitás (100 km²-re eső ráfordítás múzeumi tételekben kifejezve) jelentős területi különbségeket mutatott a földrajzi nagytájak szerinti kategorizálás alapján (Kruskal-Wallis teszt, $H = 102,334$, $df = 6$, $n = 612$, $p < 0,0001$; 1. és 2. ábra). A gyűjtésintenzitás a Tiszaí Alföld területén



1. ábra. A gyűjtésintenzitás területi eloszlása a Magyar Természettudományi Múzeum Mollusca-gyűjteményének 10 km × 10 km-es UTM alapú elterjedési adatai alapján. A szürke árnyalatai az UTM cellákra eső múzeumi tételek számát mutatják az ábramagyarázat szerint. A számok földrajzi nagytájakat jelölnek: 1: Tiszai Alföld, 2: Dunai Alföld, 3: Kisalföld, 4: Nyugat-magyarországi peremterületek, 5: Dunántúli-dombság, 6: Dunántúli-középhegység, 7: Északi-középhegység. A régiók közti határok hozzávetőlegesek, az UTM cellák régiók szerinti besorolása Dévai & Miskolczi (1987) munkáját követi.



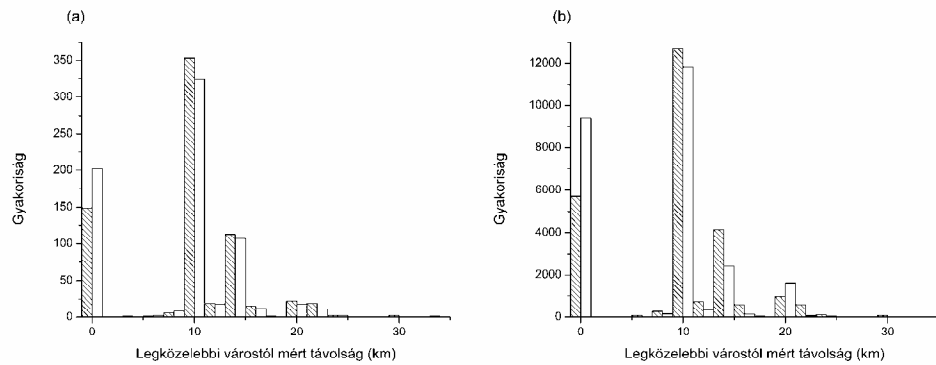
2. ábra. A gyűjtésintenzitás területi különbségei a Magyar Természettudományi Múzeum Mollusca-gyűjteményének 10 km × 10 km-es UTM alapú elterjedési adatai alapján. A gyűjtésintenzitás az UTM cellákra eső múzeumi tételek számában van megadva (négyzet: átlag, vonal: medián, doboz: interkvartilis terjedelem, bajuszok: minimum és maximum). Régiók számozását ld. 1. ábrán. A betűk szignifikáns különbségeket jelölnek (párónkénti Mann-Whitney *U*-teszt, $p < 0,05$, Benjamini-Liu FDR korrekció többszörös összehasonlításra).

volt a legalacsonyabb és a Dunántúli-középhegységben a legmagasabb (2. ábra). A gyűjtésintenzitás az Alföldön szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a hegy- és dombvidéki területeken és a Kisalföldön (1. és 2. ábra).

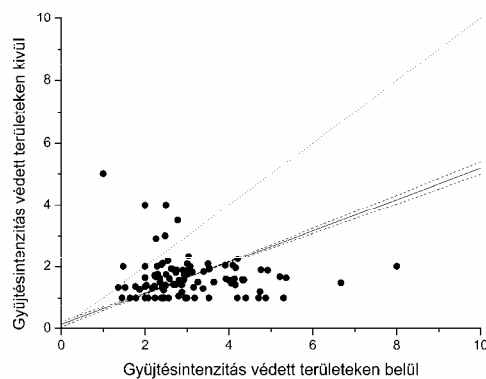
Az emberi települések térbeli elhelyezkedésének kimutatható hatása volt a gyűjtési adatok területi lefedettségére és a gyűjtés intenzitására. A gyűjtési adatokat tartalmazó 10 km × 10 km-es UTM cellák ($n = 704$) legközelebbi városmagtól mért távolságainak átlaga ($8,07 \text{ km} \pm 5,745 \text{ km SD}$) szignifikánsan kisebbnek adódott, min a véletlenszerűen elhelyezett UTM cellák ($n = 704$) legközelebbi városmagtól mért távolságainak átlaga ($9,14 \text{ km} \pm 5,705 \text{ km SD}$) (Mann-Whitney teszt, $U = 225654,5$, $p < 0,01$; Kolmogorov-Szmirnov kétmintás próba, $D = 0,078$, $p < 0,05$; 3a. ábra).

A gyűjtési adatokhoz ($n = 26023$) tartozó UTM cellák legközelebbi városmagtól mért távolságainak átlaga ($7,19 \text{ km} \pm 6,005 \text{ km SD}$) szignifikánsan kisebbnek adódott, mint a véletlenszerűen elhelyezkedő adatokhoz ($n = 26023$) tartozó UTM cellák legközelebbi városmagtól mért távolságainak átlaga ($9,07 \text{ km} \pm 5,863 \text{ km SD}$) (közelítő randomizációs teszt, 5000 randomizálás után, $p < 0,0002$; Kolmogorov-Szmirnov kétmintás próba, $D = 0,166$, $p < 0,0001$; 3b. ábra).

A fajok gyűjtésintenzitása magasabb volt a védett területek elhelyezkedésével egybeeső 10 km × 10 km-es UTM cellákon belül, mint azokon kívül. A II. típusú regresszió alapján illesztett főtengety meredeksége szignifikánsan alacsonyabb volt ($\beta = 0,505$, $95\% \text{ CL}_1 = 0,477$, $95\% \text{ CL}_2 = 0,534$), mint az egyenletes gyűjtésintenzitás alapján várható egységnyi ($\beta = 1$) meredekség (az adatokra illesztett főtengety egyenlete: $y = 0,505 x + 0,128$, $r^2 = 0,0134$, $n = 97$; 4. ábra). Néhány faj (*Acicula polita*, *Truncatellina callicratis*, *Macrogastra plicatula*, *Bulgarica vetusta*, *Perforatella umbrosa*, *Hygromia kovacsi*, *Helix lutescens*) gyűjtésintenzitása a védett területek



3. ábra. A lefedettség (a) és a gyűjtésintenzitás (b) térbeli mintázatának kapcsolata a városok elhelyezkedésével 10 km × 10 km-es léptékben. A vonalkázott oszlopok a véletlenszerűen létrehozott adatokat, az üres oszlopok a megfigyelt adatokat jelentik. A megfigyelt adatok lefedettség esetén Pintér *et al.* (1979), Pintér & Szigethy (1979, 1980) és Fehér & Gubányi (2001) adatain (cellánkénti jelenlét/hiány adatok, $n = 704$), gyűjtésintenzitás esetén a Magyar Természettudományi Múzeum Mollusca-gyűjteményének adatain alapulnak (múzeumi tételek száma, $n = 26023$). A véletlenszerű cellák kijelölése a lefedettség esetén ismétlés nélküli permutációval ($n = 704$), gyűjtésintenzitás esetén ismétléses permutációval ($n = 26023$) történt.

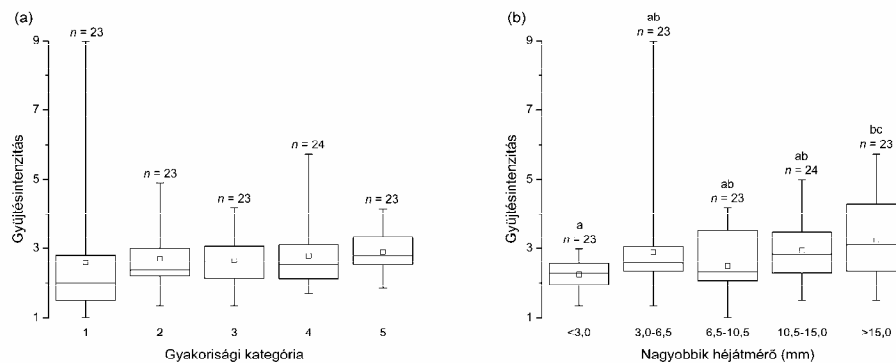


4. ábra. A fajok ($n = 97$) gyűjtésintenzitása védett területeken kívül és azokon belül. A gyűjtésintenzitás az egységnyi területre eső múzeumi tételek számát jelenti adott fajra vonatkoztatva. A folytonos vonal a II. típusú regresszióval illesztett főtengely ($y = 0,505x + 0,128$), a szaggatott vonal a főtengely meredekségének 95%-os konfidencia határait jelöli, a pontozott vonal az egyenletes gyűjtésintenzitás mellett várható meredekséget jelöli.

1. táblázat. A fajok gyakoriságának és foghatóságának hatása a fajok gyűjtésintenzitására.^a

A variáció forrása	df	SS	MS	F
Csoportok között	25	20,879	0,835	46,72***
Gyakoriság	4	0,155	0,039	2,17+
Foghatóság	4	0,288	0,072	4,02**
Kölcsönhatás	16	0,608	0,038	2,12*
Csoportok között	91	1,627	0,018	
Összes	116	22,505		

^aKétfaktoros általánosított lineáris modell (GLM) alapján, a függő változó (fajok egységnyi területre számított gyűjtésintenzitása) logaritmikusan transzformálva, ***: $p < 0,001$, **: $p < 0,01$, *: $p < 0,05$, +: $p < 0,1$.



5. ábra. A fajok gyakoriságának (a) és a fajok foghatóságának (b) hatása a fajok gyűjtésintenzitására. Négyzet: átlag, vonal: medián, doboz: interkvartilis terjedelem, bajuszok: minimum és maximum. A betűk szignifikáns különbségeket jelölnek (párónkénti legkisebb szignifikáns különbség [LSD], $p < 0,05$, Benjamini-Liu FDR korrekció többszörös összehasonlításra).

elhelyezkedésével egybeeső cellákon belül alacsonyabb volt, mint azokon kívül.

A fajok gyakoriságának és foghatóságának együttes hatása a fajok gyűjtésintenzitására szignifikáns volt, a gyakoriság önmagában marginálisan szignifikáns, a foghatóság önmagában szignifikáns hatással volt a gyűjtésintenzitásra, a két faktor közötti kölcsönhatás szignifikáns volt (1. táblázat).

A párónkénti összehasonlítás során a gyakorisági kategóriák között nem volt szignifikáns különbség (5a. ábra). A legritkább kategóriában kiugró

gyűjtésintenzitást mutató fajok: *Spelaeodiscus triarius*, *Pagodulina pagodula*, *Pomatias rivulare*, *Helicigona planospira*, és *Hygromia kovacsi*.

A 3 mm-nél kisebb termetű csigafajok (*Carychium*, *Vallonia*, *Truncatellina*, *Vertigo*, *Vitrea* fajok, *Punctum pygmaeum*, *Acanthimula aculeata*, *Acicula polita*, *Pupilla triplicata*, *Columella edentula*) gyűjtésintenzitása szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a 15 mm-nél nagyobb termetű fajoké (5b. ábra). A 3-6,5 mm héjátmérőjű fajok között két faj (*Spelaeodiscus triarius* és *Pagodulina pagodula*) kiugró gyűjtésintenzitást mutatott.

2.4. Értékelés

Az ország magas gyűjtésintenzitással jellemezhető területei a városok és hegységek környezetében találhatóak. Bizonyos városok jól meghatározható intézmények, illetve malakológusok székhelyei (Békéscsaba: Kovács Gy., Domokos T.; Keszthely: Pintér I.; Budapest: Természettudományi Múzeum) (Pintér 1981, 1985), a hegységek pedig ezek vonzáskörzetében találhatóak, vagy malakológiai „búcsújáró helynek” tekinthetők (pl. Bükk, Bátorliget, Szársomlyó). Az alföldi területek alacsony gyűjtésintenzitása a viszonylag kiterjedt mezőgazdasági területek kis attraktivitásával magyarázható.

A városok környezetében tapasztalható magas gyűjtésintenzitás azonban nem csak néhány nagyvároshoz és gyűjtőhöz kapcsolódó jelenség. Annál sokkal általánosabb jellemvonása a gyűjtésintenzitás térbeli eloszlásának. Ez kapcsolatba hozható a gyűjtési helyek könnyebb megközelíthetőségével (Reddy & Dávalos 2003). A városok környezetében tapasztalható magas gyűjtésintenzitás nem csak a gyűjtők preferenciáját tükrözheti, hanem bizonyos városok (pl. Budapest, Pécs) környezetében megfigyelhető földrajzi-geológiai sokféleség következménye is lehet (Kühn *et al.* 2004).

A védett és nem védett területeken tapasztalható gyűjtésintenzitásbeli különbségekért felelős lehet a védett területek viszonylagos természetességéből adódó attraktivitás. Nem utolsó sorban a nemzeti parkok biológiai állapotfelméréséhez és biomonitoring vizsgálatokhoz kapcsolódó adatok szintén a védett területek kutatottságát erősítik. Néhány faj esetén a gyűjtésintenzitás nem védett területeken volt magasabb. Ezek között vannak fajok, melyek hazai elterjedési adatainak kevesebb, mint 25%-a található nem védett területeken (*Acicula polita*, *Truncatellina callicratis*, *Macrogastra plicatula*, *Bulgarica vetusta*), így a védett területeken kívüli magasabb gyűjtésintenzitás a gyűjtések valós súlypontját tükrözi. Három faj esetén (*Perforatella umbrosa*, *Hygromia kovacsi*, *Helix lutescens*) a gyűjtésintenzitás eltérései abból fakadnak, hogy a hazai elterjedési adatok több mint 33%-a védett területeken kívül található. Az elterjedési adatok védettségi státusza bizonyos esetekben faji szintű rangsoroláshoz is felhasználható (ld. 3. fejezet).

A területi preferencialitásból eredő torzító hatások kétféle képen csökkenthetők: a preferencialitás minimalizálásával (bemeneti oldal), és a meglévő adatok utólagos korrekciójával (kimeneti oldal). A torzító hatások csökkentése a bemeneti oldalon jól tervezett kutatások révén történhet. Ehhez szükség van az országos reprezentativitás elérésére, az alul-reprezentált területek mintavételezésére (degradált élőhelyek, mezőgazdasági területek) és a határ-menti területek további kutatására.

A torzító hatásokat teljesen megszüntetni nem lehet (Pressey 2004). Azok mérséklése mellett elengedhetetlenül szükség lehet utólagos korrekciókra, hiszen a mintavételi ráfordítás eltérései valótlan különbségeket okozhatnak (Nelson *et al.* 1990). A korrekciók egyrészt a területi egységek fajgazdagságának (fajdenzitás; Whittaker *et al.* 2001) becslésére irányulhatnak. A fajsám becslése történhet térbeli autokorrelációs simítás

révén (pl. Williams *et al.* 1996), várható fajszám diverzitás (rarefaction, pl. Prendergast *et al.* 1993), vagy nem paraméteres fajszámbecslési módszerek használatával (Colwell & Coddington 1994), illetve történhet időbeli fajtelitődési adatokra illesztett görbék extrapolálásával (pl. Soberón & Llorente 1993).

Másrészt, az utólagos korrekciók irányulhatnak a ritka fajok előfordulásainak modellezésére és prediktálására (pl. Ponder *et al.* 2001), hiszen sok esetben nem elég a fajgazdagság ismerete, mivel a ritka (kevésbé jól fogható) fajok azonosítása faunisztikai és természetvédelmi szempontból elsőrendű fontosságú lehet. Ez azonban korlátozott terjedőképességű élőlények esetén nem mindig alkalmazható, hiszen a fajok nem fordulnak elő az összes potenciális élőhelyükön (Williams *et al.* 2002).

A fajszám becslésére használatos módszerek legtöbbje (ld. Bunge & Fitzpatrick 1993, Colwell & Coddington 1994, Keating *et al.* 1998, Shen *et al.* 2003) kis térbeli léptékű (fajtelitődési jellegű) problémákra és hiperdiverz taxonokra lett kidolgozva. A térbeli lépték növelésével a fajszám tovább nő, ám ebben az esetben faj-terület összefüggésről beszélünk, és itt az újabb élőhelyekre jellemző specialista fajok megjelenése, még nagyobb léptékben életföldrajzi provinciák endemizmusainak megjelenése okozza a fajszám növekedését (Rosenzweig 1995: 190-192).

Mivel az alul-kutatott területek adatai zavarhatják a komplementaritás elvén működő területválasztó algoritmusokat (Gaston & Rodrigues 2003, Reddy & Dávalos 2003), azért az elemzés során a kevés adatot tartalmazó területi egységek (cellák) mellőzése is alkalmas stratégia. Ekkor probléma lehet a határ meghúzásának kérdése, hiszen a fajgazdagság területi különbségeinek a háttérben a kutatottság mellett valós eltérések is lehetnek.

A fajok gyűjtésintenzitásának vizsgálatakor nagy különbség mutatkozott a gyakorisági csoportok szóródásában, néhány faj ritkasága

ellenére intenzíven gyűjtöttek bizonyult. A gyakorisági kategóriák középértékei azonban nem különböztek szignifikánsan. Ez arra utal, hogy néhány intenzíven gyűjtött fajtól eltekintve, a gyakoriság és a gyűjtésintenzitás kapcsolata nem jelentős.

A testmérettel kifejezett foghatóság viszont jelentős különbségeket okozott a fajok foghatóságában. A leginkább tömeggyűjtéssel (talajminta) kinyerhető apró fajok (< 3 mm) gyűjtésintenzitása alacsonyabb volt, mint a legnagyobb méretkategóriába (> 15 mm) eső fajoké. Itt is kiemelendő néhány viszonylag kistermetű (3-6,5 mm) faj magas gyűjtésintenzitás értéke. A tapasztalt különbséget a megfigyelt enyhe bimodalitás alapján a terepi mintavételi módszerek eltérő szelektivitása okozza (Sólymos *et al.* in press).

A gyakoriság és a foghatóság közötti szignifikáns interakció arra hívja föl a figyelmet, hogy nehéz az okot az okozattól megkülönböztetni. Ugyanis elképzelhető, hogy a testméret a fajok terjedőképessége révén hatással lehet a fajok gyakoriságára (vö. Vágvölgyi 1975, Kirchner *et al.* 1997, Hausdorf & Hennig 2003). Továbbá a testméret a rendszertani hovatartozás révén (pl. a Vertiginidae fajok mindegyike kis méretű) is befolyásolhatja mind a gyakoriságot (Hausdorf & Hennig 2003), mind a gyűjtésintenzitást.

A fosszilis és szubfosszilis héjak talajmintába kerülése speciális problémát vet fel, ugyanis néhány faj esetén (pl. *Vallonia enniensis*) a szubfosszilis példányok egy része a múzeumi gyűjteményekben sok esetben recensként szerepel (Varga A. személyes közlés). Ebben az esetben a faj valódi ritkaságánál gyakoribbnak tűnik (nem nyilvánvaló ritkaság, non-apparent rarity; Gaston 1994: 53-55).

A gyűjteményekben a meztelen csigák – gyűjtési és határozási nehézségekből fakadóan – meglehetősen alulreprezentáltak (Wiktor & Szigethy 1983), ezért gyakoriságuk a házas fajokéval nem vethető össze közvetlenül. Néhány faj viszonylag kis hatékonysággal gyűjthető

egyeléssel (pl. a félmeztelen *Vitrina*, *Semilimax*, *Daudebardia* fajok törékeny héjai, a talajlakó *Ceciliodes* fajok és az *Oxychilus hydatinus*). Így ezek a fajok valós gyakoriságuknál ritkébbnek tűnhetnek (ál-ritkaság, pseudo-rarity; Gaston 1994: 53-55).

A faji preferencialitásból eredő torzító hatások kiküszöbölhetők az alul-reprezentált csoportok (pl. meztelen csigák, nehezen fogható fajok) célzott mintavételezése által. A fajok gyakoriságának utólagos korrekciója történhet a fajok elterjedésének modellezése révén (pl. Ponder *et al.* 2001), vagy egyedi korrekciós tényezők alkalmazásával (pl. speciális tényező, ld. 3. fejezet).

3. A fajok rangsorolása és védettségének megalapozottsága (ii)

3.1. Bevezetés

A természetvédelem célobjektumainak, a fajoknak és élőhelyeiknek megőrzése legalább részben törvényi szabályozáson alapszik. A fajok törvényi védettségét meghatározó listákat gyakran éri kritika azért, mert a törvények a természetvédelmi szükségleteket csak jelentős késéssel követik, miközben az ismeretek változnak (Bouchet *et al.* 1999). Másik gyakori kritika, hogy a törvények mostohán kezelik a gerinctelen állatcsoportokat, holott gerinctelenek alkotják a fajok túlnyomó hányadát (Bouchet *et al.* 1999, Korsós & Mészáros 1998).

Az elmúlt évtizedekben, hazánkban a védett fajok sok esetben szakértők tereptapasztalatai alapján *ad hoc* módon kerültek kiválasztásra. Mivel a természetvédelemre fordítható források mindig korlátozottak, a természetvédelmi tevékenység hatásának maximalizálása érdekében tanácsos a prioritásokra koncentrálni. Az adatok rendszerezése révén több hazai élőlénycsoport esetén készült természetvédelmi értékelés, így szárazföldi gerincesekre (Bakó & Korsós 1999, Báldi & Csorba 2001), nagygombákra (Pál-Fám *et al.* 2004) növényekre (Simon 1992, Borhidi 1995, Horváth *et al.* 1995), szitakötőkre (Dévai & Miskolczi 1987), egyenesszárnyúakra (Rácz 1998), poszméhekre (Sárospataki *et al.* 2003a, 2003b, 2004), cincérekre (Medvegy 2001a, 2001b) és puhatestűekre (Varga A. nem publikált, Sóllymos 2004, Fehér *et al.* in press). A törvényi védettségi listák ökológiai megalapozottságának vizsgálatára is találunk példát (Báldi & Csorba 1997).

Fontos kijelölni azokat a fajokat, amelyek hatékony védelme sürgős természetvédelmi beavatkozást igényel. Szárazföldi csigák esetén a fajok veszélyeztetettségét legtöbbször a ritkasággal fejezik ki (Heller & Safriel

1995, Mace & Kershaw 1997, Cameron 1998). A ritka fajok kipusztulása valószínűbb, mint a gyakori fajoké, ha minden más veszélyeztető tényező megegyezik. Ezért a ritkaság vizsgálata kulcsfontosságú a faj-szintű prioritások megállapítása során.

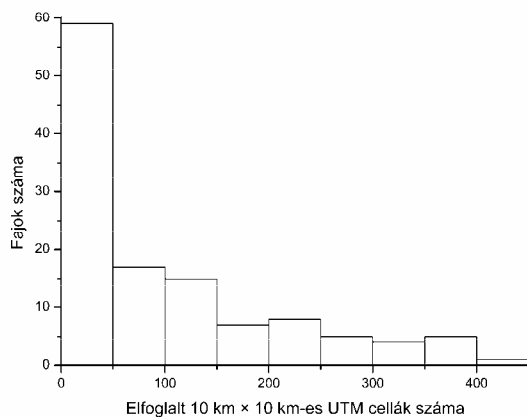
A természetvédelmi beavatkozások hatékonyságának növelésekor a másik lehetőség az élőhelyek védelme, amit gyakran durva-szűrős természetvédelmi stratégiának is neveznek (Hunter 2005). Ez a stratégia akkor lehet előnyös, ha a védett területek elhelyezkedése jól lefedi a fajok elterjedési területét (Hunter 1996: 72-73). Eszerint prioritások határozhatók meg a védett területek és a fajok elterjedési területe közötti megfelelés alapján.

A hazai szárazföldi csigafajokat természetvédelmi szempontú **(ii1)** rangsorolását a globális elterjedés nagysága, a helyi gyakoriság és a hazai elterjedési adatok területi védettségének aránya alapján végeztem el. Vizsgáltam a rangsor-változók szerint a **(ii2)** fajok védettségi státuszának megalapozottságát, és **(ii3)** ajánlásokat fogalmaztam meg a fajok védettségi státuszával kapcsolatban.

3.2. Anyag és módszerek

3.2.1. A fajok rangsorolása

Az elemzéshez 121 hazai szárazföldi csigafaj elterjedési adatait használtam (Pintér *et al.* 1979, Pintér & Szigethy 1979, 1980, Fehér & Gubányi 2001). A behurcolt fajok, valamint a meztelen csigák adatait a 2.2.1. fejezetben található indoklás alapján figyelmen kívül hagytam. Az adatok 704 darab 10 km × 10 km-es UTM cellából származtak. A fajok UTM cellák alapján számított előfordulási gyakorisága nem követett sem normál (Shapiro-Wilk teszt, $W = 0,839$, $n = 121$, $p < 0,001$), sem lognormális (Shapiro-Wilk teszt,



6. ábra. A vizsgált szárazföldi csigafajok ($n = 121$) helyi gyakoriságának eloszlása a hazai $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$ -es UTM alapú elterjedési adatok alapján.

$W = 0,948$, $n = 121$, $p < 0,001$) eloszlást. A fajok gyakoriságának eloszlása jobbra ferde (ferdeség = $1,22 \pm 0,22 \text{ SE}$, $n = 121$) és enyhén csúcsos (csúcsosság = $0,67 \pm 0,44 \text{ SE}$, $n = 121$) (6. ábra).

A 121 faj között 31 faj volt védett (KÖM 2001). A védett fajok köre tartalmazza a Berni Egyezmény (Európa Tanács 1979) és az Európai Unió Faj- és Élőhelyvédelmi Irányelve (Európa Tanács 1992) 2003 óta hatályos függelékeiben szereplő fajokat. A fajnevek írásmódja Pintér (1984) és Kerney *et al.* (1983) munkáját követi.

Puhatestűek tekintetében Heller & Safriel (1995) készítette az első ritkaságon alapuló természetvédelmi prioritási rangsort Izrael szárazföldi csiga-faunájára. A Heller & Safriel (1995) féle additív pontrendszer 5 komponenst tartalmaz: 1.: az elterjedési terület nagysága, 2.: helyi gyakoriság, 3.: taxonómiai izoláltság, 4.: regionalitás (egy genusz Izraelben előforduló fajainak aránya a környező területekhez viszonyítva), 5.: speciális tényezők (veszélyeztetettség, élőhely sérülékenysége, stb.). Az index 3. komponense túlságosan szubjektív, hiszen függ az aktuálisan használt

rendszerezéstől (vö. Kerney *et al.* 1983: 52-62 és Falkner *et al.* 2001 rendszerezését), a 4. pont pedig a környező országok faunájára vonatkozó adatok nélkül nem értékelhető.

A hazai szárazföldi Mollusca-fajok ritkasági értékelését a Heller & Safriel (1995) féle pontrendszer 1., 2. és 5. komponensének figyelembe vételével végeztem el, hiszen hazai viszonylatban ez a három tényező határozható meg a lehető legnagyobb objektivitással. A ritkaság mértéke a következő módon határozható meg: $MRI = GR + LF + SF$, ahol MRI = Mollusca ritkasági index, GR = elterjedési terület nagysága, LF = helyi gyakoriság, SF = speciális tényező.

Az elterjedési terület nagyságát (GR) 1-4-es skálán osztályoztam: 1: az elterjedési terület Európa méretét meghaladja (euroszibériai, nyugat-palearktikus, palearktikus, holarktikus elterjedésű fajok), 2: nagy elterjedés Európán belül (több állatföldrajzi régióban is elterjedt, pl. közép-európai, boreo-montán, alpin-kárpáti fajok, stb.), 3: egy meghatározott állatföldrajzi régióban elterjedt (pl. kárpáti elterjedésű fajok), 4: szűkebb elterjedés egy meghatározott állatföldrajzi régióon belül (endemikus fajok, pl. Északi-Kárpátokban elterjedt). Az elterjedési terület nagyságának kategorizálásához Pusanow (1928), Soós (1943), Ehrmann (1956), Jaeckel *et al.* (1957) és Kerney *et al.* (1983) munkáit használtam.

A helyi gyakoriság (LF) értékelését a fajok hazai elterjedésének UTM adatai alapján 1-5-ös skálán osztályoztam: 1: az adatokat tartalmazó 10 km × 10 km-es UTM cellák ($n = 704$) több mint 25%-ában, 2: 15-25%-ában, 3: 5-15%-ában, 4: 1-5%-ában, 5: kevesebb mint 1%-ában fordul elő. A helyi gyakoriság értékeinek megállapításához Pintér *et al.* (1979), Pintér & Szigethy (1979, 1980), Fehér & Gubányi (2001) munkáit használtam.

A speciális tényező (SF) értéke 0 és 1 pont lehet. Egy pontot kap egy faj, ha globális védelme szempontjából a hazai állomány elsőrendű

fontosságú (pl. *Hygromia kovacsi*), vagy ha a fajnak csak reliktum-jellegű előfordulásai ismeretesek (pl. *Phenacolimax annularis*, *Discus ruderatus*). Néhány faj esetén a speciális tényező segítségével korigáltam a torzított helyi gyakoriság értéket, de ilyen módon csak a torzító hatás jelenlétét és nem a mértékét vettem figyelembe. Torzító hatás jelentkezik például szubfosszilis/fosszilis példányok recensét kezeléskor (pl. *Vallonia enniensis* esetén nem nyilvánvaló ritkaság, non-apparent rarity; Gaston 1994: 53-55). Más esetben a tényező értéke 0. Az elemzés során a speciális tényezővel korigált helyi gyakoriság értékeket ($LFC = LF + SF$) vettem figyelembe.

A Mollusca ritkasági index értéke 2 és 10 között változik. A 2-es pontszám a leggyakoribb, a 10-es pontszám a legritkább fajokat jelöli. A ritka fajok körét a ritkaság kvartilis definíciója (Gaston 1994: 2-9, 19) alapján határoztam meg. Eszerint a fajok legritkább 25%-a 7-10 MRI ponttal jellemezhető.

A fajok ritkaságának elemzésekor alkalmazott kvartilis definíció alapja a ritkaság Reveal-féle (1981, *cit. in* Gaston 1994: 2) megfogalmazása: „a ritkaság az élőlényeknek csupán egy olyan pillanatnyi állapota, amikor az abundanciát, vagy az elterjedési területet különböző biológiai és/vagy fizikai tényezők olyan szintre korlátozzák, ami bizonyíthatóan kisebb, mint ami az összevethető taxonómiai entitások (comparable taxonomic entities) többségére jellemző.” Ebből a definícióból következik, hogy különböző élőlénycsoportok ritkasági értékei nem vethetők közvetlenül össze egymással. Ezért nem vállalkoztam a hazai édesvízi puhatestűek ritkaságának értékelésére (de ld. Fehér *et al.* in press).

Vizsgáltam a fajok hazai elterjedési adatainak területi védettségi arányát. A fajok területi védettség pontszáma (PBR) azt mutatja meg, hogy a faj hazai UTM-alapú elterjedési adatainak hány százalék nem esik egybe a védett területek elhelyezkedésével. A területi védettséget 1-4-es skálán

osztályoztam: 1: a 10 km × 10 km-es felbontású elterjedési adatok kevesebb, mint 15%-a, 2: 15-25%-a, 3: 25-33%-a, 4: több mint 33%-a található védett területeken kívül.

3.2.2. *Adatelemzés*

A hazai szárazföldi csigafajok védettségi státuszának magalapozottságát a ritkasági index (MRI) és a természetvédelmi prioritási index ($CPI = MRI \times PBR$) alapján elemeztem. A prioritási index értéke 2 és 40 között változik. A két változó (MRI, PBR) közötti súlyozási eltérés a fajok rang-sorrendjét nem befolyásolta. A prioritási index (CPI) esetében is a kvartilis definíciót (Gaston 1994: 19) alkalmaztam, azaz a fajok legmagasabb pontszámot elérő 25%-át tekintettem kiemelt figyelmet igénylőnek (14-40 CPI pont). Ezután összevettem a fajok prioritási (MRI és CPI alapján) és védettségi státuszát.

A vizsgált változók (GR, LFC és PBR) közötti viszonyt Spearman-féle rang korrelációval vizsgáltam. Többszörös összehasonlítások után a szignifikancia szinteket Benjamini-Liu FRD módszerrel korrigáltam (Benjamini *et al.* 2001). A védett és nem védett fajok elterjedési terület (GR), korrigált helyi gyakoriság (LFC) és a területi védettség (PBR) pontszámait Mann-Whitney *U*-teszttel hasonlítottam össze.

A védettségi státusz és a rangsorváltozók (GR, LFC és PBR) asszociáltságát bináris logisztikus regresszióval vizsgáltam. A hagyományos legkisebb négyzetek (ordinary least squares, OLS) elvén működő regresszió nem használható, mivel a függő változó kétállapotú és így az OLS feltételei (normalitás és homoszkedaszticitás) sérülnek (Sokal & Rohlf 1995: 767-778, Trexler & Travis 1993). A logisztikus regresszió során a függő változó logit transzformációja után maximum likelihood becsléssel határozzuk meg a regressziós egyenlet paramétereit (Motulsky 1995: 268-271), ezért viszonylag nagy esetszámok esetén ad megbízható eredményeket (Trexler &

Travis 1993). Esetünkben az elemszám ($n = 121$ faj) elegendő a logisztikus regresszió használatához. A független (prediktor) változókhoz tartozó koefficienseket (β) esélyhányados (odds ratio, $\omega = e^\beta$) formájában adom meg, mivel ennek közvetlen kapcsolata van a kontingencia-táblák gyakoriság értékeivel (Sokal & Rohlf 1995: 760-761). Az esélyhányados egy körüli értéke jelzi a változók közötti asszociáltság hiányát, ha értéke egynél kisebb, az asszociáltság negatív, ha értéke egynél nagyobb, az asszociáltság pozitív.

3.3. Eredmények

A hazai szárazföldi csigafajok legtöbbje 5-6 MRI pontszámmal jellemezhető, több biogeográfiai régióban előfordul (GR = 2) és az adatokat tartalmazó UTM cellák 5-15%-ban fordul elő (LF értéke 3-4 pont) (2. táblázat). Az elterjedési terület pontszám növekedésével a helyi gyakoriság pontszámok módusza is nő (rendre, 1, 3, 4 és 5; 2. táblázat). A területi védettségi pontszám növekedésével (növekvő előfordulási arány a védett területeken kívül) a ritkasági index (MRI) értékek módusza fokozatosan csökken (rendre, 7, 5, 3 és 2; 3. táblázat). A fajok ritkasági és prioritási pontszámait és ezek komponenseit az 1. függelék tartalmazza.

Az elterjedési terület és a korrigált helyi gyakoriság pontszámok között szignifikáns pozitív korrelációt találtam (Spearman, $r = 0,599$, $n = 121$, $p < 0,001$, Benjamini-Liu FDR korrekció többszörös összehasonlításra). A területi védettség és elterjedési terület, illetve a területi védettség és a korrigált helyi gyakoriság pontszámok között szignifikáns negatív korrelációt találtam (Spearman-féle korreláció rendre, $r = -0,574$ és $r = -0,369$, $n = 121$, $p < 0,001$, Benjamini-Liu FDR korrekció többszörös összehasonlításra).

A ritkaság kvartilis definíciója alapján 31 faj esett a felső 25%-ba (7-10 MRI pont; 1. függelék), amiből 16 (51,6%) faj védett (2. táblázat).

2. táblázat. A vizsgált fajok ritkaságának értékelése a Mollusca ritkasági index (MRI = GR + LF + SF) komponensei alapján.^a

Helyi gyakoriság (LF) ^b	Elterjedési terület nagysága (GR) ^c				Összesen
	1 (> Európa)	2 (több régió)	3 (egy régió)	4 (< egy régió)	
1 (> 25%)	16 (0)	10 (1)	-	-	26 (1)
2 (15-25%)	8 (0)	9+ (0)	-	-	17 (0)
3 (5-15%)	5 (2+)	22+ (5)	2 (1)	-	29 (8)
4 (1-5%)	-	20++ (6)	9 (7)	1 (1)	30 (14)
5 (< 1%)	1 (1+)	9 (3+)	7 (2)	2 (2+)	19 (8)
Összesen	30 (3)	70 (15)	18 (10)	3 (3)	121 (31)

^aA számok az egyes kategóriákba eső fajok számát, a zárójelben álló számok a védett fajok számát mutatják, +: a speciális tényező (SF) értéke 1 pont, a keresztek száma a speciális tényezővel korrigált fajok számát jelenti.

^bA helyi gyakoriság pontszámok után zárójelben megadott százalékos értékek a fajok által az adatot tartalmazó UTM cellákból elfoglalt cellák részeseződését mutatják.

^cAz elterjedési terület nagyságát jelző pontszámok jelentése zárójelben található, bővebb ismertetés a szövegben.

3. táblázat. A vizsgált fajok értékelése a Mollusca ritkasági index és a területi védettség pontszámok alapján.^a

Mollusca ritkasági index (MRI)	Területi védettség (PBR) ^b				Összesen
	1 (< 15%)	2 (15-25%)	3 (25-33%)	4 (> 33%)	
2	-	-	5 (0)	11 (0)	16 (0)
3	-	4 (0)	6 (0)	8 (1)	18 (1)
4	1 (0)	5 (0)	5 (1)	1 (0)	12 (1)
5	2 (0)	13 (1)	4 (2)	4 (3)	23 (6)
6	10 (5)	5 (1)	1 (0)	5 (1)	21 (7)
7	11 (5)	5 (2)	2 (2)	2 (1)	20 (10)
8	7 (3)	-	1 (1)	1 (0)	9 (4)
9	1 (1)	-	-	-	1 (1)
10	-	-	-	1 (1)	1 (1)
Összesen	32 (14)	32 (4)	24 (6)	33 (7)	121 (31)

^aA számok az egyes kategóriákba eső fajok számát, a zárójelben álló számok a védett fajok számát mutatják.

^bA területi védettség pontszámok után zárójelben megadott százalékos értékek a fajok hazai elterjedési adatainak védett területeken kívül található hányadát jelentik.

4. táblázat. A fajok rangsorolásakor figyelembe vett változók alapstatisztikái (átlag ± SD) védettségi státusz szerinti csoportokra bontva, és a Mann-Whitney *U*-teszt eredményei.

Változók ^a	Összes (<i>n</i> = 121)	Védett (<i>n</i> = 31)	Nem védett (<i>n</i> = 90)	Mann-Whitney <i>U</i>
GR	1,95 ± 0,705	2,42 ± 0,807	1,79 ± 0,590	802***
LFC	3,06 ± 1,439	4,03 ± 1,048	2,72 ± 1,407	687***
PBR	2,48 ± 1,155	2,19 ± 1,250	2,58 ± 1,111	1123ns

^aGR: elterjedési terület nagysága, LFC: speciális tényezővel (SF) korrigált helyi gyakoriság (LFC = LF + SF), PBR: területi védettség pontszámok. ***: *p* < 0,001, ns: nem szignifikáns.

A prioritási index alapján a legmagasabb pontszámú 25%-ba (14-40 CPI pont) 27 faj tartozott (1. függelék), amiből 13 (48,2%) faj védett (3. táblázat). Az MRI pontok alapján legritkább 31 faj közül 10 faj (1. függelék) a területi védettséget is figyelembe véve nem tartozott a legmagasabb prioritási pontszámú 27 faj közé.

A védett fajok elterjedési terület és a korrigált helyi gyakoriság pontszámai szignifikánsan magasabbak voltak, mint a nem védett fajok pontszámai (4. táblázat). A védett és nem védett fajok területi védettség pontszámai közötti különbség nem volt szignifikáns (4. táblázat).

A logisztikus regresszió alapján a védettségi státusz és a prediktor változók között szignifikáns asszociáció volt ($-2 \log \text{likelihood} = 110,3$, $\chi^2 = 27,4$, $df = 3$, $p < 0,001$, Nagerkerle $r^2 = 0,289$). Az elterjedési terület (GR) és korrigált helyi gyakoriság (LFC) pontszámok szignifikánsan nem-random pozitív asszociáltságot mutattak a védettségi státusszal (GR: $\omega = 2,598$, $p < 0,05$, LFC: $\omega = 1,899$, $p < 0,01$). A védettségi státusz és a területi védettség pontszámok közötti asszociáció nem volt szignifikáns ($\omega = 1,270$, $p = 0,304$).

3.4. Értékelés

Cameron (1998) szerint a régiók kiterjedése és földrajzi elhelyezkedése befolyásolhatja az additív pontrendszerek és a kvartilis definíció használhatóságát. Mivel a Rapoport-szabály (a fajok átlagos area-mérete az egyenlítő felé csökken) szárazföldi csigákra érvényes (Cameron 1998), így a kvartilis definíció használata megnehezítheti a fajok rangsorolását trópusi, vagy mediterrán területeken, ahol a fajok többsége globális skálán mérve ritka (az eloszlás nem csak ferde, de bimodális is lehet). Ezzel szemben mérsékelt-övi és boreális régiókban a fajok többsége széles elterjedésű, de sok faj areája diffúz. Ennek következtében a részletes elterjedési adatokon

alapuló helyi gyakoriság segítségével jobban megragadható a ritkaság, mint a globális elterjedés nagysága alapján.

A széles és szűk elterjedésű fajok arányát tekintve Magyarország Mollusca-faunája átmenetet képvisel a mediterrán és északnyugat-európai országok között. Ezért a globális és lokális ritkaságot additív módon figyelembe vevő index használata természetvédelmi szempontból indokolt.

Cameron (1998) szintén kritizálja a pontrendszereket a komponensek közötti viszonylag erős pozitív korreláció miatt. Ezt a korrelációt erősítheti az elemzések politikai határokhoz való igazítása is (Rodrigues & Gaston 2002). Például az alpin és kárpáti endemizmusok főként az ország határmenti hegységeiben fordulnak elő, így a szűk elterjedés kis (UTM egységekben kifejezett) helyi gyakorisággal párosul.

Az is előfordul, hogy széles elterjedésű fajok helyi gyakorisága alacsony a természetes élőhelyek foltos elhelyezkedése, időleges megléte, vagy emberi zavarás miatt (pl. *Vallonia enniensis*, *Vertigo moulinsiana* és *Vertigo angustior*, EUHSD II. függelékében, illetve a Természetvédelmi Világszervezet [IUCN] Vörös Listáján szereplő fajok; Bouchet *et al.* 1999, Pokryszko 2003, Ausden *et al.* 2005). Ilyen esetekben az élőhelyek (Cameron 1998) és kulcstényezők (pl. kis kiterjedésű vizes élőhelyek; Tews *et al.* 2004) védelme lehet hatékony, így a területi védettség pontszámok alkalmazása kerül előtérbe. Nedvességigényes fajoknál a Ramsari Egyezmény (UNESCO 1971) hatálya alá tartozó élőhelyek is fontosak.

Az éticsiga (*Helix pomatia*, a Berni Egyezmény III. és az EUHSD IV. függelékében szerepel) természetvédelmi státusza ellentmondásos. A faj északnyugat-európai populációit szezonális túlhasználat veszélyezteti (Bouchet *et al.* 1999). A hazai populációk veszélyeztetettségét az alacsony ritkasági pontszám (MRI = 3) nem látszik alátámasztani, bár védettsége

megelőző jellegű a gyűjtés és a kivitel szabályozását és ellenőrzését tekintve (Holdas *et al.* 1993, Halmágyi *et al.* 1996, 1997).

A ritkaság és területi védettség pontszámok közötti szignifikáns negatív korreláció arra utal, hogy a ritka fajok előfordulásai nagyobb mértékben esnek egybe a védett területekkel, mint a gyakori fajok előfordulásai. Ez nem meglepő, hiszen a ritka fajok élőhelyi igényeik miatt általában a természetközeli élőhelyekhez kötődnek (Gaston 1994). Ezeknek az élőhelyeknek a legtöbbször éppen a védett területeken helyezkedik el.

Mivel a gyakori fajok kihalással való veszélyeztetettsége a ritka fajokhoz képest kevésbé valószínű, ezért a területi védettség pontszámok kizárólagos alkalmazása nem minden esetben alkalmas a fajok rangsorolására. Emellett használata más szempontok (ritkaság) érvényesítése mellett megalapozottnak látszik, mivel segíti a potenciális hiányosságok feltárását.

A területi védettség pontszámok meghatározásának pontosságát az adatok (fajok elterjedése és védett területek elhelyezkedése) térbeli felbontásának eltérései is befolyásolhatják (Araújo 2004). Amennyiben azt feltételezzük, hogy egy faj egyenletesen fordul elő a 10 km × 10 km-es cellákon belül, akkor a területi védettség pontszám a faj védett területen kívül levő adatainak arányát alulbecsüli. Ez alapján a területi védettség pontszám természetvédelmi szempontból indikatív értékű.

A Mann-Whitney teszt és a logisztikus regresszió eredményei alapján a fajok védettségi státusza főként a fajok globális, vagy lokális ritkaságát tükrözi, míg a fajok védett területen kívül levő adatainak aránya nem függ össze a védettségi státusszal. A prioritási index (CPI) segítségével azonosíthatók azok a fajok, amelyek törvényi védettsége sem faji, sem területi védettséggel nem biztosított kellőképpen.

A fokozottan védett, endemikus *Hygromia kovacsi* (CPI = 40) elterjedési adatainak 66,7%-a védett területeken kívül található. További 12 védett faj (köztük a *Vertigo moulinsiana* és *Vertigo angustior*, IUCN Vörös Listán, EUHSD II. függelékben szereplő fajok) elterjedési adatainak több mint 25%-a található védett területeken kívül (1. függelék). A fajok helyi populációiban bekövetkező változások folyamatos megfigyelés segítségével detektálhatók, ezért az állományok monitorozást igényelnek.

A ritka és nem védett *Helicigona planospira* (CPI = 32) elterjedési adatainak 75%-a található védett területeken kívül, állományai monitorozást igényelnek. A faj védetté nyilvánítása ritkaság és területi védettség alapján erősen indokolt. A szintén magas CPI pontszámmal bíró *Oxychilus hydatinus* (CPI = 28) helyi gyakorisága (rejtett életmódból fakadó ál-ritkaság, pseudorarity; Gaston 1994: 53-55) és őshonos volta egyaránt kérdéses, ezért a faj védetté nyilvánítása nem indokolható kellő képen.

Kilenc nem védett faj (*Aegopis verticillus*, *Semilimax semilimax*, *Trichia erjaveci*, *Trichia filicina*, *Perforatella umbrosa*, *Aegopinella ressmanni*, *Helicopsis striata*, *Vallonia enniensis* és *Helicodonta obvoluta*) az MRI pontok alapján nem minősült ritkának (MRI < 7 pont), de elterjedési adatainak több mint 25%-a található védett területeken kívül. A kilenc faj védetté nyilvánítása a magas területi védettség pontszámok alapján indokolt, állományaik monitorozást igényelnek.

A védett *Hygromia transsylvanica* (CPI = 14) és *Helicigona banatica* (CPI = 14), illetve három nem védett faj (*Macrogastra latestriata*, *Clausilia parvula*, és *Bulgarica vetusta*, CPI = 14) elterjedési adatainak kevesebb, mint 25%-a található védett területeken kívül. További tíz nem védett és ritka (MRI ≥ 7 pont) faj (*Acicula banatica*, *Cochlodina fimbriata*, *Macrogastra densestriata*, *Balea stabilis*, *Vertigo substriata*, *Pseudofusus varians*, *Clausilia cruciata*, *Bulgarica cana*, *Aegopinella nitens* és *Helicigona*

faustina) elterjedési adatainak kevesebb, mint 15%-a található védett területeken kívül. Ezeknek a fajoknak az *in situ* védelme biztosítottnak látszik, de lokális populációk monitorozása szükséges lehet.

A természetvédelmi célú pontrendszereket gyakran éri kritika (Cameron 1998) a bennük szereplő változók korrelációja miatt. A ritkaság elemzésekor leggyakrabban a globális elterjedés nagyságát és a helyi gyakoriságot veszik figyelembe, amelyek ugyanannak a mintázatnak különböző térbeli (Hartley & Kunin 2003) és időbeli (Papp 1998) skálán mérhető megnyilvánulásai. Nemzeti prioritások megállapításakor törekedni kell a helyi és globális szempontok közötti egyensúlyra. A fajok védettségi státusza alapvetően jól tükrözi a ritkaságot, de a területi védettséget nem. A természetvédelmi prioritási index (CPI) egyszerre veszi figyelembe a ritkaságot és a területi védettséget. Ez a módszer gyors és hatékony lehetőséget kínál a fajok nemzeti rangsorolásának kialakításához, valamint a faji védettség hiányosságainak feltárásához és korrigálásához.

4. Területválasztás és hiányelemzés (iii)

4.1. Bevezetés

A természetvédelmi tevékenység hatékonyságának növelésére elterjedt módszer a forró pontok (hotspot-ok) azonosítása. Forró pontok azok a területek, amelyek a nagy fajgazdagság, a szűk elterjedésű fajok száma, illetve a veszélyeztetettség mértéke alapján kiemelt természetvédelmi jelentőséggel bírnak (Reid 1998). A forró pontok azonosítása területválasztó módszerek segítségével történhet. Ezek a területválasztó módszerek újabban egyre nagyobb népszerűségnek örvendenek a módszeres természetvédelmi tervezés (systematic conservation planning; Margules & Pressey 2000, Pressey & Cowling 2001) keretén belül. A területválasztó algoritmusokat gyakran használják leendő természetvédelmi területek kijelölésére (pl. Thiollay 2002, Lei *et al.* 2003) és meglévő védett területek erősítésére, kiegészítésére (pl. Sarakinos *et al.* 2001, Benayas & Montana 2003).

A hazai szárazföldi csigák 10 km × 10 km-es UTM-alapú elterjedési adatai alapján a **(iii1)** területeket helykiválasztó algoritmusok segítségével rangsoroltam. Az **(iii1a)** egyszerű rangsorok és a **(iii1b)** komplementer területek kiválasztását a területi egységek fajgazdagsága, a fajok ritkaságával súlyozott fajgazdagság és a ritka fajok száma alapján végeztem el. Ezután **(iii2)** hiányelemzést végeztem: összevettem a kiválasztott területek és a védett területek elhelyezkedését. A területválasztás és a hiányelemzés eredményeinek tükrében **(iii3)** ajánlásokat fogalmaztam meg.

4.2. Anyag és módszerek

4.2.1. Adatbázis

A hazai szárazföldi csigák elterjedési adatainak (Pintér *et al.* 1979, Pintér & Szigethy 1979, 1980, Fehér & Gubányi 2001) elemzési egységeiként 10 km × 10 km felbontású UTM cellákat használtam. A modális cellaméret 100 km² volt, az ettől kisebb területű cellák az országhatár, vagy az Föld felszíni görbületét korrigáló UTM-zónahatárok miatt alakultak ki. Az UTM cellákat Dévai & Miskolczi (1987) munkája alapján földrajzi nagytájak (vö. Marosi & Somogyi 1990) szerinti kategóriákba (régiók) soroltam, ezek a következők voltak: 1: Tiszai Alföld, 2: Dunai Alföld, 3: Kisalföld, 4: Nyugat-magyarországi peremterületek, 5: Dunántúli-dombság, 6: Dunántúli-középhegység, 7: Északi-középhegység (8. ábra).

Az édesvízi puhatestűek, a behurcolt szárazföldi fajok, valamint meztelen csigák figyelmen kívül hagyásával (indoklást ld. a 2.2.1. fejezetben) 121 szárazföldi csigafaj elterjedési adatait vettem figyelembe az elemzés során.

A fajok publikált elterjedési adatai messze nem teljesek (Pintér 1981, 1985) és a nagyléptékű adatbázisoknak jellegükből fakadó (inherens) hiányosságaik vannak (Ponder *et al.* 2001, Reddy & Dávalos 2003). A térbeli lefedettség nagy eltéréseket mutatott a földrajzi nagytájak között (6. táblázat). Az adatok térbeli konzisztenciájának javítása térbeli modellezéssel lehetséges, de korlátozott terjedőképességű szervezetek esetén problémák merülhetnek fel (Williams *et al.* 2002), hiszen a fajok aktuális előfordulásainak száma jóval alacsonyabb lehet, mint a potenciálisan lehetséges előfordulásaiké. A térbeli lefedettség eltérései gyűjtésintenzitásbeli eltéréseket jelezhetnek. A fajgazdagság

gyűjtésintenzitás szerinti korrekciójára alkalmazott módszerek (Prendergast *et al.* 1993, Soberón & Llorente 1993, Colwell & Coddington 1994, Keating *et al.* 1998) nem alkalmazhatók durva léptékű jelenlét-típusú adatok esetén. További fontos szempont, hogy a fajgazdagság korrekciója alapján csak a további mintavétel során várhatóan előforduló fajok mennyiségéről és nem faji minőségéről kaphatunk információt.

A területek rangsoroláskor csak a minimum 5 fajt tartalmazó UTM cellákat vettem figyelembe, mivel az alul-kutatott területek adatai zavarhatják a területválasztó algoritmusokat (Gaston & Rodrigues 2003, Reddy & Dávalos 2003). Az 5-nél kevesebb fajt tartalmazó cellák kizárása után az 1052 cellából 512 adatait használtam fel az elemzéshez. Feltételeztem, hogy a legalább 5 fajt tartalmazó cellák között a gyűjtésintenzitás egyenletes. Ez a feltételezés torzíthatja az eredményeket.

A mezőgazdasági területek kiterjedését a földrajzi tájegységeken belül Magyarország CORINE földhasználati térképe (Ángyán *et al.* 2001) alapján határoztam meg.

4.2.2. Területválasztás és hiányelemzés

Az elemzés Williams *et al.* (1996) munkáját követi kisebb módosításokkal. Az elemzésbe vont 10 km × 10 km-es UTM cellákra a fajgazdagságot (SR) az ott előforduló szárazföldi csigafajok száma alapján határoztam meg. A cellák fajainak kontinuum ritkaságát (Gaston 1994: 2) a ritkasággal súlyozott fajszámmal (RS) fejeztem ki, ahol a fajok ritkasága a Mollusca ritkasági indexnek (MRI, ld. 3.2.1. fejezet) felelt meg. Az index értéke az előforduló fajok MRI pontszámainak összege. A cellák fajainak diszkontinuum ritkaságát (Gaston 1994: 2) a felső kvartilis fajok száma (SQ) alapján fejeztem ki. A felső kvartilis fajok számát a 7-10 MRI ponttal jellemezhető csigafajok száma alapján definiáltam (Gaston 1994, Williams *et al.* 1996). Az UTM

cellák jellemzőinek regionális különbségeit Kruskal-Wallis nemparaméteres variancia-elemzéssel vizsgáltam. *Post hoc* tesztként páronkénti Mann-Whitney *U*-tesztet végeztem, a szignifikancia szinteket többszörös összehasonlítás miatt Benjamini-Liu FDR módszerrel korrigáltam (Benjamini *et al.* 2001).

A felsorolt változók között szignifikáns pozitív korreláció mutatkozott (Spearman-féle rang korreláció, Benjamini-Liu FDR korrekció többszörös összehasonlításra; SR – RS: $r = 0,987$, $p < 0,001$; SR – SQ: $r = 0,495$, $p < 0,001$; RS – SQ: $r = 0,593$, $p < 0,001$). Látható, hogy a fajgazdagsághoz a felső kvartilis fajok száma adja a legtöbb járulékos információt, ezért a két változó szorzata alapján többszemponútú indexet ($SSQ = SR \times [SQ + 1]$) alakítottam ki. A többszemponútú index értéke így a fajgazdagsággal egyezik meg, ha a felső kvartilis fajok száma nulla.

A hazai forró pontokat (hotspot) két módszerrel választottam ki. Elsőként a cellákat rangsoroltam fajgazdagság (SR), ritkasággal súlyozott fajgazdagság (RS), felső kvartilis fajok száma (SQ) és a többszemponútú index (SSQ) értékeinek megfelelően (a négy változót a továbbiakban összefoglalóan rangsorváltozóként említem). A cellák legmagasabb pontszámú 5%-át választottam ki (egyszerű rangsor; Williams *et al.* 1996).

Másodszor, a komplementer területek módszerét használtam. A módszer minimális számú területegység kiválasztása révén maximális faji sokféleség megőrzésére törekszik (Church *et al.* 1996, Justus & Sarkar 2002). Az adatokat manuálisan végzett komplementer területválasztások sorozata révén elemeztem. Az iteratív területválasztás célja az összes faj megőrzését lehetővé tevő legkevesebb cella kiválasztása volt. A területválasztás alapja a fentebb említett négy rangsorváltozó volt. A legmagasabb értékkel jellemzett terület kiválasztása után, az ott előforduló fajokat eltávolítottam az

adatsorból. Majd a maradék fajokra a rangsorváltó értéket újraszámoltam. A folyamatot az összes faj eltávolításáig folytattam.

A fajgazdagságon alapuló módszert a szakirodalom „egyszerű-mohó” (simple-greedy) algoritmusként emlegeti (Csuti *et al.* 1997), ami a ritka fajokat nem kezeli különlegesen (Moore *et al.* 2003). A ritkasággal súlyozott fajgazdagságon alapuló algoritmus a ritka fajokat tartalmazó területeket súlyozza (Williams *et al.* 1996, Memstas 2003). A felső kvartilis fajok használata az iterációs eljárás során eltér a hagyományos progresszív-ritkaság (progressive-rarity) algoritmustól, amely a legritkább fajt tartalmazó területeket választja ki elsőként (Moore *et al.* 2003). A felső kvartilis fajok számán alapuló algoritmus elsőként azokat a területeket választja ki, amelyek a legtöbb ritka fajt tartalmazzák. A többszemponút indexet használó algoritmus a fajgazdagság és felső kvartilis fajok számán alapuló módszer tulajdonságait kombinálja.

A felsorolt (ún. heurisztikus) algoritmusok teljesítményének növelése érdekében redundancia ellenőrzést használtam (Csuti *et al.* 1997). Ellenőriztem, hogy minden újonnan hozzáadott cella legalább egy, a korábban kiválasztott cellák területén még nem reprezentált fajt tartalmazzon (Moore *et al.* 2003). A komplementer cellák közötti kötéseket (tie) másodlagos szabályok szerint oldottam fel, és a felső kvartilis fajok száma, maximális ritkasági pontszámú faj előfordulása, vagy fajgazdagság alapján legelsőnek rangsorolt cellát választottam ki.

A heurisztikus algoritmusokat enyhén szuboptimálisnak tartják, bár a redundancia ellenőrzés révén legtöbbször csak kevéssé térnek el az optimálistól (Moore *et al.* 2003). Ezért a heurisztikus algoritmusok az optimalizáló algoritmusokkal összehasonlítva is megbízható eszközöknek tekinthetők (Pressey *et al.* 1996, Csuti *et al.* 1997).

A területválasztás alkalmával minden faj minimális reprezentáltságát egynek választottam, mivel a szárazföldi csigák egységnyi területre eső populációinak száma a többi szárazföldi állatcsoporténál egy nagyságrenddel nagyobb (Hughes *et al.* 1997).

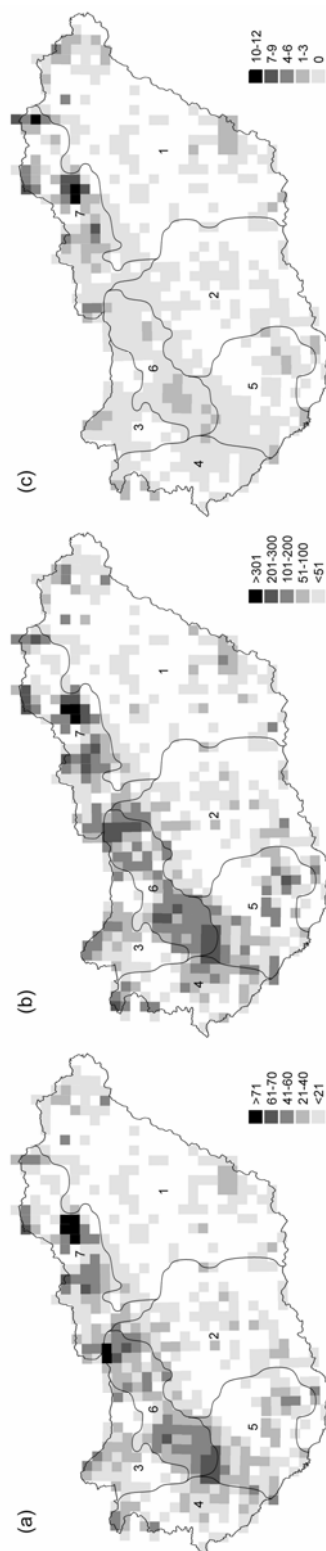
Az eredmény minden területválasztó módszer esetén egy meghatározott cella-halmaz volt. A kiválasztott cellák alapján hiányelemzést (Burley 1988, Caicco *et al.* 1995, Kiester *et al.* 1996) végeztem. A különböző algoritmusok alapján kiválasztott cellák (forró pontok) és a védett területeket tartalmazó cellák egybeesését vizsgáltam 10 km × 10 km-es felbontásban.

4.3. Eredmények

4.3.1. Területi különbségek

A területi lefedettség (az elemzett UTM cellák aránya) jelentős különbséget mutatott a régiók között. A lefedettség az Alföld területén (1. és 2. régió) volt a legkisebb és a középhegységi területeken volt a legmagasabb (6. és 7. régió) (8. ábra, 6. táblázat). A régiókon belüli területi lefedettség szignifikánsan negatívan korrelált a mezőgazdasági területek arányával (Spearman $r = -0,833$, $p < 0,05$; 6. táblázat).

A fajgazdagság szignifikáns regionális különbséget mutatott (Kruskal-Wallis teszt, $H = 135,01$, $df = 6$, $n = 512$, $p < 0,0001$; 6. táblázat, vö. 8a. ábra). Az UTM cellák fajgazdagsága az Alföldön (1. és 2. régió) volt a legalacsonyabb, és a Dunántúli-középhegység (6. régió) területén a legmagasabb (6. táblázat). A ritkasággal súlyozott fajszám szintén szignifikánsan különbözött a régiók között (Kruskal-Wallis teszt, $H = 147,77$, $df = 6$, $n = 512$, $p < 0,0001$; 6. táblázat, vö. 8b. ábra). A cellák ritkasággal súlyozott fajgazdagsága az Alföldön (1. és 2. régió) volt a legalacsonyabb, és



8. ábra. A fajgazdagság és ritkaság térbeli mintázata a hazai $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$ -es UTM alapú elterjedési adatok alapján: (a) fajgazdagság (SR), (b) ritkasággal súlyozott fajgazdagság (RS), (c) felső kvartilis fajok száma (SQ), a változók értékét szürke árnyalatok mutatják a résztérképek magyarázatai szerint. A számok földrajzi nagytájakat jelölnek: 1: Tiszai Alföld, 2: Dunai Alföld, 3: Kisalföld, 4: Nyugat-magyarországi peremterületek, 5: Dunántúli-dombság, 6: Dunántúli-középhegység, 7: Északi-középhegység. A régiók közti határok hozzávetőlegesek, az UTM cellák régiók szerinti besorolása Dévai & Miskolczi (1987) munkáját követi.

6. táblázat. A területek rangsorolásakor figyelembe vett változók alapstatisztikái és a területi lefedettség jellemző értékek Magyarország teljes területére és régiókénti bontásban.

Változók ^a és jellemzők	Teljes	Régiók ^b							
		1	2	3	4	5	6	7	
SR	átlag	22,8	13,1a	15,2a	21,5b	23,4b	22,5b	39,8c	30,9b
	SD	16,96	9,15	10,21	12,26	15,83	13,29	16,98	21,42
RS	átlag	74,6	37,9a	44,1a	66,4bc	77,2bc	72,2b	135,4d	112,3c
	SD	65,27	31,27	33,11	42,04	58,26	46,99	66,05	91,36
SQ	átlag	0,5	0,4a	0,01b	0,1ab	0,2a	0,2a	0,2a	2,2c
	SD	1,52	0,84	0,11	0,30	0,63	0,40	0,48	3,10
Teljes cellaszám a régióban		1052	353	222	70	91	123	77	116
Elemzett cellák száma és aránya (%)		512 (48,7)	117 (33,1)	88 (39,6)	40 (57,1)	54 (59,3)	62 (50,4)	71 (92,2)	80 (69,0)
Mezőgazdasági területek aránya (%) ^c		55,3	70,3	56,3	68,4	43,7	47,3	32,1	31,3

^aSR: fajgazdagság, RS: ritkasággal súlyozott fajgazdagság, SQ: felső kvartilis fajok száma.

^b1: Tiszai Alföld, 2: Dunai Alföld, 3: Kisalföld, 4: Nyugat-magyarországi peremterületek, 5: Dunántúli-dombság, 6: Dunántúli-középhegység, 7: Északi-középhegység. Az eltérő betűk szignifikáns különbségeket jelölnek (páronkénti Mann-Whitney U-teszt, $p < 0,05$, Benjamini-Liu FDR korrekció többszörös összehasonlításra).

^cA mezőgazdasági területek aránya Angyán *et al.* (2001) alapján lett megállapítva.

a Dunántúli-középhegység (6. régió) területén a legmagasabb (6. táblázat). A felső kvartilis fajok száma szignifikánsan eltért a régiók között (Kruskal-Wallis teszt, $H = 95,83$, $df = 6$, $n = 512$, $p < 0,0001$; 6. táblázat, vö. 8c. ábra). A felső kvartilis fajok száma az Északi-középhegység (7. régió) területén szignifikánsan magasabb volt, mint a többi területen.

4.3.2. Területválasztás és hiányelemzés

Az egyszerű rangsorolással kiválasztott 5%-hoz tartozó cellák területe – a rangsorváltozótól függetlenül – nem tartalmazta az összes vizsgált hazai szárazföldi csigafaj ($n = 121$) legalább egy elterjedési adatát (7. táblázat, 2. függelék). A fajgazdagságon és ritkasággal súlyozott fajgazdagságon alapuló egyszerű rangsor a faj-cella rekordok (a fajok reprezentáltságának összessége a kiválasztott cellákban) magas számát tekintve nagyon hasonló eredményeket adott (7. táblázat). Mindkét végeredmény a leggyakoribb fajok többszörös reprezentáltságát mutatta (9a-b. ábra), ugyanakkor hét ritka faj nem volt jelen a kiválasztott cellák területén (*Pomatias rivulare*, *Pseudofusus varians*, *Balea stabilis*, *Oxychilus hydatinus*, *Hygromia kovacsi*, *Helicigona banatica*, *Helicigona planospira*; 7. táblázat). A felső kvartilis fajok számán és a többszemontú indexen alapuló egyszerű rangsorolás eredménye kevesebb faj-cella rekordot tartalmazott (7. táblázat), leginkább a gyakori fajok adatainak rovására (9c-d. ábra). A felső kvartilis fajok számán és a többszemontú indexen alapuló egyszerű rangsorolás eredmény-celláin két-két ritka faj nem fordult elő (rendre, *Pomatias elegans*, *Helicigona planospira*, és *Pseudofusus varians*, *Helicigona planospira*).

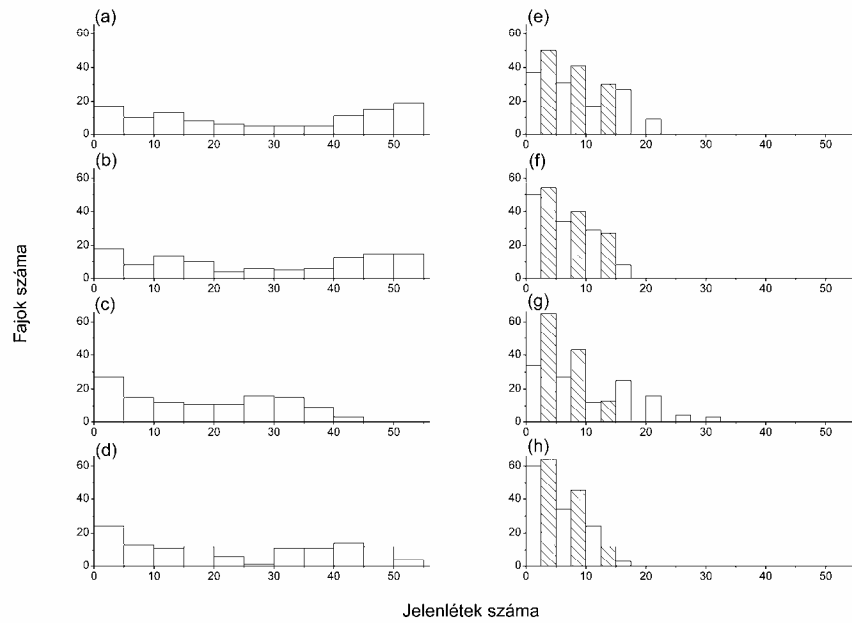
Az egyszerű rangsorok eredményeivel szemben a komplementer területek módszere segítségével az összes elemzett csigafaj előfordulásait tartalmazó cellák az ország 1,1-1,3%-át adták (7. táblázat, 2. függelék).

7. táblázat. A területválasztás eredményei különböző rangsorolási módszerek és rangsorváltozók alapján, valamint a kiválasztott területek és a védett területek elhelyezkedésének viszonya.^a

Térletválasztó módszer és rangsorváltozó ^b	Kiválasztott cellák száma (n = 1052)	Redundáns cellák száma	Képviselet fajok száma (n = 121)	Képviselet felső kvartilis fajok száma (n = 30)	Képviselet faj-cella adatrekordok száma (n = 11695)	Kiválasztott de nem védett cellák száma
Egyszerű rangsor						
SR	5,0 (53)	-	94,2 (114)	76,7 (23)	26,8 (3136)	11,3 (6)
RS	4,9 (52)	-	94,2 (114)	76,7 (23)	26,3 (3072)	11,5 (6)
SQ	4,6 (48)	-	98,3 (119)	96,7 (29)	18,1 (2122)	16,7 (8)
SSQ	4,9 (52)	-	98,3 (119)	93,3 (28)	23,5 (2744)	17,3 (9)
Komplementer területek redundancia ellenőrzéssel						
SR	1,3 (14)	41,7 (10)	100,0 (121)	100,0 (30)	6,3 (734)	7,1 (1)
RS	1,3 (14)	22,2 (4)	100,0 (121)	100,0 (30)	5,9 (695)	14,3 (2)
SQ	1,1 (12)	63,6 (21)	100,0 (121)	100,0 (30)	5,0 (579)	8,3 (1)
SSQ	1,1 (12)	25,0 (4)	100,0 (121)	100,0 (30)	4,9 (568)	8,3 (1)

^aAz eredmények a teljes értékek (n) százaléklékában értendők.

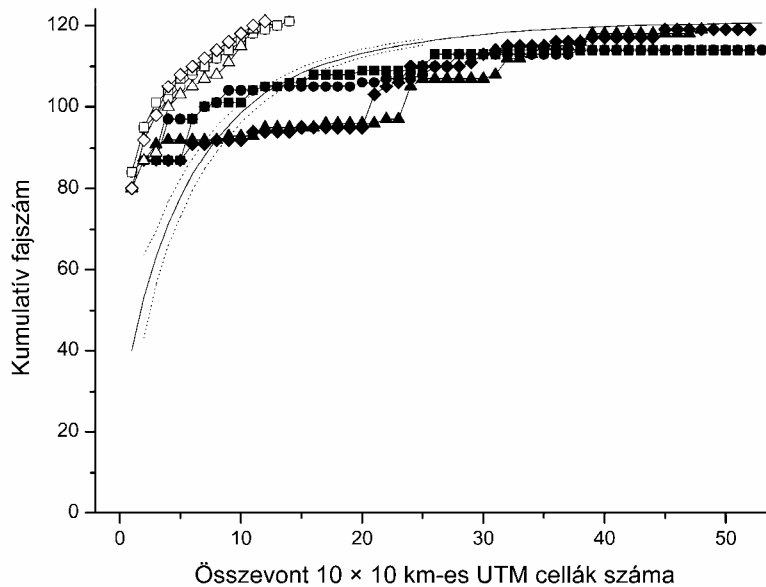
^bSR: fajgazdagság, RS: ritkasággal súlyozott fajgazdagság, SQ: felső kvartilis fajok száma, SSQ: több szempontú index (SSQ = SR × [SQ + 1]).



9. ábra. A vizsgált fajok előfordulási gyakoriságai a területválasztó módszerek szerint: (a-d) egyszerű rangsor, (e-h) komplementer területek, (a, e) fajgazdagság (SR), (b, f) ritkasággal súlyozott fajgazdagság (RS), (c, g) felső kvartilis fajok száma (SQ), (d, h) többszemponútú index ($SSQ = SR \times [SQ + 1]$). A vonalkázott oszlopok a redundancia ellenőrzés eredményeit jelentik.

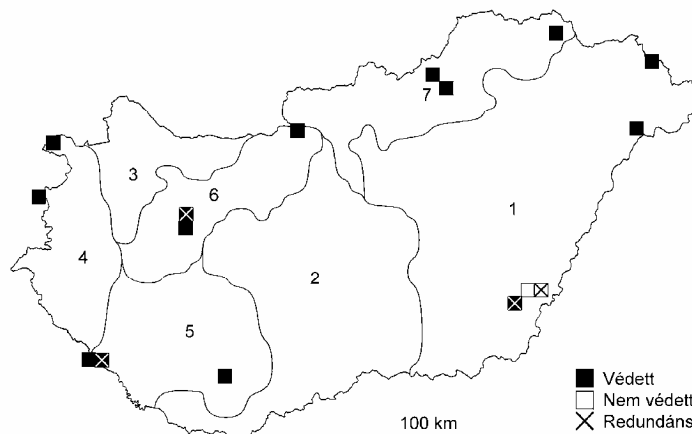
Redundancia ellenőrzés után az összes rangsorváltozó hasonló eredményt adott a kiválasztott cellák számát tekintve (7. táblázat). A legtöbb redundáns cellát a felső kvartilis fajok számán alapuló iteratív területválasztás tartalmazta (7. táblázat). A redundancia ellenőrzés a fajok reprezentáltságának eloszlását a kisebb gyakorisági értékek felé tolta el (9e-h. ábra).

Az egyszerű rangsorok eredmény cellái közül a legtöbb hegyvidéki területre esett, alföldi területen viszonylag kevés cella került kiválasztásra. A komplementer területek egyenletesebb térbeli eloszlást mutattak a hegyvidékek és az alföldi területek között (2. függelék).



10. ábra. A dolgozatban használt területválasztó módszerek fajtelítődési görbéi. Folytonos vonal: véletlenszerűen kiválasztott cellák átlaga 100 random cellaösszevonás alapján, szaggatott vonalak: az átlaghoz tartozó $\pm 95\%$ -os konfidencia intervallum, kitöltött szimbólumok: egyszerű rangsor, üres szimbólumok: komplementer területek redundancia ellenőrzéssel, négyzet: fajgazdagság (SR), kör: ritkasággal súlyozott fajgazdagság (RS), háromszög: felső kvartilis fajok száma (SQ), gyémánt: többszemponú index ($SSQ = SR \times [SQ + 1]$).

Az egyszerű rangsorok fajtelítődési görbéje közel lineáris képet mutatott, és a nagyobb (>20) cellaszámnál valamivel kisebb, vagy azonos volt a fajtelítődés üteme, mint azt véletlenszerűen kiválasztott cellák alapján várnánk (10. ábra). Ezzel szemben a komplementer területek fajtelítődése meredeken emelkedő mintázatot mutatott és szignifikánsan eltért a véletlenszerűen kiválasztott cellák alapján várható fajtelítődési összefüggéstől a 95%-os konfidencia intervallumok alapján (10. ábra).



11. ábra. A hazai szárazföldi csiga-fauna összes vizsgált fajt reprezentáló komplementer UTM cellák a többszemponútú index ($SSQ = SR \times [SQ + 1]$) alapján kiválasztva. Az UTM cellák védettségi státusza a magyarázat szerint jelölve.

A védett területeket tartalmazó UTM cellák területén az összes vizsgált hazai csigafaj előfordult. Ezzel szemben a kiválasztott forró pontok és a védett területek elhelyezkedése nem teljes mértékben volt átfedő. A nem védett „forró pontok” aránya 7,1-17,3% között változott a területválasztási módszertől függően (7. táblázat).

Az egyszerű rangsor szerint kiválasztott cellák területén néhány faj nem védett területeken vett reprezentáltsága elérte a hazai elterjedési adatainak 25%-át (pl. *Discus ruderatus* a DU11 cellában, *Helicigona banatica* az EU96 és ES27 cellákban és *Hygromia kovacsi* az ES17 és ES27 cellákon). A komplementer területek módszere alapján a nem védett forró pontok a Kisalföld (Szigetközben XP71 és XP80 cellák) és a Tiszai Alföld (Békés-megyében ES17 és ES27 cellák; 11. ábra) területére estek. Az említett cellák bizonyos területeinek védetté nyilvánítása védett fajok (*Aegopinella nitens*, *Helicigona banatica*, *Hygromia kovacsi*) előfordulásai alapján indokolt.

4.4. Értékelés

A hazai puhatestűek elterjedésének kutatottsága más gerinctelen állatokéval összevetve jónak tekinthető. Bár a viszonylag gyenge minőségű adatbázisok is nagyon jól használhatóak a fajok megjelenítésében (Gaston & Rodrigues 2003), az adatok minősége kétségtelenül hatással lehet a területválasztás eredményeire (Freitag & Jaarsvelt 1998). A kevésbé kutatott területeken további ritka fajok felbukkanása várható, ebből következően a területválasztás eredményeit újra kell értékelni az újabb adatok fényében.

Néhány ritka faj előfordulása (pl. *Cochlodina fimbriata*, *Pseudofusulus varians*, *Macrogastra densestriata*, és *Balea stabilis*) határmenti csonka UTM cellákból ismeretes. Az ilyen cellák kisebb területéből fakadóan az abszolút gyűjtésintenzitás is alacsonyabb, és a fajok ritkábbnak tűnhetnek, mint a tényleges ritkaságuk. Az elemzés politikai határokhoz való rögzítése szintén hibaforrás lehet. A komplementer területek a fajok elterjedési területeinek peremén nagyobb valószínűséggel kerülnek kiválasztásra, mint azt véletlenszerűen várnánk (Araújo & Williams 2001).

Az általam használt rangsorváltozók szignifikánsan korreláltak egymással. A fajgazdagság és a ritkasággal súlyozott fajgazdagság között volt a legmagasabb a korreláció, és a két változó használata lényegileg azonos eredményeket adott a területválasztás során. A fajgazdagság és a felső kvartilis fajok száma közötti alacsony korreláció lehetőséget adott a többszemponú index létrehozására. Ez a többszemponú index jó eredményeket produkált mind az egyszerű rangsorok, mind a komplementer területek módszere alapján. A fajgazdagság és a felső kvartilis fajok száma közötti alacsony korreláció másrészt arra is felhívja a figyelmet, hogy a ritka fajok előfordulásai nem feltétlenül jó prediktorai a fajgazdagságnak.

Az egyszerű rangsorok és a komplementer területek módszere szerint kiválasztott területek térbeli elhelyezkedése a természetvédelmi törekvések

két szélsőséges nézőpontját, az integrációs és szegregációs modellt testesíti meg (Mader 1991). Az egyszerű rangsorok alapján kiválasztott hegyvidéki forró pontok ritka és gyakori fajok többszörös reprezentáltságát mutatták, és jó néhány kiválasztott cella a komplementaritás elve szerint redundánsnak bizonyult.

Az általam használt 10 km × 10 km-es térbeli lépték viszonylag durvának tekinthető, azonban a területválasztó hotspot-módszerek használhatósága pont a nagyobb térbeli léptékeken jelentős (Bunnell & Huggard 1999, Curnutt *et al.* 1994). Finomabb léptékben a ritka fajokra épülő élőhelyvédelmi törekvések kaphatnak jelentősebb szerepet (Ponder 1995), mivel a szárazföldi csigák gyakran korlátozott terjedőképességűek, és a feldarabolódott élőhely-mozaikok közötti mozgás következtében bekövetkező mortalitás magas (Cameron 1999, Noss 1999). A rossz terjedőképesség és a fajok élőhelyi igényei az élőhelyek sajátos fajegyütteseinek kialakulása révén (Sólymos & Nagy 1997, Sólymos 2000, 2001, Deli *et al.* 2002) elősegítik a magasabb béta-diverzitás (mozaik diverzitás; Solem 1984) kialakulását. Ezért további munka szükséges a térinformatikai módszerekkel kiegészített, finomabb (élőhelyi) léptékű információk összegyűjtése terén.

A területválasztási folyamat során a finomabb léptékű, és a fajpopulációk kolonizációs-extinkciós dinamikáját is figyelembe vevő módszerek (Cabeza & Moilanen 2003, Pyke & Fischer 2005) alkalmazása a jövő kutatások elsődleges feladata. Ez különösen a változó klímaviszonyok miatt indokolt (Araújo *et al.* 2004).

A hazai védett területeken minden vizsgált puhatestű faj előfordulása bizonyított, de a kiválasztott forró pontok és a védett területek elhelyezkedése nem minden esetben egyezett meg. Az egybeesés mértéke a kiválasztott cellák számának csökkenésével nőtt. Ez arra utal, hogy a jelenlegi védett

területeken is kiválasztható az a minimális számú cella, amely biztosítja az összes hazai faj túlélését. Emellett az is nyilvánvaló, hogy néhány nem védett „forró” cella (DU11, ES17, ES27, EU96, XP71 és XP80) bizonyos területeinek védetté nyilvánítása ritka fajok (*Aegopinella nitens*, *Discus ruderatus*, *Helicigona banatica*, *Hygromia kovacsi*) előfordulásai alapján indokolt. Ezen ritka fajok előfordulásai természetes élőhelyeiken gyakran párosulnak gyakori fajok jelenlétével és alacsony fajszámmal.

5. Állatföldrajzi mintázatok és háttérváltozók (iv)

5.1. Bevezetés

A fajgazdagsági mintázatok háttérében álló tényezők és folyamatok megértése az ökológia és biogeográfia fő céljainak egyike (Shmida & Wilson 1985, Whittaker *et al.* 2005). Annak ellenére, hogy a hazai puhatestűek elterjedési adatai jól dokumentáltak (Pintér *et al.* 1979, Pintér & Szigethy 1979, 1980, Fehér & Gubányi 2001), ezidáig egyetlen munka sem foglalkozott az adatok a kvantitatív elemzésével. Korábbi munkák (Soós 1934, Soós 1943, Bába 1981, 1982) az állatföldrajzi mintázatok leírására, valamint a fajok, azonos elterjedésű fajcsoportok és faunakörök elterjedéstörténetére koncentráltak. Ezek a munkák nem vizsgálták a fajgazdagság és a fajösszetétel, illetve az ezekkel összefüggő tényezők kapcsolatát. Ez a téma azért érdemel figyelmet, mert az eredmények segíthetik a környezeti változásoknak a fajok elterjedésére és a sokféleség mintázataira gyakorolt hatásainak megértését (Cabeza & Moilanen 2003, Araújo *et al.* 2004).

A valós fajgazdagság közelítése a területegységre eső mintavételi ráfordítás és az adatgyűjtés területi lefedettségéből fakadóan területenként eltérő becslési hibával terhelt. Ezért szükséges a torzító hatások területi eltéréseinek figyelembe vétele a térbeli összehasonlítások során (ld. 2. fejezet).

Az északnyugat- és közép-európai szárazföldi csigák areái szignifikáns egymásba ágyazott mintázatot mutatnak, és az areák a magashegységek (Pireneusok, Alpok, Kárpátok, Dinári-hegység) környezetében halmozódnak (Hausdorf & Hennig 2003). A történeti hipotézis alapján azt várhatjuk, hogy a szűk elterjedésű fajok jelenléte okozza a fajösszetétel és a fajgazdagság regionális különbségeit (Rosenzweig 1995:

190-210). A történeti tényezők vizsgálatakor nem vettem figyelembe a szűk elterjedésű fajok esetleges korábbi area-áthelyeződését, area-fluktuációját, mivel csak néhány szűk recens areájú faj fosszilis elterjedéséről vannak adatok (Sümegei *et al.* 1998).

Történeti tényezőkön a recens area-halmazódások alapján meghatározható, és szűk elterjedésű fajok előfordulásával jellemezhető faunakörök evolúciós időléptékű speciációs-extinkciós dinamikáját, és ennek a fauna gazdagságára és összetételére kifejtett hatását értem (ld. Cowling & Lombard 2002). Az endemizmus gócterületek negyedidőszaki refúgium szerepével, és a Kárpát-medence Mollusca-faunájának genezisével érdemben nem kívánok foglalkozni, mivel a recens adatok ennek vizsgálatát nem teszik lehetővé.

A szárazföldi csigák elterjedését nagyban befolyásolják az abiotikus környezeti tényezők. A szárazság- és fagy-tolerancia a csigák élettani folyamatai révén behatárolja a fajok potenciális előfordulási területét (Asami 1993, Ansart *et al.* 2001, Ansart & Vernon 2003). A csapadék mennyisége és éves eloszlása az aktivitási időszakon keresztül hat az elterjedésre (Lazaridou-Dimitriadou & Saunders 1986, Iglesias *et al.* 1996). A meszes alapkőzet jelenléte szintén fontos tényező a fajok elterjedése és tömegessége szempontjából (Wärebörn 1979, Schilthuizen 2004, Ondina *et al.* 1998, 2004). Az abiotikus tényezők közvetve – az egyes fajokra gyakorolt hatásokon keresztül – befolyásolják a fajgazdagságot.

A csiga-együttesek helyi (lokális) fajgazdagságát legtöbbször mikroklimatikus (hőmérséklet, páratartalom) tényezőkkel magyarázzák, amit nagyban befolyásol a növényzeti struktúra (Sólymos & Nagy 1997). Bizonyos mikroélőhelyek jelenléte (holt fa, kövek; ld. Erőss 2002) bűvőhelyek révén szintén hozzájárul a lokális fajgazdagsághoz. A fajgazdag élőhelyek szűkebb ökológiai tűrőképességű, élőhely-specialista fajok

jelenlétével jellemezhetőek (Sólymos 2000, 2001, Deli *et al.* 2002). Az élőhelyi sokféleség regionális léptékben a specialista fajok allopatrikus előfordulása révén növeli a fajgazdagságot (Rosenzweig 1995: 190-210) („mosaic diversity”, Solem 1984).

Az emberi hatás (erdőirtás, folyószabályozás, mocsárlecsapolás, intenzív mezőgazdaság) a Kárpát-medencében hozzávetőleg nyolcezer éve folyamatosan és egyre erősödő tendenciával van jelen (vö. Willis *et al.* 1997, Fésüs *et al.* 1992, Nechay 2001). Az emberi környezet-átalakító tevékenység sok tekintetben (pl. az élőhelyi sokféleség csökkentése révén) negatív hatással lehet a fajgazdagságra.

Ebben a fejezetben a hazai szárazföldi csiga-faunát (**iv1**) állatföldrajzi szempontból elemzem. Az állatföldrajzi mintázatok vizsgálatkor a (**iv1a**) területeket fajkészletük alapján hierarchikusan csoportosítottam, és (**iv1b**) meghatároztam a területi csoportok és a hierarchia jellemző fajait. Ezután vizsgáltam a (**iv2**) mintázatokkal összefüggő tényezőket. A mintavételi hatásokkal összefüggő tényezők figyelembe vételével elemeztem a (**iv2a**) jelenkori környezeti tényezők, illetve a (**iv2b**) történeti tényezők térbeli mintázatokra gyakorolt hatásainak jelentőségét.

5.2. Anyag és módszerek

5.2.1. Adatbázis

Az elemzés alapját az előző fejezetekben is használt adatbázis szolgáltatja: 121 szárazföldi csigafaj előfordulási adatai 704 darab 10 km × 10 km-es UTM cellából (Pintér *et al.* 1979, Pintér & Szigethy 1979, 1980, Fehér & Gubányi 2001). A 10 km × 10 km-es cellákat a gyűjtésintenzitás és a területi feltártság egyenetlenségei miatt hozzávetőleg 50 km × 50 km-es egységekbe vontam össze. Helyenként az országhatár lefutása és a feltárt 10 km × 10 km-

es cellák eloszlása miatt szomszédos 50 km × 50 km-es cellák is összevonásra kerültek. A fő kritérium az összevonás során az volt, hogy legalább 5 darab 10 km × 10 km-es UTM cella legyen egy összevont egységben. Így az ország területét 49 db összevont (nagyjából 50 km × 50 km-es) cella fedi le (13b. ábra). A területegységeken belül figyelembe vett cellák átlagos területe $1415,4 \pm 581,1$ SD km² volt.

5.2.2. Változók

A fajokat elterjedési területük mérete szerint a 3.2.1. fejezetben leírt (GR pontszámoknak megfelelő) csoportokba soroltam. Az elterjedési terület pontszámoknak közvetlen állatföldrajzi vonatkozása van, mivel Hausdorf & Hennig (2004) kvantitatív állatföldrajzi elemzése alapján az északnyugat-európai szárazföldi csigák (a csoportba nem sorolható „zaj” elemeken kívül) nyolc állatföldrajzi csoportot mutatott ki: 1: nagy elterjedésű (holarktikus, palearktikus, európai), 2: nyugat-alpin központú nagy elterjedésű, 3: kelet-alpin – kárpáti, 4: pireneusi, 5: nyugat-európai, 6: dél-alpin, 7: kelet-alpin, 8: kárpáti fajok csoportja. A csoportosítás 1. csoportja a GR = 1, a 2-3. csoport a GR = 2, a 4-8. pedig a GR ≥ 3 ritkasági kategóriáknak felelnek meg. Ez a csoportosítás természetesen a hazai fauna tekintetében a délies (balkáni) és pontikus kapcsolatok révén kiegészül.

Az elterjedési terület pontszámokon (GR) alapuló csoportosítást indokolja, hogy a fajok faunatípusba sorolása (Bába 1982) csigák esetén nem általánosan elfogadott. Az area-analitikus módszer első lépése szintén a szűk elterjedésű fajok halmozódásainak kijelölése (Varga 1971, 1977, Bába 1981, 1982, Hausdorf 2002). Hiszen, csak a szűk elterjedésű fajokról állítható viszonylag nagy biztonsággal, hogy melyik faunakörhöz tartoznak. A dolgozatban azonban nem a fajok állatföldrajzi besorolása a cél, hanem a történeti tényezők hatásának vizsgálata a szűk elterjedésű fajok mennyisége

alapján. Hausdorf & Hennig (2004) kvantitatív elemzésének figyelembe vételével az elterjedési terület pontszámokon (GR) alapuló csoportosítás megalapozott és a kitűzött célnak megfelelő.

Mind a 49 cella esetén meghatároztam az összesített fajgazdagságot. A fajok fenti kategorizálása alapján meghatároztam a nem-endemikus ($GR \leq 2$), a széles palearktikus elterjedésű ($GR = 1$), széles európai elterjedésű ($GR = 2$) és a szűk elterjedésű (endemikus, $GR \geq 3$) fajok számát.

Meghatároztam az összevont cellákon belüli, ténylegesen feltárt $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$ -es UTM cellák területét km^2 -ben. A gyűjtésintenzitást az összevont cellák területéről a Természettudományi Múzeum adatbázisában (Fehér & Gubányi 2001) található tételek száma és faj-előfordulási rekordok hányadosaként határoztam meg: $\ln(\text{múzeumi tételek száma}) / \ln(\text{faj-előfordulási adatok száma})$. Ez a mennyiség az egy faj-előfordulásra eső átlagos ráfordítással arányos, ilyen módon független az adott cella fajgazdagságától.

Digitalizált térképek (Pécsi 1989) alapján minden összevont cellára meghatároztam a meszes alapkőzet jelenlétét, potenciális evapotranspirációt, az évi besugárzás mennyiségét, az évi csapadékmennyiséget, a vegetációs időszak csapadékmennyiségét, az évi átlaghőmérsékletet, a januári és júliusi átlaghőmérsékletet, a vegetációs időszak átlaghőmérsékletét. Az évi hőingást a januári és júliusi átlaghőmérséklet különbségeként fejeztem ki. Magyarország digitális terepmodellje (Zentai 2000) alapján határoztam meg a cellákban az átlagos tengerszint feletti magasságot. A topográfiai heterogenitást, mint az élőhelyi sokféleség prediktorát (Cowling & Lombard 2002) a cellák tengerszint feletti magasságának varianciájával jellemeztem. A mezőgazdasági területek arányát CORINE adatok (Ángyán *et al.* 2001) alapján határoztam meg. A környezeti tényezők értékeinek megállapítása a térképi adatok területileg súlyozott átlagolásával történt.

5.2.3. Adatelemzés

A 49 összevont cella hierarchikus osztályozását Sørensen-indexszel és Ward-féle eltérésnégyzet-összeg minimalizáló összevonással végeztem. Az elemzéshez a SYNTAX for Windows programot (Podani 1993) használtam.

A terület-csoportok és a klasszifikációs hierarchia különböző szintjeire jellemző karakterfajok azonosítását kvantitatív karakterfaj-elemzéssel (indikátorfaj-elemzés, IndVal; Dufrière & Legendre 1997) végeztem. Az elemzéshez az összevont cellákban meghatároztam a fajok jelenlétén alapuló relatív gyakoriságát, mivel az IndVal módszer a fajok specificitását (gyakoriságok) és fidelitását (előfordulások) kombinálja. Egy faj IndVal indexének értéke független a többi faj IndVal értékeitől. Egy faj „indikátor” értéke akkor maximális, amikor jelenléte csak egy terület-csoportra jellemző és ott minden egységben megtalálható. Az ilyen faj valódi, vagy szimmetrikus „indikátorfaj”, és jelenléte a terület-csoport összes egységében jól prediktálható (IndVal > 55%). Más esetben a faj előfordulása kevésbé jelezhető előre, de jelenléte specifikus (aszimmetrikus „indikátorfaj”, IndVal < 55%). Az index értékének szignifikanciáját a fajok előfordulási adatainak random permutációja alapján lehet megadni. A szignifikancia szintet 1000 random permutáció alapján számoltam az IndVal 2 program (Dufrière & Legendre 1997) segítségével. Mivel a program 25 hierarchikus szintet tud kezelni, ezért az összevont cellákat egy kivétellel a klasszifikáció alapján hozzájuk legjobban hasonlító cellákkal (szomszédos terminális gráfpontok) együtt kezeltem, és a hierarchiát tovább nem bontottam (13a. ábra).

A fajok elterjedési területének nagysága és a fajok területi hierarchia szerinti kötődése alapján felállított kategóriák közötti kapcsolatot χ^2 próbával vizsgáltam. A próba nullhipotézise szerint a két kategorizálás független egymástól, tehát nem különbözik a véletlenszerű mintázattól.

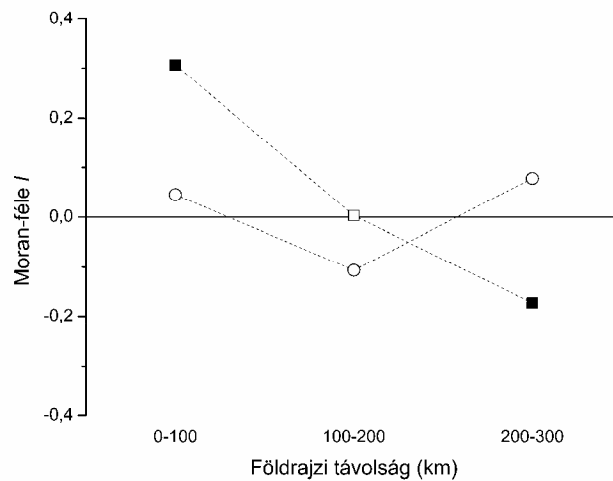
A fajgazdagság területi különbségeit általánosított lineáris modellel (GLM; Nelder & Waddern 1972) teszteltem, ahol a logaritmikusan transzformált fajgazdagság ($\ln[\text{fajgazdagság} + 1]$) szerepelt függő változóként, a hierarchikus klasszifikáció hat fő terület-csoportja (13a. ábra) szerepelt fix faktorként és a logaritmikusan transzformált területnagyság ($\ln[\text{területnagyság}]$) és gyűjtésintenzitás ($\ln[\text{múzeumi tételek száma}] / \ln[\text{faj-előfordulási adatok száma}]$; Fehér & Gubányi [2001] alapján) kovariánsként (III. típusú eltérésnégyzet-összeg felbontást alkalmazva). A kovariancia-elemzés jellegű GLM előfeltételei a transzformált adatokra teljesültek: a függő változó csoportokon belüli eloszlása nem különbözött szignifikánsan a normál eloszlástól (Shapiro-Wilk teszt, $\alpha = 0,05$), a csoportok varianciái homogének (Levene teszt, $F = 1,451$, $df = 5, 43$, $p = 0,226$), a regressziós egyenesek pedig párhuzamosak ($F = 1,048$, $df = 10, 31$, $p = 0,429$) voltak. A területi-csoportok közötti páronkénti összehasonlítást a becsült marginális átlagok közötti legkisebb szignifikáns eltérés (least significant difference, LSD; Sokal & Rohlf 1995: 240-243) alapján végeztem, a szignifikancia szinteket Benjamini-Liu FDR módszerrel korrigáltam (Benjamini *et al.* 2001).

A történeti hatások jelentőségének tesztelését az elterjedési terület nagysága alapján (ld. fentebb) felállított fajcsoportok szerint végeztem nem-paraméteres variancia-elemzés (Kruskal-Wallis teszt; Kruskal & Wallis 1952) segítségével, mivel a fajcsoportok fajgazdagságának eloszlása nem minden esetben volt normális, vagy lognormális. Független fix faktorként a 13a. ábra hat terület-csoportja szerepelt. A területi-csoportok közötti páronkénti összehasonlítást páronkénti Mann-Whitney *U*-teszttel végeztem, a szignifikancia szinteket Benjamini-Liu FDR módszerrel korrigáltam (Benjamini *et al.* 2001).

8. táblázat. A vizsgált klíma-változók korrelációja a főkomponens elemzés (PCA) első két tengelyével.

	PCA tengely		Extrakciós hatékonyság
	1.	2.	
Potenciális evapotranspiráció	0,904	0,151	0,841
Besugárzás	0,846	-0,117	0,729
Csapadékmennyiség, évi	-0,694	0,583	0,821
Csapadékmennyiség, vegetációs időszak	-0,811	0,463	0,871
Átlaghőmérséklet, évi	0,752	0,574	0,895
Átlaghőmérséklet, januári	0,315	0,916	0,938
Átlaghőmérséklet, júliusi	0,864	0,223	0,797
Átlaghőmérséklet, vegetációs időszak	0,885	0,229	0,835
Évi hőingás	0,613	-0,609	0,747
Magyarozott variancia	0,583	0,248	

A fajgazdagság és a jelenkori környezeti tényezők kapcsolatát többszörös lineáris regresszióval (backward stepwise módszer) vizsgáltam. A fajgazdagság, a területnagyság és a gyűjtésintenzitás értékeket a fentebb leírt módon transzformáltam. A tengerszint feletti magasság értékeken logaritmikus ($\ln[\text{magasság}]$), a mezőgazdasági területek arányán arcussinus transzformációt hajtottam végre a lineáris kapcsolat és normalitáshoz közelítés érdekében. A topográfiai heterogenitás értékeket nem transzformáltam, a meszes alapkőzet jelenléte pedig bináris kódolást kapott (ún. „dummy” változó, 0 = nincs jelen, 1 = jelen van). A klímaváltozók (9 változó) információit a multikolinearitás elkerülése érdekében a változókon végzett főkomponens elemzés (PCA) első két tengelyével fejeztem ki (8. táblázat). A változókat az eltérő dimenziók miatt terjedelemmel standardizáltam. Az első két tengely az összes variancia 83,1%-át tartalmazta.



12. ábra. Az összevont UTM cellák ($n = 49$) logaritmikusan transzformált fajgazdagságának (■) és a regressziós elemzés reziduálisainak (●) correlogrammja a földrajzi távolság függvényében. A kitöltött szimbólumok szignifikáns ($p < 0,05$, FDR korrekció), az üres szimbólumok nem szignifikáns autokorrelációt jelölnek. A cellák földrajzi távolsága a centroidok közötti távolságnak felel meg.

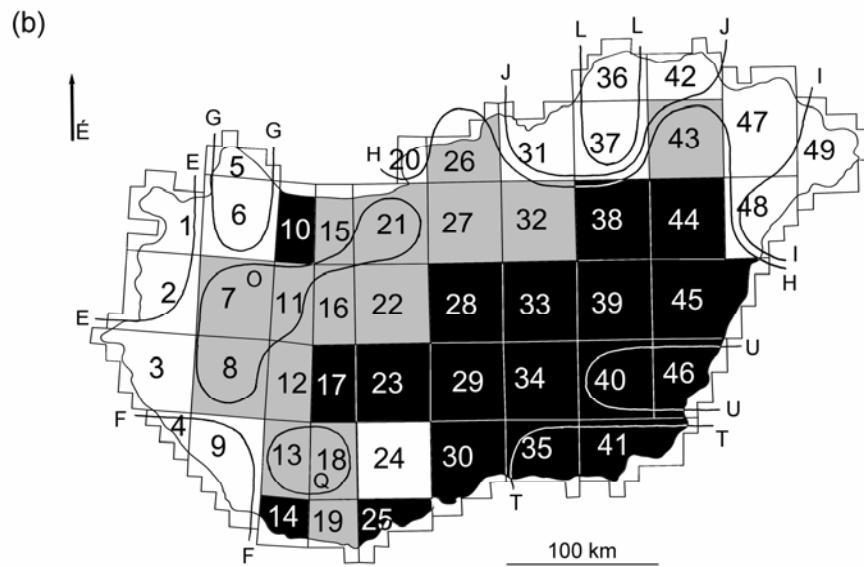
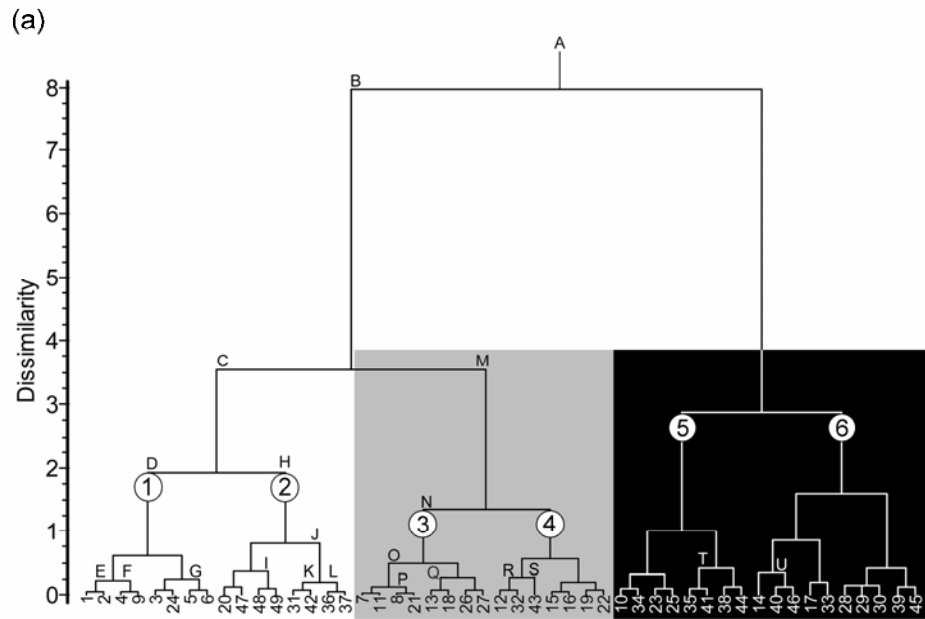
Térbeli adatok elemzésekor kikerülhetetlen térbeli autokorreláció problémaköre (Legendre 1993). Az autokorrelációt a Moran-féle I index (Moran 1950) segítségével kvantifikáltam. A Moran-féle I kiszámításához a 49 összevont cella centroidjainak távolsága alapján kialakított súlymátrixot használtam. Mivel az I értéket több távolságra is kiszámoltam, a szignifikancia szinteket Benjamini-Liu FDR módszerrel korrigáltam (Benjamini *et al.* 2001). A cellák kumulatív fajgazdagsága esetén kis távolságokon (0-100 km) szignifikáns pozitív, nagy távolságokon (200-300 km) szignifikáns negatív autokorrelációt találtam (12. ábra). Ez a mintázat nagyléptékű lineáris trendre utal (Diniz-Filho *et al.* 2003). Emiatt kisebb földrajzi távolságokon (0-100 km) az adatpontok nem függetlenek egymástól (térbeli pszeudoreplikáció; Hurlbert 1984), így a többszörös regresszió szignifikancia szintje nem megbízható.

Mivel a legtöbb faj hazai elterjedési területe nagyobb, mint egy összevont 50 km × 50 km-es cella, a szomszédos cellák fajösszetétele és fajgazdagsága hasonló. Így a regresszió reziduálisai kis léptékben pozitív autokorrelációt kell, hogy mutassanak. Emellett az autokorrelációt maghatározzák a független változóban megfigyelhető trendek is, amelyek a regressziós reziduálisokban már nem jelentkeznek. Ha a reziduálisok nem mutatnak szignifikáns autokorrelációt egyik térbeli léptéken sem, akkor a regresszió-elemzés eredménye statisztikailag nem torzított (Diniz-Filho *et al.* 2003). Esetünkben a reziduálisok nem mutattak szignifikáns autokorrelációt (12. ábra). Tehát a környezeti változók hatásának eltávolítása a fajgazdagságban mutatkozó autokorrelációt nem detektálható mértékűre csökkentette. Ez arra utal, hogy a figyelembe vett független változók a függő változó térbeli struktúráját teljes egészében magyarázták (Diniz-Filho *et al.* 2003).

5.3. Eredmények

5.3.1. Állatföldrajzi mintázatok

A 49 összevont cella hierarchikus klasszifikációja két fő terület-csoport szétválását mutatta (13a. és 13b. ábra): az alföldi, illetve hegy- és dombvidéki területekét. A hegy- és dombvidékek fő csoportja további két csoportra bontható: az elsőbe a Nyugat-magyarországi peremterületek (1. csoport), valamint az Északi-középhegység és az Alföld északkeleti részei (2. csoport) tartozik, a másodikba a Dunántúli-középhegység, a Mecsek és a Gödöllői-dombság (3. csoport) és egyéb dombvidékek (4. csoport) tartoztak (13a. és 13b. ábra). Az alföldi területek (5. és 6. csoport) szétválása a magasabb hierarchia szinteken nem mutat egységes területi csoportosulást (13a. és 13b. ábra).



A karakterfaj-elemzés alapján 33 faj bizonyult az egész ország területére (általános fajok csoportja; a 13. ábrán és a 3. függelékben A-val jelölve), 26 faj a hegy- és dombvidékekre (hegy- és dombvidéki fajok csoportja; a 13. ábrán és a 3. függelékben B-val jelölve) jellemzőnek.

Az általános és a hegy-és dombvidéki fajok széles palearktikus, vagy európai elterjedésűek voltak, míg a regionális karakterfajok között található az összes szűk elterjedésű faj, illetve sok európai elterjedésű és egy palearktikus faj (*Discus ruderatus*) (9. táblázat).

A maradék 62 faj között kisebb területegységek jellemző fajait találjuk (regionális karakterfajok csoportja; a 13. ábrán és a 3. függelékben C-től U-ig jelölve). A regionális karakterfajok között a szűk elterjedésű fajok IndVal értékeinek átlaga ($64,1 \pm 23,34$ SD) magasabb volt, mint a többi regionális karakterfajé ($55,9 \pm 17,14$ SD). A fajok elterjedési területének nagysága és a fajok területi hierarchia szerinti kötődése alapján felállított kategóriák szignifikáns nem-random asszociáltságot mutattak ($\chi^2 = 51,6$, $df = 4$, $p < 0,001$). Az összefüggés mintázata gyengén monoton (9. táblázat).

A Nyugat-magyarországi peremvidék, az Északi-középhegység és az Alföld északkeleti részeinek (1. 2. terület-csoport) közös fajai a kelet-európai *Perforatella bidentata* és az alpin-kárpáti (közép-európai) *Ena montana* (C jelölés; 13a. ábra). A Nyugat-magyarországi peremterületek jellemző fajai az

13. ábra. Hazai szárazföldi csigák elterjedési adatainak többváltozós elemzése (a) és az 50 km × 50 km-es rendszerben összevont UTM cellák elhelyezkedése (b). A többváltozós elemzés Sørensen-index és Ward-féle eltérésnégyzet-összeg minimalizáló összevonással készült. Az eltérő színek a magasabb szintű hierarchia három csoportját jelölik. A számok 1-től 49-ig az elemzési egységként szolgáló cellákat jelölik mindkét ábrarészben, a bekarikázott számok az (a) ábrarészben a további elemzésben szereplő területi csoportokat mutatják. Az ábrarészekben szereplő nagybetűk és a (b) ábrarész görbéi a közös karakterfajokkal jellemezhető cellákat határolják (a fajok felsorolását ld. 3. függelék).

alpin – közép-európai *Semilimax semilimax*, a kelet-alpin – kárpáti *Perforatella umbrosa*, a kelet-alpin – dinári *Aegopis verticillus* és kelet-alpin *Aegopinella ressmanni* (D jelölés; 13a. ábra). A Soproni- és Kőszegi-hegység jellemző fajai az alpin – délkelet-európai *Pagodulina pagodula*, az alpin *Cochlodina fimbriata*, a kelet-alpin és nyugat-kárpáti *Pseudofusus varians* és a kelet-alpin – dinári *Macrogastra densestriata* (E jelölés; 13. ábra). A Délnyugat-Dunántúl és a Dráva-mente jellemző fajai a dinári – dél-alpin *Helicigona planospira* és a mediterrán – nyugat-európai *Pomatias elegans* (F jelölés; 13. ábra). A Szigetköz jellemző fajai az alpin – közép-európai *Aegopinella nitens*, az északnyugat-európai *Trichia striolata* és a közép- és kelet-európai (kontinentális) *Cochlicopa nitens* (G jelölés; 13. ábra).

Az Északi-középhegység, a Szatmár-Beregi sík és a Nyírség közös jellemző fajai a kárpáti *Perforatella vicina*, a kelet-európai *Ruthenica filograna*, a közép- és kelet-európai *Bulgarica cana*, a dácikus *Helix lutescens* és a boreo-alpin *Vertigo substriata* (H jelölés; 13. ábra). (A *Vertigo substriata* nem él az Alföldön, viszont a bürzsönyi előfordulás miatt a H területcsoportra jellemző.) A Szatmár-Beregi sík és a Nyírség jellemző fajai a kárpáti *Perforatella dibothrion* és a pontikus – észak-balkáni *Pomatias rivulare* (I jelölés; 13. ábra). A Mátra, Bükk, Aggteleki-karszt és Zempléni-hegység jellemző fajai a közép- és kelet-európai *Cochlodina orthostoma*, a kárpáti *Oxychilus orientalis*, *Helicigona faustina*, *Hygromia transsylvanica*, *Cochlodina cerata*, az alpin és kárpáti *Isognomostoma isognomostoma*, *Oxychilus depressus*, *Trichia unidentata* és a kárpáti-balti *Macrogastra latestriata* (J jelölés; 13. ábra). A vulkanikus alapkőzetű hegységek (Mátra, Zempléni-hegység) jellemző fajai a kárpáti *Trichia lubomirskii*, *Balea stabilis* és a palearktikus (boreo-alpin) *Discus ruderatus* (K jelölés; 13a. ábra). A Zemplénre jellemző, ám a cellahatárok miatt az S terület-csoport

9. táblázat. A többváltozós hierarchia (13a. ábra) különböző szintjeire jellemző fajok megoszlása az elterjedési terület nagysága szerint.

Elterjedési terület nagysága (GR)	Általános fajok (n = 33)	Hegy- és dombvidéki fajok (n = 26)	Regionális karakterfajok (n = 62)
Széles palearktikus elterjedésű fajok (n = 30, GR = 1)	19	10	1
Széles európai elterjedésű fajok (n = 71, GR = 2)	14	16	41
Szűk elterjedésű fajok (n = 20, GR ≥ 3)	-	-	20

(13a. ábra) jellemző faja a kárpáti *Vestia gulo* is. A meszes alapközetű hegységek (Bükk, Aggteleki-karszt) jellemző fajai az alpin és észak-európai *Clausilia cruciata* (a faj Északi-középhegységi adatai félrehatározáson alapulnak [Varga A. szóbeli közlés], a faj Írott-kői előfordulása [Pintér & Suara 2004] alapján az E csoport faja) a kárpáti *Vestia turgida*, az észak-kárpáti *Spelaeodiscus triarius*, az alpin *Phenacolimax annularis* és a kelet-alpin – délkelet-európai *Chondrina clienta* (L jelölés; 13. ábra).

A Dunántúli-középhegység és dombvidékek, a Mecsek, a Cserhát és a Gödöllői-dombság közös fajai az alpin – kelet-európai *Pupilla triplicata*, a mediterrán – dél-alpin *Truncatellina claustralis*, *T. callicratis*, a délkelet-európai *Zebrina detrita*, a dél- és délkelet-európai *Orcula doliolum*, a nyugat- és közép-európai *Discus rotundatus* és az alpin-kárpáti *Orcula dolium* (M és N jelölés; 13a. ábra). A Dunántúli-középhegység jellemző fajai az alpin-európai *Acicula polita*, a közép-európai *Macrogastera plicatula*, a mediterrán – nyugat-európai *Pyramidula rupestris*, az észak-alpin *Vertigo alpestris*, a délkelet-európai *Bulgarica vetusta*, a nyugat-európai *Cepaea nemoralis*, a közép-európai *Clausilia parvula*, és a nyugat-európai *Balea perversa* (O és P jelölés; 13. ábra). A Mecsek-hegység jellemző fajai a kelet-alpin – kárpáti *Trichia filicina*, a délkelet-európai *Acicula banatica* és az északnyugat-balkáni *Trichia erjavecii* (Q jelölés; 13. ábra).

Az Alföldre jellemző fajok a keleti- és déli-kárpáti *Helicigona banatica* és a jelenlegi elterjedési adatai alapján endemikus (de vö. Varga 1981) *Hygromia kovacsi* (T és U jelölés; 13. ábra)

A mediterrán *Cecilioides petitiana* és *Oxychilus hydatinus* rendre az R és az U terület-csoport (13a. ábra) jellemző fajai. Tekintetbe véve rejtőzködő, talajlakó életmódjukat, területi kötődésük nem egyértelmű.

5.3.2. A mintázatokkal összefüggő tényezők

A 13a. ábra hat terület-csoportja szerint elvégzett GLM alapján a csoportok fajgazdagsága a kovariánsokat is figyelembe véve szignifikáns különbséget mutatott (10. táblázat). A kovariánsok (területnagyság, gyűjtésintenzitás) hatása is szignifikáns volt (10. táblázat). A páronkénti összehasonlítások alapján az alföldi területek (5. és 6. terület-csoport) fajgazdagsága szignifikánsan alacsonyabb volt a hegy- és dombvidéki területekétől (11. táblázat).

A nem-paraméteres elemzés alapján a kumulatív fajgazdagság szignifikáns területi különbségeket mutatott (Kruskal-Wallis teszt, $H = 37,917$, $df = 5$, $n = 49$, $p < 0,0001$). A páronkénti összehasonlítások alapján

10. táblázat. A fajgazdagság területi különbségeinek vizsgálata kovariánsok figyelembe vételével általános lineáris modell (GLM) segítségével.

A variancia forrása	SS	df	MS	F^b
Korrigált modell ($r^2 = 0,825$)	6,639	7	0,948	27,609***
Tengelymetszet	0,709	1	0,709	20,636***
Területnagyság (kovariáns)	0,170	1	0,170	4,945*
Gyűjtésintenzitás (kovariáns)	0,188	1	0,188	5,483*
Terület csoportok közötti ^a	3,513	5	0,703	20,452***
Hiba	1,408	41	0,003	
Összes	755,739	49		
Összes korrigált	8,047	48		

^aA területcsoportok a 13a. ábrán látható klasszifikáció hat fő csoportját jelentik, a modellben fix faktorként.

^b***: $p < 0,001$, *: $p < 0,05$, ns: nem szignifikáns.

11. táblázat. A fajgazdagság és a különböző elterjedési területű fajok számának területcsoportonkénti megoszlása.

	Terület csoportok ^a						
	Összes terület	1	2	3	4	5	6
Cellaszám	49	8	8	8	7	8	10
Terület ($\times 10^3$ km ²)	69,4	13,4	11,3	13,2	8,9	9,9	12,7
Fajgazdagság (GLM ^b)							
Átlag	52,6	60,6a(a)	69,5a(ab)	73,0a(b)	53,9a(a)	34,4b(c)	29,8b(c)
SD	19,29	7,33	14,71	9,55	6,82	6,44	9,26
Széles elterjedésű (palaearktikus és európai) fajok száma (Kruskal-Wallis teszt)							
Átlag	50,9	59,1a	63,0ab	72,4b	53,3ab	34,0c	29,5c
SD	18,15	6,90	12,94	9,83	7,65	6,28	8,86
Széles palaearktikus elterjedésű fajok száma (Kruskal-Wallis teszt)							
Átlag	23,5	26,8a	27,5a	27,8a	25,6a	17,9b	17,2b
SD	5,67	2,31	1,31	2,55	2,76	2,36	6,03
Széles európai elterjedésű fajok száma (Kruskal-Wallis teszt)							
Átlag	27,5	32,4a	35,5ab	44,6b	27,7ab	16,1c	12,3c
SD	13,40	5,45	12,49	7,76	5,19	5,41	3,89
Szűk elterjedésű fajok száma (Kruskal-Wallis teszt)							
Átlag	1,9	1,8a	6,6b	1,3a	0,7a	0,5a	0,8a
SD	2,54	0,71	2,88	0,46	1,11	0,76	1,32

^aA csoportok a hierarchikus klasszifikáció (13a. ábra) csoportjainak felelnek, a betűk szignifikáns különbségeket jelölnek (GLM esetén páronkénti legkisebb szignifikáns eltérés [LSD], Kruskal-Wallis teszt esetén páronkénti Mann-Whitney U-teszt, $p < 0,05$, minden esetben Benjamini-Liu FDR korrekció többszörös összehasonlításra). Fajgazdagság esetén a zárójelben szereplő betűk a nem korrigált középértékek páronkénti nem- p -paraméteres összehasonlításának eredményeit mutatják (Mann-Whitney U-teszt, $p < 0,05$, Benjamini-Liu FDR korrekció).

^bGLM: általánosított lineáris model, kovariánsok: területmagság és gyűjtésintenzitás.

az alföldi területek (5. és 6. terület-csoport) fajgazdagsága szignifikánsan alacsonyabb volt a hegy- és dombvidéki területekétől, a hegyvidéki területek (2. és 3. terület-csoport) fajgazdagsága is szignifikánsan magasabb volt, mint a dombvidéké (11. táblázat).

A széles (palearktikus és európai) elterjedésű nem-endemikus fajok ($GR \leq 2$) száma szignifikáns területi különbségeket mutatott (Kruskal-Wallis teszt: $H = 37,618$, $df = 5$, $n = 49$, $p < 0,0001$). A páronkénti összehasonlítások alapján az összesített fajgazdagsághoz hasonló képet mutatott (11. táblázat). A széles palearktikus elterjedésű fajok ($GR = 1$) száma is szignifikáns területi különbségeket mutatott (Kruskal-Wallis teszt, $H = 32,981$, $df = 5$, $n = 49$, $p < 0,0001$). A páronkénti összehasonlítások alapján az alföldi területek (5. és 6. terület-csoport) fajgazdagsága szignifikánsan alacsonyabb volt a hegy- és dombvidéki területekétől (11. táblázat). A széles európai elterjedésű fajok ($GR = 2$) száma az összesített fajgazdagsághoz hasonló szignifikáns területi különbségeket mutatott (Kruskal-Wallis teszt: $H = 37,216$, $df = 5$, $n = 49$, $p < 0,0001$; 11. táblázat). A szűk elterjedésű fajok ($GR \geq 3$) száma az Északi középhegységben (2. terület-csoport) szignifikánsan magasabb volt, mint a többi terület-csoportban (Kruskal-Wallis teszt, $H = 28,298$, $df = 5$, $n = 49$, $p < 0,001$; 11. táblázat).

12. táblázat. A cellák fajgazdagsága és a vizsgált környezeti változók közötti kapcsolat többszörös lineáris regresszió alapján.^a

	Független változók	Parciális korreláció
Változók a modellben	Klíma 1 (1. PCA tengely)	-0,551***
	Gyűjtésintenzitás	0,313**
	Meszes alapkőzet jelenléte	0,220*
	Területnagyság	0,194*
Kizárt változók	Klíma 2 (2. PCA tengely)	ns
	Topográfiai heterogenitás	ns
	Mezőgazdasági területek aránya	ns
	Tengerszint feletti magasság	ns

^aBackward stepwise módszer, ***: $p < 0,001$, **: $p < 0,01$, *: $p < 0,05$, ns: nem szignifikáns.

A többszörös lineáris regresszió alapján a fajgazdagság és a vizsgált független változók közötti kapcsolat szignifikáns volt ($r^2 = 0,865$, $F = 32,75$, $df = 4, 44$, $p < 0,001$). A modellben maradt változók közül a klíma (1. PCA tengely) szignifikáns negatív, míg a gyűjtésintenzitás, meszes alapkőzet jelenléte és a területnagyság szignifikáns pozitív hatással volt a fajgazdagságra (12. táblázat). A klíma 2. PCA tengelye, a topográfiai heterogenitás, a mezőgazdasági területek aránya és a tengerszint feletti magasság hatása nem volt szignifikáns (12. táblázat).

5.4. Értékelés

A Kárpát-medence Mollusca-faunájának első átfogó állatföldrajzi értékelését Soós (1926, 1928, 1934, 1943) végezte. Soós a jelenlegi mintázatok magyarázatok a hangsúlyt az endemikus fajokra helyezte és az evolúciós időléptékű történeti hatások jelentőségét hangsúlyozta. Szerinte a Mollusca-fauna összetételének alapvető jellemvonása, hogy azt: „messze elterjedt és középeurópai elemekkel erősen átítatott autochton faunának nevezhetjük, amelynek kifformálásához vonásokat még a déli vonatkozású és az alpesi, továbbá déli Horvátországban az illyr vagy dinári fajok adnak” (Soós 1943: 455). Ezt a megállapítást alátámasztja a mai Magyarország területére vonatkozó elterjedési adatok kvantitatív elemzése. A „messze elterjedt” (palearktikus, holarktikus, GR = 1) és a „középeurópai” (széles európai elterjedésű fajok, GR = 2) fajok alkotják a vizsgált fauna 81,5%-át (101 faj a 121-ből; A és B jelölés; 13a. ábra, 3. függelék).

Soós (1943: 455) (monoglacialisista felfogása) szerint „a fauna legnevesebb vonásaiban itt alakult, változott s eredője az idők során változó környezet és változásokra reagáló szervezetek egymásra hatásának”, illetve „Mollusca-faunánk képe már a jégkor előtt kialakult s azon a jégkor csak aprólékos változtatásokat végzett egyes fajok kigyomlálásával” Soós (1943:

448). Ezeket a megállapítások összhangban állnak az újabb (poliglacialista felfogású) kvartermalakovológiai eredményekkel (Krolopp 1995, Krolopp 2003), miszerint Magyarország területén a pleisztocén időszak alatt és után 14 héjas szárazföldi csigafaj kipusztult, 16 faj jelenleg nem él a területen (regionálisan kipusztult). Emellett 29-re tehető a pleisztocén időszak után betelepült fajok száma (Krolopp 1995, Krolopp 2003), amiből 13 az elmúlt évtizedekben behurcolt/betelepített faj. Az összesített fajszám tehát alig változott, a fajok mintegy harmada kicserélődött. A fauna fő tömege (mintegy kétharmada) folyamatos, vagy időnként megszakított fosszilis jelenléttel bír a negyedidőszak (Füköh 1995, Krolopp 2003) (néhány faj a harmadidőszak; Soós 1926) óta. Ezeket a fajokat nevezi Soós (1934, 1943) az „ősi törzs tagjainak” és „középeurópainak”.

A szűk elterjedésű ($GR \geq 3$) fajok előfordulása alapján a történeti hatások főbb irányai jól tetten érhetők. A legerőteljesebb alpin hatások a Soproni- és Kőszegi-hegységben mutatkoznak (*Pagodulina pagodula*, *Cochlodina fimbriata*, *Pseudofusulus varians*, *Macrogastra densestriata*; „*Praenorikum*”-ként jellemezhető területek; [„Nyugati, ... határhegyeink faunánkba az Alpok lehelletét hozzák.”, Varga 1964]). A kelet-alpin és illír hatások a Dunántúl egész területén „diffúzan” jelentkeznek (*Aegopis verticillus*, *Aegopinella ressmanni*, *Truncatellina claustralis*, *T. callicratis*, *Bulgarica vetusta*). Az illír hatások jelenléte a Dráva-mentén (*Helicigona planospira*) és a Mecsekben (*Trichia filicina*, *Acicula banatica*, *Trichia erjavecii*) a legerőteljesebb („*Praeillyricum*” -ként jellemezhető területek).

Az erőteljes kárpáti hatás jelenléte (*Perforatella vicina*, *Oxychilus orientalis*, *Helicigona faustina*, *Hygromia transsylvanica*, *Cochlodina cerata*, *Macrogastra latestriata*, *Trichia lubomirskii*, *Balea stabilis*, *Vestia gulo*, *V. turgida*, *Spelaeodiscus triarius*) miatt az Északi-középhegység Mollusca-fauna alapján – Soós (1943: 458) felfogását osztva – a kárpáti

faunartartományhoz („*Carpathicum*”) tartozik. Az endemikus fajok száma itt jelentősen magasabb, mint az ország más tájegységein, a történeti hatások itt mutatkoznak legmarkánsabban.

A kvantitatív állatföldrajzi elemzés alapján érvényes Deli & Sümegi (1999) álláspontja, mely szerint a Bereg-Szatmári sík a Nyírség, illetve a Körösök vidéke kárpáti elterjedésű fajok (*Perforatella vicina*, *Perforatella dibothrion*, *Helicigona banatica*) arájának fluktuációs zónájaként viselkedik („*Praecarpathicum*”; Deli & Sümegi 1999). Az állatföldrajzi régiók peremterületén a faunakörök faj-areáinak fellazulása (Varga 1971, 2002) tömeghatásként („mass effect”, Shmida & Wilson 1985; metaközösségi „source-sink” dinamika, Pulliam 1988, Mouquet & Loreau 2003) járul hozzá a fajgazdagsági és fajösszetételbeli mintázatok kialakításához.

A szárazföldi csigafajok elterjedési adatai alapján elkülönülő területi egységek jól követik a tájöldrajzi tagolódást. A fajösszetétel szerinti hierarchikus csoportosítás néhol eltér a tájöldrajzi felosztástól. Az Alföld északkeleti területének (Nyírség, Szatmár-Beregi sík) fajösszetétele az Északi-középhegységgel mutat hasonlóságot. A fauna hasonlóságának alapját bizonyos fajok (*Perforatella dibothrion*, *Perforatella vicina*, *Balea stabilis*) fragmentált alföldi előfordulásai adják (vö. Soós 1928). Azonban a finomabb léptékű különbséget a nagyléptékű (50 km × 50 km-es) cellaösszevonás miatt összemósódnak (Mac Nally *et al.* 2004). Ezen kívül a Cserhát és a Gödöllői-dombvidék faunája jobban hasonlít a dunántúli területekéhez, mint az Északi-középhegység többi tagjának faunájához.

A fauna-hasonlóság alapján kirajzolódó állatföldrajzi egységek és a tájöldrajzi besorolás néhány tájegység – az Észak-Alföld és Gödöllői-dombvidék körzete – tekintetében eltér. A tájöldrajzi besorolással összevetve hasonló eltérést mutat a nagylepkek alapján kirajzolódó mintázat is (Varga 1964). Futóbogarak esetén Ködöböcz & Magura (1999) a beregi

szigethegyek kapcsán mutatott ki kárpáti hatásokat, és a területet fluktuációs övezetként („*Praecarpathicum*”; vö. Deli & Sümegi 1999) jellemezte.

A jelen dolgozatban bemutatott eredményekkel ellentétben Bába (1981) a Gödöllői-dombvidék faunáját az Alföldéhez találta hasonlóknak. Bába (1981, 1982, 1986) a nagylepkék állatföldrajzi vizsgálatára kidolgozott area-analitikus módszert (erre vonatkozó referenciák felsorolását ld. Bába 1981, 1982, 1986) követve végezte el a hazai szárazföldi csigák faunakörökbe sorolását az akkor rendelkezésre álló fosszilis adatok figyelembe vételével. Bába (1981, 1982) „szemikvantitatív” vizsgálataihoz Pintér *et al.* (1979) munkájának 17 jól kutatott tájegységre vonatkozó adatait használta fel. A fajokat faunatípus szerint csoportosította, majd a faunakörök százalékos megoszlásai alapján vizsgálta a régiók faunájának, illetve a faunakörök gyakoriságának klímátényezőkkel mutatott kapcsolatát.

Bába (1981) hangsúlyozta a régiók elkülönülését, és megadta azok növényföldrajzi megfelelőit. A régiók közötti kapcsolatokat azonban csak valószínűsítette. Ennek háttérében a fauna-hasonlóság kvantifikálásának problémái állhatnak. A Bába által leírtak alapján nem lehet egyértelműen reprodukálni a számításmenetet, az azonban világosan látszik a χ^2 statisztika szövegben megadott értelmezése alapján, hogy a próba ereje keveredik a szignifikanciával.

Az Alföld – hegy- és dombvidék dichotómia a fajösszetétel és a fajgazdagság különbségeiben egyaránt megmutatkozik. A fajgazdagság a szűk elterjedésű fajok figyelmen kívül hagyásával is markáns különbséget mutat. Az Alföld – hegy- és dombvidék különválás főként klimatikus különbségekre vezethető vissza. A fajgazdagságnak a klíma 1. PCA-tengelyével mutatott negatív kapcsolata alapján a csapadék mennyisége pozitív hatással, a besugárzás, potenciális evapotranspiráció, hőmérséklet és hőingás negatív hatással van a fajgazdagságra (vö. 8. táblázat).

Izrael szárazföldi csigáinak vizsgálata a klímátényezők közül szintén a csapadék szerepének fontosságát mutatta ki (Kadmon & Heller 1998). A klíma szerepét Bába (1981, 1982, 1983) is hangsúlyozza regionális összehasonlító vizsgálatainak eredményei alapján. Bába regionális fajlisták statisztikailag vitatható (ld. fentebb) elemzése révén jutott a jelen elemzés eredményeivel összhangban álló következtetésre.

Gerinces (madár, H-Acevedo & Currie 2003, Diniz-Filho *et al.* 2003, Diniz-Filho & Bini 2005; és emlős, Badgley & Fox 2000) taxonok elemzése alapján a diverzitási mintázatok kialakításában a klíma hatása az elsődleges. Hawkins & Porter (2003) kimutatta, hogy a Észak-Amerikában a mozgékony madár- és emlős taxonok fajgazdagságának varianciáját mintegy háromnegyed részben környezeti tényezők határozzák meg, a történeti hatások (a jégmentesedés óta eltelt idő) ehhez csak kevéssé járultak hozzá.

Ezzel szemben Európában a fák nagyléptékű fajgazdagsági és fajösszetételbeli mintázatainak kialakításához történeti és környezeti hatások egyaránt jelentősen hozzájárulnak, a környezeti tényezők közül a klíma szerepe az elsődleges (Svenning & Skov 2005).

Az Alföld szemi-arid-kontinentális klímája sok csigafaj előfordulását nem teszi lehetővé (Agócsy 1965). Az Alföld nagy területeire jellemző klímazonális erdőszyepp vegetáció leginkább az általánosan elterjedt, tág tűrőképességű fajoknak (általános fajok csoportja) kedvez. Az Alföldön előforduló ritka fajok legtöbbje azonális vízes élőhelyekhez (pl. *Vertigo moulinsiana*, *Vallonia enniensis*) és ártéri ligeterdőkhoz (pl. *Helicigona banatica*) kötődik. A hegy- és dombvidékek üde lomberdeiben több csigafaj (hegy- és dombvidéki fajok csoportja) találja meg a számára kedvező feltételeket. Emellett a hegyvidéki sziklagyeppek (főleg mészkősziklagyeppek) is ritka fajok (pl. *Phenacolimax annularis*) élőhelyeiként szolgálnak. A meszes alapkőzettel mutatott szignifikáns korreláció is ezt támasztja alá.

A fajgazdagság nem mutatott szignifikáns kapcsolatot az élőhelyi sokféleséggel és az emberi hatás mértékével. A kapcsolat hiányának hátterében állhat az, hogy az indikátor változók (topográfiai heterogenitás, mezőgazdasági területek aránya) nem alkalmasak az indikált (élőhelyi sokféleség, emberi tevékenység) tulajdonságok becslésére (vö. Cowling & Lombard 2002), vagy ezeknek a tényezőknek a hatása a klímához képest kisebb térbeli léptéken érvényesül (Willis & Whittaker 2002, Foody 2004, Rahbek 2005).

Az 50 km × 50 km-es felbontás túl durva a finomabb léptéken jelentkező hatások teszteléséhez. Emellett az eredmények arra is rámutattak, hogy a cellák eltérő gyűjtésintenzitása és kiterjedése nem hagyható figyelmen kívül. A fő trend (alföld-középhegység különbség) azonban a korrigált és a nem korrigált modell esetén is markánsan jelentkezett.

A tájegységek között tapasztalható fajösszetételbeli és fajgazdagságbeli eltérések kialakításában elsődleges a klíma hatása (első klaszter dichotómia; 13. ábra). A két fő területcsoporton belüli regionális különbségek azonban nem minden esetben mutatkoznak meg a fajgazdagságban. A fajösszetétel regionális különbségeinek kialakításában a történeti hatások játszanak fontos szerepet. Ez a hatás a szűk elterjedésű regionális karakterfajok előfordulásaival jellemezhető. A hegy-és dombvidéki területek esetén az elkülönülés alpin-kárpáti és délies-illír hatásokra vezethető vissza (második klaszter dichotómia; 13. ábra). A Dunántúli- és Északi-középhegység faunáját tekintve nem egységes, a Dunántúlon a délies, míg az Északi-középhegységben a kárpáti hatások az uralkodóak (vö. „középdunai flóraválasztó”; Zólyomi 1942). A történeti hatások – a szűk elterjedésű, endemikus fajok jelenlétén keresztül – az Északi-középhegységben jelentkeznek legerőteljesebben.

6. Összefoglalás

6.1. A ritkaság és a fajgazdagság mintázatai

A dolgozatban Magyarország szárazföldi csigáinak elterjedési adatait (Pintér *et al.* 1979, Pintér & Szigethy 1979, 1980, Fehér & Gubányi 2001) elemeztem. A hazai szárazföldi csiga-fauna feltártsága 67%-os térbeli lefedettséggel jellemezhető, ami hazai viszonylatban más állatcsoportokkal összehasonlítva, és nemzetközi viszonylatban a Mollusca-fauna kutatottsága szempontjából egyaránt kiemelkedőnek számít.

A térbeli lefedettség és az elterjedési adatok mennyisége (múzeumi tételeikben kifejezve) az ország tájegységeit összehasonlítva jelentős különbségeket mutat. A térbeli lefedettség és gyűjtésintenzitás az Alföld területén a legalacsonyabb, a Dunántúli-középhegységben pedig a legmagasabb (**i1a**).

A térbeli gyűjtésintenzitást nagyban meghatározza az emberi települések elhelyezkedése. A gyűjtött adatok térbeli elhelyezkedése nagyobb mértékben koncentrálódik a városok környezetében, mint ahogy azt véletlenszerűen várnánk (**i1b**). A fajok egységnyi területre eső gyűjtésintenzitása magasabb a védett területekkel egybeeső UTM cellákon, mint a nem védett területeken (**i1c**). Az eredmények alapján a térbeli preferencialitás hatásai nem elhanyagolhatóak a hazai szárazföldi csigák elterjedési adatainak elemzése során.

A fajok gyakorisága és foghatósága összetett módon hat a fajok gyűjtésintenzitására. A tényezők összefüggenek egymással, és nem teljesen egyértelműek az ok-okozati összefüggések (**i2a**, **i2b**). Az azonban világosan látszik, hogy a kis testméretű fajok gyűjtésintenzitása alacsonyabb, mint a

nagyobb testméretű fajoké (**i2b**). Az elterjedési adatok elemzése során a fajok foghatóságából fakadó preferencialitás hatásaira is figyelmet kell fordítani.

A fajok rangsorolásának értékelési szempontjai a vizsgált állatcsoport, és a kérdéses terület földrajzi elhelyezkedése szerint eltérőek lehetnek. A hazai szárazföldi csigák ritkaságának értékelésére a nagy elterjedésű és az endemikus fajok viszonylag kiegyensúlyozott aránya alapján egy, a globális elterjedési terület nagyságát és a helyi gyakoriságot egyaránt figyelembe vevő pontrendszer a legalkalmasabb. A fajok helyi gyakoriság értékeinek becslését torzító faji preferencialitás miatt szükséges egy speciális (korrekciós) tényező figyelembe vétele is (**ii1**).

A területek (10 km × 10 km-es UTM cellák) rangsorolását a cellák fajgazdagságának és az előforduló fajok ritkaságának figyelembe vételével végeztem. Az egyszerű rangsorolással kiválasztott legmagasabb pontszámú cellák (felső 5%) – a rangsorváltozótól függetlenül – nem tartalmazták az összes vizsgált szárazföldi csigafaj legalább egy elterjedési adatát (**iii1a**). Ezzel szemben a komplementer területek módszere segítségével az összes elemzett csigafaj előfordulásai megtalálhatóak az ország területének 1,1-1,3%-án (**iii1b**). Az egyszerű rangsorok eredmény-cellái közül legtöbb hegyvidéki területre esett, alföldi területen viszonylag kevés cella került kiválasztásra. A komplementer területek egyenletesebb térbeli eloszlást mutattak a hegyvidéki és alföldi területek között.

A 49 összevont cella hierarchikus osztályozása első szinten az alföldi, illetve hegy- és dombvidéki területek szétválását mutatta. Az alföldi területek szétválása a magasabb hierarchia szinteken nem mutatott egységes területi csoportosulást. A hegy- és dombvidékek további két csoportra oszthatók: az elsőbe a Nyugat-magyarországi peremterületek, az Északi-középhegység és az Alföld északkeleti területei, a másodikba a Dunántúli-középhegység, a Mecsek, a Gödöllői-dombság és a Cserhát tartozik (**iv1a**).

A karakterfaj-elemzés alapján 33 faj az egész ország területére (általános fajok csoportja), 26 faj a hegy- és dombvidékekre (hegy- és dombvidéki fajok csoportja), 62 faj a kisebb területegységekre (regionális karakterfajok csoportja) jellemző. A szűk elterjedésű fajok mindegyike a regionális karakterfajok közé tartozik (**iv1b**).

6.2. A mintázatokkal összefüggő tényezők

Az összesített fajgazdagság a klímaváltozók 1. PCA tengelyével szignifikáns negatív, a gyűjtésintenzitással, a meszes alapkőzet jelenlétével és a területnagysággal szignifikáns pozitív kapcsolatot mutatott. A többi vizsgált változó hatása nem volt szignifikáns (**iv2a**).

A hierarchikus osztályozás alapján kialakított hat területcsoport összesített fajgazdagsága a kovariánsokat (területnagyság, gyűjtésintenzitás) figyelembe véve szignifikánsan eltért. A kovariánsok hatása szignifikáns volt. Az összesített fajgazdagság az alföldi területeken volt a legalacsonyabb, a dombvidékeken közepesen magas, és a hegyvidékeken volt a legmagasabb. A széles elterjedésű fajok száma az összesített fajgazdagsághoz hasonló szignifikáns területi különbségeket mutatott. A szűk elterjedésű fajok száma az Északi-középhegységben kiugróan magas volt (**iv2b**).

Az alföldi és a hegy- és dombvidéki területek között tapasztalható fajösszetételbeli és fajgazdagságbeli eltérések kialakításában elsődleges a klíma hatása. A két fő területcsoporton belüli regionális különbségek azonban nem minden esetben mutatkoznak meg a fajgazdagság különbségeiben. A fajösszetétel regionális különbségeinek kialakításában a szűk elterjedésű regionális karakterfajok előfordulásai révén a történeti hatások játszanak fontos szerepet. A hegy- és dombvidéki területek esetén az elkülönülés alpin-kárpáti és délies-illír hatásokra vezethető vissza. A történeti hatások az

Északi-középhegység területén mind a fajösszetételben, mind a fajgazdagságban erőteljesen jelentkeznek (**iv2a, iv2b**).

Az állatföldrajzi elemzés a háttértényezők kvantifikálásának problémái és a torzító hatások jelenléte mellett is jól értelmezhető eredményeket hozott. Ezek az eredmények nem igazán újszerűek vagy meglepőek, de ellenőrizhető és tesztelhető kvantitatív bizonyítékokat szolgáltatnak a korábban megfogalmazott, intuitív és kvalitatív alapokon nyugvó elképzelések mellett.

További eredmények felmutatásához szükség van a finomabb (élőhelyi) léptékű recens adatok megbízható statisztikai elemzésére, a – radiokarbon módszerrel korolt (ennek fontosságát Sümegi [2003] részletezi) – paleontológiai adatok átfogó szintézisére, molekuláris filogeográfiai vizsgálatokra, valamint a fajok terjedési- és megtelepedési ökológiájának elméleti és terepi vizsgálatára. Mivel mindegyik megközelítésnek vannak saját korlátai (paleontológia és neontológia egymásrautaltsága [Rousseau 1991, Sólymos *et al.* 2002]; molekuláris adatok negyedidőszaki használhatósága [Taberlet *et al.* 1998, Hugall *et al.* 2003]; a terjedési folyamat manipulatív [Cadotte & Fukami 2005] és szimulációs [Bell 2001, Mouquet & Loreau 2003] vizsgálatának nehézségei) ezért a tudományterületek közötti szoros együttműködés indokolt.

6.3. Természetvédelmi alkalmazások

A fajok ritkasága szárazföldi csigák esetén, az állatcsoport korlátozott terjedő képességét figyelembe véve, jó indikátora lehet a veszélyeztetettségnek. Eredményeim alapján a ritka szárazföldi csigafajok hazai előfordulásai nagyobb mértékben esnek egybe a védett területekkel, mint a gyakori fajok előfordulásai. Mivel a gyakori fajok kihalással való veszélyeztetettsége a ritka fajokhoz képest kevésbé valószínű, ezért a területi védettség

pontszámok kizárólagos alkalmazása nem minden esetben alkalmas a fajok rangsorolására. A ritkasággal együtt alkalmazva használata mégis megalapozott lehet, mivel segíti a fajok élőhelyeinek védettségével kapcsolatos potenciális hiányosságok feltárását (ii1).

A fajok védettségi státusza jól tükrözi a fajok globális és/vagy lokális ritkaságát, míg a fajok védett területen kívül levő adatainak aránya nem függ össze a védettségi státusszal. A természetvédelmi prioritási index (CPI) segítségével azonosíthatók azok a fajok, amelyek törvényi védettsége sem faji, sem területi védettséggel nem biztosított kellőképpen. A természetvédelmi prioritási index (CPI) egyszerre veszi figyelembe a ritkaságot és a területi védettséget. Ez a módszer gyors és hatékony lehetőséget kínál a fajok nemzeti rangsorolásának kialakításához, és a faji védettség hiányosságainak feltárásához és korrigálásához (ii2).

A ritka és nem védett *Helicigona planospira* (CPI = 32) elterjedési adatainak 75%-a található védett területeken kívül, állományai monitorozást igényelnek, a faj védetté nyilvánítása ritkaság és területi védettség alapján erősen indokolt. Az *Aegopis verticillus*, *Semilimax semilimax*, *Trichia erjavecii*, *Trichia filicina*, *Perforatella umbrosa*, *Aegopinella ressmanni*, *Helicopsis striata*, *Vallonia enniensis* és *Helicodonta obvoluta* a kvartilis definíció alapján nem minősült ritkának, de a prioritási index (CPI) magas értékei miatt (elterjedési adatainak több mint 25%-a található védett területeken kívül) a fajok védetté nyilvánítása indokolt, állományaik monitorozást igényelnek (ii3).

A hazai védett területeken minden vizsgált puhatestű faj előfordulása bizonyított, azonban a kiválasztott forró pontok elhelyezkedése a védett területek elhelyezkedésével nem minden esetben egyezett meg. Az egybeesés mértéke a kiválasztott cellák számának csökkenésével együtt nőtt. Ez a tény

arra utal, hogy a jelenlegi védett területeken is kiválasztható az a minimális számú cella, amely biztosítja csaknem az összes hazai faj túlélését (iii2).

A területválasztási módszerek és a hiányelemzés alkalmazása rámutat a részletesebb kutatásokat igénylő és védendő területekre. Az eredmények alapján néhány nem védett „forró” cella (DU11, ES17, ES27, EU96, XP71 és XP80) bizonyos területeinek védetté nyilvánítása ritka fajok (*Aegopinella nitens*, *Discus ruderatus*, *Helicigona banatica*, *Hygromia kovacsi*) előfordulásai alapján indokolt. Ezen ritka fajok jelenléte természetes élőhelyeiken gyakran párosul gyakori fajok előfordulásával és alacsony fajszámmal (iii3).

A Kárpát-medence speciális biogeográfiai helyzete (Varga 1995, 2002) következtében az ország területén sokféle faunaelem megtalálható. Az ilyen „állatföldrajzi csomópontokban” (biogeographic crossroads, Spector 2002) a fajok megőrzése és a tágabb léptékű reprezentativitás viszonylag nagy hatékonysággal végezhető.

A hazai szárazföldi csiga-fauna védettsége jelenleg, más gerinctelen taxonokhoz viszonyítva megnyugtató helyzetképet mutat. A múlt és jelen faunakép, valamint a változásokat meghatározó tényezők elemzése alapján lehetséges a változások hatásainak predikciója (Kadmon & Heller 1998). Félő azonban, hogy az ember indukálta környezeti változások gyorsasága meghaladja a csigák reakciójának sebességét és a környezet változásával a fragmentált élőhelyek populációi nehezen tudnak lépést tartani. A fokozódó ütemű környezet átalakítás miatt a fauna jövőbeli megőrzéséhez a fajpopulációk monitorozására és megelőző jellegű intézkedésekre van szükség.

6.4. Kiegészítés

A dolgozat és a hozzá kapcsolódó publikációk készítése közben újabb UTM alapú elterjedési adatok kerültek publikálásra (Pintér & Suara 2004). A dolgozat eredményeinek és azok megvitatásának újraértékelése az újabb adatok fényében a jövő kutatásainak feladata. Itt csak a természetvédelmi szempontból leginkább kiemelendő új adatokra összpontosítok.

Pintér & Suara (2004) közli két új, a korábbi elterjedési adatok (Pintér *et al.* 1979, Pintér & Szigethy 1979, 1980, Fehér & Gubányi 2001) között nem szereplő faj előfordulását: a *Truncatellina costulata* (Nilsson, 1823) előfordulása a Bükkben (Örvény-kő, DU63 cella), és a *Trichia bakowskii* (Polinsky, 1924) előfordulása a Zempléni-hegységben (Nagy-Milic, EU38 cella).

A *Truncatellina costulata* előfordulását tartalmazó UTM cellát az egyszerű rangsoron alapuló módszerek mindegyike kiválasztotta, a komplementer területek módszerével viszont egyik lista sem tartalmazta (2. függelék). Természetesen a faj figyelembe vétele az elemzések során a komplementer területek listájának bővülését, illetve módosulását eredményezné. A hiányelemzés eredményei azonban nem romlanának, mivel a kérdéses UTM cella (DU63) védett.

A *Trichia bakowskii* előfordulását tartalmazó UTM cella az egyszerű rangsorok (SQ és SSQ rangsorváltozók) és komplementer területek (SR, RS, SQ rangsorváltozók) alapján is kiválasztásra került, bár nem minden rangsorváltozó alkalmazása esetén (2. függelék). A faj figyelembe vétele a komplementer területek listájának bővülését eredményezné az SSQ változó alkalmazása esetén. Az EZ38-as UTM cella védett, tehát a hiányelemzés eredményei a faj figyelembe vétele esetén nem romlanának.

A két faj egyike sem védett, ritkasági pontszámaik alapján (*Truncatellina costulata*: GR = 2, LF = 5, SF = 1, MRI = 8; *Trichia bakowskii*: GR = 3, LF = 5, SF = 1, MRI = 9) mindkét faj a felső kvartilis tartományba esik, tehát törvényi védettségük indokolt, azonban a fajok hazai előfordulásainak területi védettsége (PBR = 1, mindkét fajra) miatt kevésbé sürgető feladat (rendre, CPI = 8 és 9, mindkettő kisebb mint 14 pont).

Az újabb ritka fajok előfordulása a jól kutatott területeken arra hívja fel a figyelmet, hogy a faunisztikai adatgyűjtés – különösen változó környezeti adottságok esetén (Kadmon & Heller 1998, Bezemer & Knight 2001) – sosem tekinthető teljesen lezártnak. A tudományosan alátámasztható természetvédelmi döntések meghozatalához, és a döntések átláthatóvá/ellenőrizhetővé tételéhez szükség van az újabb eredmények hozzáférhetővé tételére és rendszeres publikálására (Pullin & Knight 2001, Sutherland *et al.* 2004). Erre nézve hazai (Aradi *et al.* 2004) és nemzetközi (Brooke 2000, Graham *et al.* 2004, Parr & Cummings 2005) törekvések egyaránt léteznek.

Az újabb adatok tükrében a természetvédelmi alkalmazásokat is időről-időre újra kell értékelni. A folyamatos adatgyűjtés, különösen gerinctelen állatok esetén, alapkutatási (faunisztikai, állatföldrajzi, faunagenetikai) és alkalmazott (természetvédelmi) szempontból egyaránt fontos feladat (vö. pl. Jenkins 1988, Raven & Wilson 1992, Pressey 2004).

7. Köszönetnyilvánítás

A szerző köszönetet mond Varga Zoltánnak és Sümegi Pálnak hasznos tanácsaikért, kritikai észrevételeikért és a szemléletformáló témavezetésért. A szerző köszöni Varga András, Robert A.D. Cameron és Nagy Antal kéziratokkal kapcsolatos véleményét és folyamatos kritikáját. A munka elkezdéséhez nélkülözhetetlen volt Domokos Tamás és Hornung Erzsébet gondolatébresztő tokaji előadása. Köszönet Fehér Zoltánnak a Magyar Természettudományi Múzeum Mollusca-adatbázisának rendelkezésre bocsátásáért, Magura Tibornak a védett területek elhelyezkedésének meghatározásában nyújtott segítségért, Kis Jánosnak a többszörös összehasonlításokkal kapcsolatos tanácsaiért, Solymosi Norbertnek a térbeli adatelemzést illető kritikai észrevételeiért. A munka során sok szakmai segítséget nyújtott Majoros Gábor, Lengyel Szabolcs, Erőss Zoltán Péter, Deli Tamás, Gaudényi Tivadar, Fűköh Levente, Krolopp Endre, Bába Károly és Rácz István, amit a szerző ezúton kíván megköszönni. Külön köszönet illeti Tóthmérész Bélát, hogy kellő időpontban volt kendőzetlenül őszinte és ilyen módon segítette szakmai fejlődésemet. A kutatást a Nemzeti Kutatás-Fejlesztési Program támogatta, címe: A Kárpát-medence állattani értékei, faunájának gócterületei és genezise; a szerződés száma: 3B023-04.

8. Irodalom

8.1. Hivatkozott irodalom

- Agócsy, P., 1965. Hazai csigafajaink elterjedését megszabó klímátényezők vizsgálata. *Állattani Közlemények* **52**: 21-27.
- Ángyán, J., Ónodi, G., Podmaniczky, L., Klár, Z. & Skutai, J., 2001. Magyarország földhasználati zónarendszerének kidolgozása a EU-csatlakozási tárgyalások megalapozásához. <http://www.ktg.gau.hu/~podma/zona/>. Hozzáférés: 2004. 08. 08.
- Ansart, A. & Vernon, P., 2003. Cold hardiness in molluscs. *Acta Oecologica* **24**: 95-102.
- Ansart, A., Vernon, P. & Daguzan, J., 2001. Freezing tolerance versus freezing susceptibility in the land snail *Helix aspersa* (Gastropoda: Helicidae). *CryoLetters* **22**: 183-190.
- Aradi, C., Góri, S. & Lengyel, S., 2004. Természetvédelmi gyakorlat és konzervációbiológia: a kutatás szerepe a gyakorlati természetvédelemben. *Természetvédelmi Közlemények* **11**: 21-30.
- Araújo, M.B., 2004. Matching species with reserves - uncertainties from using data at different resolution. *Biological Conservation* **118**: 533-538.
- Araújo, M.B., Cabeza, M., Thuiller, W., Hannah, L. & Williams, P.H., 2004. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology* **10**: 1618-1626.
- Araújo, M.B. & Williams, P.H., 2001. The bias of complementarity hotspots toward marginal populations. *Conservation Biology* **15**: 1710-1720.
- Asami, T., 1993. Interspecific differences in desiccation tolerance of juvenile land snails. *Functional Ecology* **7**: 571-577.
- Ausden, M., Hall, M., Pearson, P. & Strudwick, T., 2005. The effects of cattle grazing on tall-herb fen vegetation and molluscs. *Biological Conservation* **122**: 317-326.
- Bába, K., 1981. Magyarország szárazföldi csigáira vonatkozó új állatföldrajzi felosztás tanulságai. *Soosiana* **9**: 13-22.
- Bába, K., 1982. Eine neue zoogeographische gruppierung der ungarischen Landmollusken und die Wertung des Faunenbildes. *Malacologia* **22**: 441-454.
- Bába, K., 1983. Effect of the regions of the Tisza valley on the Malaco-fauna. *Tiscia* **18**: 97-102.
- Bába, K., 1986. Állatföldrajzi besorolások. A fauna értékelése. *Soosiana* **14**: 35-44.
- Badgley, C. & Fox, D., 2000. Ecological biogeography of North American mammals: speies density and ecological structure in relation to environmental gradients. *Journal of Biogeography* **27**: 1437-1467.
- Bakó, B. & Korsós, Z., 1999. A magyarországi herpetofauna U.T.M.-térképezésének felhasználási lehetőségei. *Állattani Közlemények* **84**: 43-52.
- Báldi, A. & Csorba, G., 1997. Mennyire megalapozott ökológiailag a hazai szárazföldi gerincesek természetvédelmének jogi státusa? *Természetvédelmi Közlemények* **5-6**: 79-86.
- Báldi, A. & Csorba, G., 2001. Setting priorities for the conservation of terrestrial vertebrates in Hungary. *Biodiversity and Conservation* **10**: 1283-1296.
- Baur, A. & Baur, B., 1992. Effect of corridor width on animal dispersal: a simulation study. *Global Ecology and Biogeography Letters* **2**: 52-56.
- Bell, G., 2001. Neutral macroecology. *Science* **293**: 2413-2418.

- Benayas, J.M.R. & Montana, E. de la, 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biological Conservation* **114**: 357-370.
- Benjamini, Y., Drai, D., Elmer, G., Kafkafi, N. & Golani, I., 2001. Controlling the false discovery rate in behavior genetics research. *Behavioural Brain Research* **125**: 279-284.
- Benjamini, Y. & Hochberg, Y., 1995. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society, Series B* **57**: 289-300.
- Bezemer, T.M. & Knight, K.J., 2001. Unpredictable responses of garden snail (*Helix aspersa*) populations to climate change. *Acta Oecologica* **22**: 201-208.
- Borhidi, A., 1995. Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Botanica Hungarica* **39**: 97-181.
- Bouchet, P., Falkner, G. & Seddon, M.B., 1999. Lists of protected land and freshwater molluscs in the Bern Convention and European Habitats Directive: are they relevant to conservation? *Biological Conservation* **90**: 21-31.
- Brooke, M. de L., 2000. Why museums matter. *Trends in Ecology and Evolution* **15**: 136-137.
- Bruggen, A.C. van, 1995. Biodiversity of the Mollusca: time for a new approach. In: Bruggen, A.C. van, Wells, S.M. & Kemperman, T.C.M. (eds.), *Biodiversity and conservation of the Mollusca*. Backhuys Publisher, Oegstgeest-Leiden, pp. 1-19.
- Bunge, J. & Fitzpatrick, M., 1993. Estimating the number of species: a review. *Journal of the American Statistical Association* **88**: 364-373.
- Bunnell, F.L. & Huggard, D.J., 1999. Biodiversity across spatial and temporal scales: problems and opportunities. *Forest Ecology and Management* **115**: 113-126.
- Burley, F.W., 1988. Monitoring biological diversity for setting priorities in conservation. In: Wilson, E.O. (ed.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C., pp. 227-230.
- Cabeza, M. & Moilanen, A., 2003. Site-selection algorithms and habitat loss. *Conservation Biology* **17**: 1402-1413.
- Cadotte, M.W. & Fukami, T., 2005. Dispersal, spatial scale, and species diversity in a hierarchically structured experimental landscape. *Ecology Letters* **8**: 548-557.
- Caicco, S.L., Scott, J.M., Butterfield, B. & Csuti, B., 1995. A gap analysis of the management status of the vegetation of Idaho (U.S.A.). *Conservation Biology* **9**: 498-511.
- Cameron, R.A.D., 1998. Dilemmas of rarity: biogeographical insights and conservation priorities for land mollusca. *Journal of Conchology Special Publication* **2**: 51-60.
- Cameron, R.A.D., 1999. Biodiversity and extinctions in modern land snail faunas. *Contributions to the Zoogeography and Ecology of the Eastern Mediterranean Region* **1**: 21-26.
- Church, R.L., Stoms, D.M. & Davis, F.W., 1996. Reserve selection as a maximal covering location problem. *Biological Conservation* **76**: 105-112.
- Colwell, R.K. & Coddington, J.A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B* **345**: 101-118.
- Cowie, R.H., 2001. Decline and homogenization of Pacific faunas: the land snails of American Samoa. *Biological Conservation* **99**: 207-222.
- Cowie, R.H., 2004. Disappearing snails and alien invasions: the biodiversity/conservation interface in the Pacific. *Journal of Conchology Special Publication* **3**: 23-37.
- Cowie, R.H. & Robinson, A.C., 2003. The decline of native Pacific island faunas: changes in status of the land snails of Samoa through the 20th century. *Biological Conservation* **110**: 55-65.

- Cowling, R.M. & Lombard, A.T., 2002. Heterogeneity, speciation/extinction history and climate: explaining regional plant diversity patterns in the Cape Floristic Region. *Diversity and Distributions* **8**: 163-179.
- Curnutt, J., Lockwood, J., Luh, H.-K., Nott, P. & Russel, G., 1994. Hotspots and species diversity. *Nature* **367**: 326-327.
- Currie, D.J. & Paquin, V., 1987. Large-scale biogeographical patterns of species richness of trees. *Nature* **329**: 326-327.
- Csuti, B., Polasky, S., Williams, P.H., Pressey, R.L., Camm, J.D., Kershaw, M., Kiester, A.R., Downs, B., Hamilton, R., Huso, M. & Sahr, K., 1997. A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* **80**: 83-97.
- Darwin, C., 1996. *Egy természettudós utazása a Föld körül*. Kossuth Kiadó, Budapest, 191 p.
- Deli, T. & Sümegi, P., 1999. Biogeographical characterisation of Szatmár-Bereg plain based on the mollusc fauna. In: Hamar, J. & Sárkány-Kiss, A. (eds.), *The Upper Tisa Valley. Preparatory proposal for Ramsar site designation and an ecological background*. Hungarian, Romanian, Slovakian and Ukrainian co-operation, Szeged, pp. 471-477.
- Deli, T., Tukarcs, V. & Sólymos, P., 2002. Land snails of the Esztramos Hill. *Acta Biologica Debrecina* **24**: 103-112.
- Dévai, G. & Miskolczi, M., 1987. Javaslat egy új környezetminősítő értékelési eljárásra a szitakötők hálótérképek szerinti előfordulási adatai alapján. *Acta Biologica Debrecina* **19**: 33-54.
- Diniz-Filho, J.A.F. & Bini, L.M., 2005. Modelling geographical patterns in species richness using eigenvector-based spatial filters. *Global Ecology and Biogeography* **14**: 177-185.
- Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M. & Hawkins, B.A., 2003. Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Global Ecology & Biogeography* **12**: 53-64.
- Dufrêne, M. & Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67**: 345-366.
- Ehrmann, P., 1956. *Mollusca*. Verlag von Quelle & Meyer, Leipzig, 264 p.
- Eröss, Z.P., 2002. An interesting new record of *Macrogaster borealis bielzi* Nordsieck, 1993 (Gastropoda: Clausiliidae) in Hungary. *Opuscula Zoologica, Budapest* **34**: 129-130.
- Európa Tanács (Council of Europe), 1979. *Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats*. Bern.
- Európa Tanács (Council of Europe), 1992. *Council Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora*. Brussels.
- Falkner, G., Bank, R.A. & Proschwitz, T. von, 2001. Check-list of the non-marine molluscan species-group taxa of states of northern, atlantic and central Europe (CLECOM I). *Heldia* **4**: 1-76.
- Fehér, Z. & Gubányi, A., 2001. *The distribution of Hungarian Molluscs. The catalogue of the Mollusca Collection of the Hungarian Natural History Museum*. Hungarian Natural History Museum, Budapest, 466 p.
- Fehér, Z., Majoros, G. & Varga, A., in press. A scoring method for the assessment of rarity and conservation value of the aquatic molluscs in Hungary. *Heldia* **6**: ...
- Fésűs, I., Márkus, F., Szabó, G., Tölgyesi, I., Varga, Z. & Vermes, L. eds., 1992. *Interaction between agriculture and environment in Hungary*. Environmental Research Series **5**. IUCN East European Programme, Budapest. 113 p.
- Foody, G.M., 2004. Spatial nonstationarity and scale-dependency in the relationship between species richness and environmental determinants for the sub-Saharan endemic avifauna. *Global Ecology and Biogeography* **13**: 315-320.
- Freitag, S. & Jaarsveld, A.S. van, 1998. Sensitivity of selection procedures for priority conservation areas to survey extent, survey intensity, and taxonomic knowledge. *Proceedings of the Royal Society of London Series B* **265**: 1475-1482.

- Fűköh, L. ed., 1995. *Quaternary malacostratigraphy in Hungary*. Malakológiai Tájékoztató **Suppl. 1**. The Natural Science Section of Mátra Museum, Gyöngyös. 219 p.
- García, L.V., 2003. Controlling the false discovery rate in ecological research. *Trends in Ecology and Evolution* **18**: 553-554.
- Gaston, K.J., 1994. *Rarity*. Chapman and Hall, London, 205 p.
- Gaston, K.J. & Rodrigues, A.S.L., 2003. Reserve selection in regions with poor biological data. *Conservation Biology* **17**: 188-195.
- Graham, C.H., Ferrier, S., Huettman, F., Moritz, C. & Peterson, A.T., 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology and Evolution* **19**: 497-503.
- H-Acevedo, D. & Currie, D.J., 2003. Does climate determine broad-scale patterns of species richness? A test of the casual link by natural experiment. *Global Ecology and Biogeography* **12**: 461-473.
- Halmágyi, L., H.Valter, T. & Szalay, L., 1996. A magyarországi éticsiga (*Helix pomatia* L.) állomány felmérése 2. Adatok és megfigyelések az Alföld éti- és ugarcsigáiról (*Helix lutescens* Rossmässler). *Állattani Közlemények* **81**: 45-58.
- Halmágyi, L., Majoros, G. & Valter, T.H., 1997. Az éticsiga-kereskedelem magyarországi vonatkozásai és a gyűjtés hatása a hazai csigaállományra. *Állattani Közlemények* **82**: 47-58.
- Hartley, S. & Kunin, W.E., 2003. Scale dependency of rarity, extinction risk, and conservation priority. *Conservation Biology* **17**: 1559-1570.
- Hausdorf, B., 2002. Units in biogeography. *Systematic Biology* **51**: 648-652.
- Hausdorf, B. & Hennig, C., 2003. Nestedness of north-west European land snail ranges as a consequence of differential immigration from Pleistocene glacial refuges. *Oecologia* **135**: 102-109.
- Hausdorf, B. & Hennig, C., 2004. Does vicariance shape biotas? Biogeographical tests of the vicariance model in the north-west European land snail fauna. *Journal of Biogeography* **31**: 1751-1757.
- Hawkins, B.A. & Porter, E.E., 2003. Relative influences of current and historical factors on mammal and bird diversity patterns in deglaciated North America. *Global Ecology and Biogeography* **12**: 475-481.
- Heller, J. & Safriel, U.N., 1995. Setting priorities for the conservation of land snail faunas. In: Bruggen, A.C. van, Wells, S.M. & Kemperman, T.C.M. (eds.), *Biodiversity and conservation of the Mollusca*. Backhuys Publisher, Oegstgeest-Leiden, pp. 91-110.
- Holdas, S., Halmágyi, L., Majoros, G., Pacs, I. & Puskás, F., 1993. A magyarországi éticsiga (*Helix pomatia* L.) állomány felmérése I. Módszerek és előzetes megfigyelések. *Állattani Közlemények* **79**: 79-89.
- Horváth, F., Dobolyi, Z.K., Morschauer, T., Lökös, L., Karas, L. & Szerdahelyi, T., 1995. *Flóra adatbázis 1.2*. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 367 p.
- Horváth, F., Kovács-Láng, E., Báldi, A., Gergely, E. & Demeter, A. eds., 2003. *Európai jelentőségű természeti területeink felmérése és értékelése*. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót. 160 p.
- Hugall, A., Stanistic, J. & Moritz, C., 2003. Phylogeography of terrestrial gastropods. The case of the *Sphaerospira* lineage and history of Queensland rainforests. In: Lydeard, C. & Lindberg, D.R. (eds.), *Molecular systematics and phylogeography of Mollusks*. Smithsonian Institution, Washington, pp. 270-301.
- Hughes, J.B., Daily, G.C. & Ehrlich, P.R., 1997. Population diversity: its extent and extinction. *Science* **278**: 689-692.
- Hunter, M.L., 1996. *Fundamentals of conservation biology*. Blackwell, Cambridge, U.S.A., 482 p.

- Hunter, M.L., 2005. A mesofilter conservation strategy to complement fine and coarse filters. *Conservation Biology* **19**: 1025-1029.
- Hurlbert, S.H., 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* **54**: 187-211.
- Iglesias, J., Santos, M. & Castillejo, J., 1996. Annual activity cycles of the land snail *Helix aspersa* Müller in natural populations in north-western Spain. *Journal of Molluscan Studies* **62**: 495-505.
- IUCN, 2005. *IUCN Red List of threatened species*. <http://www.redlist.org>. Hozzáférés: 2005. 07. 15.
- Jaeckel, S.G. von, Klemm, W. & Meise, W., 1957. Die Land- und Süßwasser-Mollusken der Nördlichen Balkanhalbinsel. *Abhandlungen und Berichte aus dem staatliches Museum für Tierkunde, Forschungsstelle, Dresden* **23**: 141-205.
- Jenkins, R.E., 1988. Information management for the conservation of biodiversity. In: Wilson, E.O. (ed.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C., pp. 231-239.
- Justus, J. & Sarkar, S., 2002. The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: a preliminary history. *Journal of Biosciences* **27**: 421-435.
- Kadmon, R. & Heller, J., 1998. Modelling faunal responses to climatic gradients with GIS: land snails as a case study. *Journal of Biogeography* **25**: 527-539.
- Keating, K.A., Quinn, J.F., Ivie, M.A. & Ivie, L.L., 1998. Estimating the effectiveness of further sampling in species inventories. *Ecological Applications* **8**: 1239-1249.
- Kerney, M.P., Cameron, R.A.D. & Jungbluth, J.H., 1983. *Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas*. P. Parey, Hamburg-Berlin, 384 p.
- Kiester, A.R., Scott, J.M., Csuti, B., Noss, R.F., Butterfield, B., Sahr, K. & White, D., 1996. Conservation prioritization using gap data. *Conservation Biology* **10**: 1332-1342.
- Kirchner, C., Krätzner, R. & Welter-Schultes, F.W., 1997. Flying snails - How far can *Truncatellina* (Pulmonata: Vertiginidae) be blown over the sea? *Journal of Molluscan Studies* **63**: 479-487.
- Korsós, Z. & Mészáros, F., 1998. Az állatvilág sokfélesége Magyarországon. *Természetvédelmi Közlemények* **7**: 125-133.
- Ködöböcz, V. & Magura, T., 1999. Biogeographical connections of the carabid fauna (Coleoptera: Carabidae) of the Beregi-síkság to the Carpathians. *Folia Entomologica Hungarica* **60**: 195-203.
- KÖM, 2001. 13/2001. (V. 9.) KÖM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az európai közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről. Budapest.
- Krolopp, E., 1995. Biostratigraphic division of Pleistocene formations in Hungary according to their Mollusc fauna. In: Fűköh, L. (ed.), *Quaternary malacostratigraphy in Hungary*. Malakológiai Tájékoztató, **Suppl. 1**, The Natural Science Section of Mátra Museum, Gyöngyös, pp. 17-78.
- Krolopp, E., 2003. Mollusc species of the Hungarian Pleistocene formations (as of Dec 31 of year 2002). *Malakológiai Tájékoztató* **21**: 13-18.
- Kruskal, W.H. & Wallis, W.A., 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* **47**: 583-621.
- KSH, 2001. *A Magyar Köztársaság helységnévtára*. <http://helynevtar.ksh.hu/>. Hozzáférés: 2004. 08. 08.
- Kühn, I., Brandl, R. & Klotz, S., 2004. The flora of German cities is naturally species rich. *Evolutionary Ecology Research* **6**: 749-764.

- Lazaridou-Dimitriadou, M. & Saunders, D.S., 1986. The influence of humidity, photoperiod, and temperature on the dormancy and activity of *Helix lucorum* L. (Gastropoda, Pulmonata). *Journal of Molluscan Studies* **52**: 180-189.
- Legendre, P., 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* **74**: 1659-1673.
- Lei, F.-M., Qu, Y.-H., Tang, Q.-Q. & An, S.-C., 2003. Priorities for the conservation of avian biodiversity in China based on the distribution patterns of endemic bird genera. *Biodiversity and Conservation* **12**: 2487-2501.
- Mace, G.M. & Kershaw, M., 1997. Extinction risk and rarity on an ecological timescale. In: Kunin, W.E. & Gaston, K.J. (eds.), *The biology of rarity: causes and consequences of rare-common differences*. Chapman and Hall, London, pp. 130-149.
- Mac Nally, R., Fleishman, E., Bulluck, L.P. & Betrus, C.J., 2004. Comparative influence of spatial scale on beta diversity within regional assemblages of birds and butterflies. *Journal of Biogeography* **31**: 917-929.
- Mader, H.-J., 1991. The isolation of animal and plant populations: aspects for a European Nature Conservation Strategy. In: Seitz, A. & Loeschke, V. (eds.), *Species conservation: a population-biological approach*. Birkhäuser Verlag, Basel, pp. 265-275.
- Margules, C.R. & Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* **405**: 243-253.
- Marosi, S. & Somogyi, S. eds., 1990. Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. vol. I-II. 985 p.
- Medvegy, M., 2001a. Hogyan határozhatjuk meg egy rovarfaj veszélyeztetettségét? *Természetvédelmi Közlemények* **9**: 151-161.
- Medvegy, M., 2001b. Magyarország cincéereinek veszélyeztetettsége (Cerambycidae, Coleoptera). *Természetvédelmi Közlemények* **9**: 163-199.
- Memstas, D.P., 2003. Multiobjective programming methods in the reserve selection problem. *European Journal of Operational Research* **150**: 640-652.
- Miskolczi, M., Dévai, G., Kertész, G. & Bajza, Á., 1997. A magyarországi helységek kódjegyzéke az UTM rendszerű 10x10km beosztású hálótérkép szerint. *Acta Biologica Debrecina* **8**: 43-194.
- Moore, J.L., Folkmann, M., Balmford, A., Brooks, T., Burgess, N., Rahbek, C., Williams, P.H. & Krarup, J., 2003. Heuristic and optimal solutions for set-covering problems in conservation biology. *Ecography* **26**: 595-601.
- Moran, P.A.P., 1950. Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika* **37**: 17-23.
- Motulsky, H., 1995. *Intuitive biostatistics*. Oxford University Press, Oxford, 386 p.
- Mouquet, N. & Loreau, M., 2003. Community patterns in source-sink metacommunities. *American Naturalist* **162**: 544-557.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. da & Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**: 853-858.
- Nechay, G. ed., 2001. *First national report on the implementation of the Convention on Biological Diversity, Republic of Hungary*. Ministry of Environment Authority for Nature Conservation, Budapest. 70 p.
- Nelder, J.A. & Waddernburn, R.W.M., 1972. Generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society, Series A* **135**.
- Nelson, B.W., Ferreira, C.A.C., Silva, M.F.da & Kawasaki, M.L., 1990. Endemism centres, refugia and botanical collection density in Brazilian Amazonia. *Nature* **345**: 714-716.
- Noss, R.F., 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management* **115**: 135-146.
- Olson, D.M. & Dinerstein, E., 1998. The Global 200: a representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* **12**: 502-515.

- Ondina, P., Hermida, J., Outerio, A. & Mato, S., 2004. Relationship between terrestrial gastropod distribution and soil properties in Galicia (NW Spain). *Applied Soil Ecology* **26**: 1-9.
- Ondina, P., Mato, S., Hermida, J. & Outerio, A., 1998. Importance of soil exchangeable cations and aluminium content on land snail distribution. *Applied Soil Ecology* **9**: 229-232.
- Pál-Fám, F., Benedek, L. & Rimóczi, I., 2004. A nagygombák megőrzése Magyarországon: lehetőségek és perspektívák. *Természetvédelmi Közlemények* **11**: 163-173.
- Papp, L., 1998. "Outlaws": some evolutionary aspects of rarity in insects. *Tiscia* **31**: 29-33.
- Parr, C.S. & Cummings, M.P., 2005. Data sharing in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* **20**: 362-363.
- Patten, M.A. & Erickson, R.A., 2001. Conservation value and rankings of exotic species. *Conservation Biology* **15**: 817-818.
- Pécsi, M., 1989. *Magyarország nemzeti atlasza*. Cartographia, Budapest, 395 p.
- Pintér, I., 1981. A malakológiai felkutatottság mértékének kiszámítása becsléssel. *Soosiana* **9**: 29-32.
- Pintér, I., 1985. Tájékoztató a magyarországi recens puhatestűek kutatásának eddigi eredményéről. *Malakológiai Tájékoztató* **5**: 23-28.
- Pintér, L., 1974. Katalog der rezenten Mollusken Ungarns. *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis* **2**: 123-148.
- Pintér, L., 1984. A Magyarország recens puhatestűinek revideált katalógusa. *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis* **9**: 79-90.
- Pintér, L., Richnovszky, A. & Szigethy, A., 1979. *Distribution of the recent Mollusca of Hungary*, Budapest, 351 p.
- Pintér, L. & Suara, R., 2004. *A magyarországi puhatestűek elterjedése II*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 547 p.
- Pintér, L. & Szigethy, A.S., 1979. Die Vorbereitung der rezenten Mollusken Ungarns: Neunachweise und Berichtigungen, I. *Soosiana* **7**: 97-108.
- Pintér, L. & Szigethy, A.S., 1980. Die Vorbereitung der rezenten Mollusken Ungarns: Neunachweise und Berichtigungen, II. *Soosiana* **8**: 65-80.
- Podani, J., 1993. SYN-TAX 5.0: Computer programs for multivariate data analysis in ecology and systematics. *Abstracta Botanica* **17**: 289-302.
- Pokryszko, B.M., 2003. *Vertigo* of continental Europe - autecology, threats and conservation status (Gastropoda, Pulmonata: Vertiginidae). *Heldia* **5**: 13-25.
- Ponder, W.F., 1995. The conservation of non-marine molluscs in perspective. In: Bruggen, A.C. van, Wells, S.M. & Kemperman, T.C.M. (eds.), *Biodiversity and conservation of the Mollusca*. Backhuys Publisher, Oegstgeest-Leiden, pp. 55-67.
- Ponder, W.F., Carter, G.A., Flemons, P. & Chapman, R.R., 2001. Evaluation of museum collection data for use in biodiversity assessment. *Conservation Biology* **15**: 648-657.
- Potvin, C. & Roff, D.A., 1993. Distribution-free and robust statistical methods: viable alternatives to parametric statistics. *Ecology* **74**: 1617-1628.
- Preece, R.C., 1998. Impact of early Polynesian occupation on the land snail fauna of Henderson Island, Pictarin group (South Pacific). *Philosophical Transactions of the Royal Society, London, B* **353**: 347-368.
- Prendergast, J.R., Wood, S.N., Lawton, J.H. & Eversham, B.C., 1993. Correcting for variation in recording effort in analyses of diversity hotspots. *Biodiversity Letters* **1**: 39-53.
- Pressey, R.L., 2004. Conservation planning and biodiversity: assembling the best data for the job. *Conservation Biology* **18**: 1677-1681.
- Pressey, R.L. & Cowling, R.M., 2001. Reserve selection algorithms and the real world. *Conservation Biology* **15**: 275-277.

- Pressey, R.L., Possingham, H.P. & Margules, C.R., 1996. Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? *Biological Conservation* **76**: 259-267.
- Pulliam, H.R., 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* **132**: 652-661.
- Pullin, S.S. & Knight, T.M., 2001. Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. *Conservation Biology* **15**: 50-54.
- Pusanow, J., 1928. Die malacogeographische Gliederung der Krim und der Ursprung ihrer Molluskenfauna. *Zoologische Jahrbücher, Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere* **54**: 315-342.
- Pyke, C.R. & Fisher, D.T., 2005. Selection of bioclimatically representative reserve systems under climate change. *Biological Conservation* **121**: 429-441.
- Qian, H. & Ricklefs, R.E., 2000. Large-scale processes and the Asian bias in species diversity of temperate plants. *Nature* **407**: 180-182.
- Rácz, I.A., 1998. Biogeographical survey of the Orthoptera fauna in central part of the Carpathian Basin (Hungary): fauna types and community types. *Articulata* **13**: 53-69.
- Rahbek, C., 2005. The role of spatial scale and perception of large-sale species-richness patterns. *Ecology Letters* **8**: 224-239.
- Rakoczay, Z. ed., 1989. *Vörös Könyv*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 328 p.
- Raven, P.H. & Wilson, E.O., 1992. A fifty-year plan for biodiversity surveys. *Science* **258**: 1099-1100.
- Reddy, S. & Dávalos, L.M., 2003. Geographical sampling bias and its implications for conservation priorities in Africa. *Journal of Biogeography* **30**: 1719-1727.
- Reid, W.V., 1998. Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology and Evolution* **13**: 275-280.
- Reveal, J.L., 1981. The concepts of rarity and population threads in plant communities. In: Morse, L.E. & Henefin, M.S. (eds.), *Rare plant conservation*. The New York Botanical Garden, Bronx, pp. 41-46.
- Rodrigues, A.S.L. & Gaston, K.J., 2002. Rarity and conservation planning across geopolitical units. *Conservation Biology* **16**: 674-682.
- Rosenzweig, M.L., 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge, 436 p.
- Rousseau, D.-D., 1991. Climatic transfer function from Quaternary molluscs in European loess deposits. *Quaternary Research* **36**: 195-509.
- Sarakinos, H., Nicholls, A.O., Tubert, A., Aggarwal, A., Margules, C.R. & Sarkar, S., 2001. Area prioritization for biodiversity conservation in Québec on the basis of species distributions: a preliminary analysis. *Biodiversity and Conservation* **10**: 1419-1472.
- Sárospataki, M., Novák, J. & Molnár, V., 2003a. Distribution and relative abundance of bumble bees (*Bombus* and *Psithyrus*) in Hungary. *Journal of Apicultural Science* **47**: 73-78.
- Sárospataki, M., Novák, J. & Molnár, V., 2003b. Hazai poszméh- és álposzméhfajok (Hymenoptera: Apidae, *Bombus* és *Psithyrus*) UTM-térképezése és az adatok természetvédelmi felhasználhatósága. *Állattani Közlemények* **88**: 85-108.
- Sárospataki, M., Novák, J. & Molnár, V., 2004. Hazai poszméhfajok (*Bombus* spp.) veszélyeztetettsége és védelmük szükségessége. *Természetvédelmi Közlemények* **11**: 299-307.
- Schilthuizen, M., 2004. Land snail conservation in Borneo: limestone outcrops act as arks. *Journal of Conchology Special Publication* **3**: 149-154.
- Schilthuizen, M., Liew, T.-S., Elahan, B.B. & Lackman-Ancrenaz, I., 2005. Effects of karst forest degradation on Pulmonate and Prosobranch land snail communities in Sabah, Malaysian Borneo. *Conservation Biology* **19**: 949-954.
- Shaw, R.G. & Mitchell-Olds, T., 1993. ANOVA for unbalanced data: an overview. *Ecology* **74**: 1638-1645.

- Shen, T.-J., Chao, A. & Lin, C.-F., 2003. Predicting the number of new species in further taxonomic sampling. *Ecology* **84**: 798-804.
- Shmida, A. & Wilson, M.V., 1985. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography* **12**: 1-20.
- Simon, T., 1992. *A magyarországi edényes flóra határozója*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 892 p.
- Soberón, J.M. & Llorente, J.B., 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* **7**: 480-488.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J., 1995. *Biometry*. Freeman and Co., New York, 887 p.
- Solem, A., 1984. A world model of snail diversity and abundance. In: Solem, A. & Bruggen, A.C. van (eds.), *World-wide snails: Biogeographical studies on non-marine Mollusca*. Brill/Backhuys, Leiden, pp. 6-22.
- Sólymos, P., 2000. Quantitative malacological surveys of the Szársomlyó and the Fekete Hill (Villány Hills, S Hungary). *Dunántúli Dolgozatok (A) Természettudományi Sorozat* **10**: 111-120.
- Sólymos, P., 2001. Data on the habitat preference of the three Hungarian *Truncatellina* Lowe (Gastropoda, Vertiginidae) species. *Soosiana* **29**: 61-72.
- Sólymos, P., 2004. Magyarország szárazföldi Mollusca-faunájának ritkaságon alapuló értékelése és alkalmazási lehetőségei. *Természetvédelmi Közlemények* **11**: 511-520.
- Sólymos, P., Czentye, I. & Tutkovics, B., in press. A comparison of soil sampling and direct search in malacological field inventories. *Contributions to Soil Zoology in Central Europe* **2**: ...
- Sólymos, P. & Nagy, A., 1997. The recent mollusc fauna of the Szársomlyó (S Hungary): spatial pattern and microclimate. *Malakológiai Tájékoztató* **16**: 35-42.
- Sólymos, P., Sümegei, P. & Domokos, T., 2002. A héj morfo-hőmérő módszer és alkalmazásai a paleoökológiában. *Földtani Közöny* **132**: 257-263.
- Soós, L., 1926. A magyar Mollusca-fauna multja. *Annales Musei Nationales Hungarici* **24**: 392-421.
- Soós, L., 1928. A batorligeti ősláp Mollusca-faunája és az Alföld multjának kérdése. *Állattani Közlemények* **25**: 103-113.
- Soós, L., 1934. Magyarország állatföldrajzi felosztása. *Állattani Közlemények* **31**: 1-25.
- Soós, L., 1943. *A Kárpát-medence Mollusca-faunája*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 478 p.
- Spector, S., 2002. Biogeographic crossroads as priority areas for biodiversity conservation. *Conservation Biology* **16**: 1480-1487.
- Sutherland, W.J., 2001. *The conservation handbook. Research, management and policy*. Blackwell Science Ltd., Oxford, 278 p.
- Sutherland, W.J., Pullin, A.S., Dolman, P.M. & Knight, T.M., 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **19**: 305-308.
- Sümegei, P., 2003. New chronological and malacological data from the Quaternary of Sárrét area, Trasdánubia, Hungary. *Acta Geologica Hungarica* **46**: 371-390.
- Sümegei, P., Krolopp, E. & Hertelendi, E., 1998. A Ságvár-Lascaux interstadiális paleoökológiai rekonstrukciója. *Acta Geographica ac Geologica et Meteorologica Debrecina* **34**: 165-180.
- Svenning, J.-C. & Skov, F., 2005. The relative roles of environment and history as controls of tree species composition and richness in Europe. *Journal of Biogeography* **32**: 1019-1033.
- Taberlet, P., Fumagalli, L., Wust-Saucy, A.-G. & Cosson, J.-F., 1998. Comparative phylogeography and postglacial colonization routes in Europe. *Molecular Ecology* **7**: 453-464.

- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M. & Jeltsch, F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* **31**: 79-92.
- Thiollay, J.-M., 2002. Bird diversity and selection of protected areas in a large neotropical forest tract. *Biodiversity and Conservation* **11**: 1377-1395.
- Trexler, J.C. & Travis, J., 1993. Nontraditional regression analyses. *Ecology* **74**: 1629-1637.
- UNESCO, 1971. *Convention on wetlands of international importance especially as waterfowl habitat*. Ramsar.
- Vágvölgyi, J., 1975. Body size, aerial dispersal, and origin of the Pacific land snail fauna. *Systematic Zoology* **24**: 465-488.
- Varga, A., 1981. A *Hygromia kovacsi* Varga et Pintér romániai előfordulása. *Soosiana* **9**: 23.
- Varga, Z., 1964. Magyarország állatföldrajzi beosztása a nagylepkefauna komponensei alapján. *Folia Entomologica Hungarica* **17**: 119-167.
- Varga, Z., 1971. A szétterjedési centrumok és a szétterjedési folyamat jelentősége a földrajzi izoláció kialakulása és a mikroevolúció szempontjából. *Állattani Közlemények* **58**: 142-149.
- Varga, Z., 1977. Das Prinzip der areal-analytischen Methode in der Zoogeographie und die Faunenelemente-Einteilung der europäischen Tagschmetterlinge (Lep.: Diurna). *Acta Biologica Debrecina* **14**: 223-285.
- Varga, Z., 1995. Geographical patterns of biological diversity in the Palaearctic Region and the Carpathian Basin. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **41**: 71-92.
- Varga, Z., 2002. Biodiversity and phylogeography - general and regional aspects. *Acta Biologica Debrecina* **24**: 5-38.
- Wärebörn, I., 1979. Reproduction of two species of land snails in relation to calcium salts in the foena layer. *Malacologia* **18**: 177-180.
- Wells, S.M., 1995. Molluscs and the conservation of biodiversity. In: Bruggen, A.C. van, Wells, S.M. & Kemperman, T.C.M. (eds.), *Biodiversity and conservation of the Mollusca*. Backhuys Publisher, Oegstgeest-Leiden, pp. 21-36.
- Whittaker, R.J., Araújo, M.B., Jepson, P., Ladle, R.J., Watson, J.E.M. & Willis, K.J., 2005. Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions* **11**: 3-23.
- Whittaker, R.J., Willis, K.J. & Field, R., 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* **28**: 453-470.
- Wiens, J.J. & Donoghue, M.J., 2004. Historical biogeography, ecology and species richness. *Trends in Ecology and Evolution* **19**: 639-644.
- Wiktor, A. & Szigethy, A.S., 1983. The distribution of slugs in Hungary (Gastropoda: Pulmonata). *Soosiana* **10/11**: 87-111.
- Williams, P., Gibbons, D., Margules, C., Rebelo, A., Humphries, C. & Pressey, R., 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conservation Biology* **10**: 155-174.
- Williams, P.H., Margules, C.R. & Hilbert, D.W., 2002. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. *Journal of Biosciences* **27**: 327-338.
- Willis, K.J., Sümegei, P., Braun, M., Bennett, K.D. & Tóth, A., 1997. Prehistoric land degradation in Hungary: who, how and why? *Antiquity* **72**: 101-113.
- Willis, K.J. & Whittaker, R.J., 2002. Species diversity - scale matters. *Science* **295**: 1245-1248.
- Zentai, L., 2000. Magyarország domborzatárnyékolások. <http://lazarus.elte.hu/hun/maps/shading/shading.htm>. Hozzáférés: 2004. 08. 08.
- Zólyomi, B., 1942. A középdunai flóraválasztó és a dolomitjelenség. *Botanikai Közlemények* **39**: 209-231.

8.2. Az értekezés témájában készült publikációk*

Idegen nyelvű referált (SCI) folyóiratban megjelent lektorált szakcikkek

Sólymos, P., in press. Are current protection of land snails in Hungary relevant to conservation? *Biodiversity and Conservation* (ii)

Sólymos, P. & Fehér, Z., 2005. Conservation prioritization using land snail distribution data in Hungary. *Conservation Biology*, **19**: 1084-1094. (ii, iii)

Magyar nyelvű nem referált folyóiratban megjelent lektorált szakcikk

Sólymos, P., 2004. Magyarország szárazföldi Mollusca-faunájának ritkaságon alapuló értékelése és alkalmazási lehetőségei. *Természetvédelmi Közlemények*, **11**: 349-358. (ii)

Ismeretterjesztő munka

Sólymos, P., 2005. Hátukon a házuk - Keménykötésű puhatestűek. *Természet Búvár*, **2005/5**: 16-18. (ii, iii)

Konferencia összefoglalók

Fehér, Z., Sólymos, P., Gubányi, A., Varga, A., Majoros, G., Suara, R. & Eröss, Z. P., 2004. The Hungarian National Mollusc Database and its use in practical conservation biology. In: Stloukal, E. & Kalúz, S. eds., *Book of abstracts. Fauna Carpathica Meeting 2004*, Smolenice, Slovakia. pp. 14-15. (ii, iii)

Sólymos, P., 2002. Magyarország szárazföldi Mollusca-faunájának ritkaságon alapuló értékelése és alkalmazási lehetőségei. In: Lengyel, Sz., Szentirmai, I., Báldi, A., Horváth, M., & Lendvai, Á. Z. eds., *Az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia Program és Absztrakt kötete*, Sopron, p. 197. (ii)

Sólymos, P. & Fehér, Z., 2003. Fajgazdagság és ritkaság Magyarország szárazföldi Mollusca-faunájában. *6. Magyar Ökológus Kongresszus*, Gödöllő. Előadások és poszterek összefoglalói. p. 232. (ii, iii)

*A publikációk után zárójelben a tézisek vonatkozó pontjai találhatóak.

Sólymos, P. & Fehér, Z., 2003. Ritkaság, fajgazdagság és forró pontok a hazai csiga-faunában. *Pro Scientia Aranyérmesek VI. Konferenciája, Meghívó és program*, Miskolc. pp. 53-54. **(ii, iii)**

Sólymos, P., Nagy, A., Vilisics, F., Fehér, Z., Hornung, E. & Rácz, I. A., 2004. Nagyléptékű elterjedési adatok hibái és természetvédelmi jelentősége (Mollusca, Orthoptera). *Szegedi Ökológus Napok, Előadások és poszterek összefoglalói*, Szeged. p. 25. **(i)**

9. Summary

Conservation Prioritization Based on Distribution of Land Snails in Hungary (Mollusca, Gastropoda)

Péter Sólymos's PhD Thesis

Supervisor: Dr. Zoltán Varga, Consulting tutor: Dr. Pál Sümeği

Debrecen University, Debrecen, Hungary, 2005

Introduction and Aims of the Study

Conservation biology aims the preservation of biodiversity. Resources for the conservation of species diversity are always limited, thus, to maximize the benefits of any actions it is advisable to focus on the highest conservation priorities.

Large scale data of the distribution of species are biased by preferential sampling. I analyzed these (i) biases due to the characteristics of the (i1) areas and the (i2) species. Concerning geographical biases, I examined (i1a) regional differences in sampling intensity and the effects of the location of (i1b) cities and (i1c) protected areas on spatial sampling intensity. For taxonomical biases, I analyzed the effects of (i2a) local frequency and (i2b) detection probability on sampling intensity of the species.

Land snails are diverse group (ca. 45000 species worldwide, 161 species in Hungary) and facing an unprecedented survival crisis resulting from the loss and destruction of habitats, overexploitation and invasive species. Due to their poor dispersal capability, rarity relates to vulnerability

and it is important in **(ii)** establishing species-based conservation priorities. I **(ii1)** prioritized Hungarian land snail species based on global range size, local frequency, and unprotected proportion of the species' Hungarian range.

Legal instruments for species conservation have been criticized because these possess considerable delay and because invertebrates are highly underrepresented. For these reasons I **(ii2)** investigated whether the protection of land snail species is well founded, and I **(ii3)** made recommendations for conservation based on these results.

Recently, **(iii)** site selection algorithms and gap analysis have been used to identify indicative sets of potential conservation areas or to review and strengthen existing reserves. I sought to **(iii1)** establish conservation priorities among areas based on the distribution of land snails. National hotspots were determined based on **(iii1a)** simple ranking and **(iii1b)** complementarity. Using **(iii2)** gap analysis, I compared the localization of the hotspots in relation to existing protected areas. I **(iii3)** made recommendations for conservation based on the results of the site selection and gap analysis.

Large scale patterns of species richness, species composition and distribution of rare species are results of historical and contemporary environmental factors. Saving the biota requires greater efforts to preserve not only the pattern of biodiversity but also the processes and mechanisms that generate and maintain it. Thus, we need information on both the **(iv)** patterns and the underlying mechanisms. As part of the **(iv1)** analysis of the zoogeographical patterns, I **(iv1a)** hierarchically classified areas according to species composition, and compared regional variation in species richness. Further, **(iv1b)** I identified species that are characteristic to branching points of the classification hierarchy. I analyzed **(iv2)** the correlates of the patterns of species richness. Besides the effects of sampling intensity and area, I

analyzed the significance of (iv2a) environmental and (iv2b) historical factors.

Materials and Methods

The distribution data base of the Hungarian land snails (Pintér *et al.* 1979, Pintér & Szigethy 1979, 1980, Fehér & Gubányi 2001) consisted of 1052 10 km × 10 km UTM grid cells. Aquatic molluscs, introduced species, and slugs were excluded. I used recent distribution of 121 land snail species from 704 (66.7%) UTM cells. The Mollusca collection of the Hungarian Natural History Museum (HNHM; Fehér & Gubányi 2001) contained 26023 museum lots (lot = collection data of a species from a site) from 612 (58.2%) UTM cells. I clustered the UTM grid cells into main geographical units (Tisza Plain, Danube Plain, Small Plain, Western Marginal Area, Transdanubian Hills, Transdanubian Mountains, Northern Mountains).

To analyze the (i) regional variation in sampling intensity (number of HNHM lots per 100 km²) I used Kruskal-Wallis test. My approach to test the effects of geographical biases on sampling intensity followed Reddy & Dávalos (2003). I used two-way generalized linear model (GLM) to test the effects of taxonomical biases on sampling intensity. I grouped the species according to their local frequency and detection probability (expressed as shell diameter), and I used these grouping variables as factors in the GLM thereafter.

(ii) The rarity of the Hungarian land snail species was assessed by using the mollusc rarity index (MRI = GR + LF + SF). This index included global size of the geographical range (GR; 1-4 scale from wide to narrow range), local frequency of occurrence (LF; 1-5 scale from common to rare) according to the Hungarian UTM grid data (Pintér *et al.* 1979, Pintér & Szigethy 1979, 1980, Fehér & Gubányi 2001), and a correction factor (SF;

the value was 1 point if the Hungarian conservation was essential for the global conservation of a species, or the local frequency estimate was overestimated; otherwise, the value of the correction factor was zero). In the analyses I used the local frequency scores corrected by the special factor ($LFC = LF + SF$).

I examined the protection of the species' Hungarian occurrences by current reserves based on the protection-by-reserves scores (PBR). PBR scores were determined as percentage of the number of occupied grid cells not containing protected areas (1-4 scale from low to high percentage of unprotected occurrences).

I revised the protection status of the Hungarian land snail species based on MRI and the conservation priority index ($CPI = MRI \times PBR$). I used the quartile definition of rarity (Gaston 1994) to determine the highest priority species falling in the upper 25% range of the MRI and CPI scores. Priority status and protection status was compared to evaluate the conservation relevance of current legislation of species protection.

The GR, LFC and PBR scores of the protected and unprotected land snails were compared with the Mann-Whitney test. The association between the protection status of the species and the variables used for prioritization (GR, LFC and PBR) was analyzed with binary logistic regression.

(iii) I prioritized areas by using grid cells containing at least 5 species (512 out of 1052 cells). I determined species richness (SR; the number of species of land snails recorded in each cell), sum of rarity scores (RS; the sum of MRI scores of the species in each cell), 25% rarest species richness (SQ; the number of species in the upper quartile of all species with MRI scores 7-10), and a multiple-criteria index ($SSQ = SR \times [SQ + 1]$). I selected malacological hotspots by simple ranking and complementary areas methods based on the variables SR, RS, SQ, and SSQ (Williams *et al.* 1996). I

performed a redundancy check to improve the performance of heuristic algorithms (Csuti *et al.* 1997). Then I performed a gap analysis to examine the coincidence of existing reserves and selected hotspots.

(iv) For the zoogeographical analysis, the 10 km × 10 km grid cells were merged into 49 units of ca. 50 km × 50 km squares due to the inconsistencies of spatial coverage and sampling intensity, and large scale estimation of the background variables. Each unit contained at least five 10 km × 10 km UTM grid cells. In all the 49 units, I determined total species richness, number of species with wide ($GR \leq 2$) and narrow ($GR \geq 3$) geographical ranges, total area of the explored 10 km × 10 km UTM cells, sampling intensity (number of HNHM lots per number of species occurrence data). I used maps (Pécsi 1989, Ángyán *et al.* 2001) to determine presence of calcareous substrate, annual potential evapotranspiration, annual amount of insolation and precipitation, amount of precipitation in the growing season, mean annual temperature, mean temperature in January and July, mean temperature of the growing season, annual temperature range, mean elevation, topographical heterogeneity (variance of elevation), and the proportion of agricultural areas in each 50 km × 50 units.

For the hierarchical classification of the areas I used Sørensen index of similarity and Ward's fusion algorithm. Species that are characteristic to the branching points of the classification hierarchy were identified by the indicator value (IndVal) method (Dufrêne & Legendre 1997).

I used GLM to test the differences in species richness among the six main clusters of the classification with area and sampling intensity as covariates. Differences in the number of the species with wide and narrow geographical ranges were analyzed by Kruskal-Wallis test.

I explored the effect of contemporary environmental factors on species richness by backward stepwise multiple linear regression. Climatic

variables were subjected to principal component analysis (PCA), I used the first two axes in the regression to avoid multicollinearity. Species richness possessed significant spatial autocorrelation, which may inflate Type I error in statistical analyses. Spatial autocorrelation was not detectable in the regression residuals, indicating that the independent variables explained all spatial structure in the data and the significance level of the regression was not biased (Diniz-Filho *et al.* 2003).

I used least significant difference test after parametric, and Mann-Whitney test after non-parametric analyses to make pairwise multiple comparisons. Levels of significance were corrected by the false discovery rate method (Benjamini *et al.* 2001). I chose alpha level 0.05.

Results

(i1a) Sampling intensity showed regional variation, it was lowest in the Tisza Plain and highest in the Transdanubian Mountains. Sampling intensity was significantly lower in the Tisza and Danube Plains than in the Small Plain, hills and mountains (Figs. 1 & 2).

(i1b) The location of cities had effect on the spatial consistency and sampling intensity of the data. The distance of the 10 km × 10 km UTM cells containing occurrence data from the nearest city centre was significantly shorter than expected under random spatial arrangement of the data (Fig. 3).

(i1c) Sampling intensity of the species was higher inside of 10 km × 10 km UTM cells containing protected areas than outside of those (Fig. 4).

(i2a) Local frequency and detection probability of the species had significant effect on sampling intensity of the species. The effect of local frequency alone was marginally significant, that of the detection probability was significant, and the interaction of the two factors was also significant (Table 1). Based on pairwise comparisons, the difference among frequency

classes was not significant. Although, some species (*Spelaeodiscus triarius*, *Pagodulina pagodula*, *Pomatias rivulare*, *Helicigona planospira*, and *Hygromia kovacsi*) possessed high sampling intensity in the rarest frequency class (Fig. 5a).

(i2b) Sampling intensity of the snail species smaller than 3 mm (low detection probability) was significantly lower than that of the species bigger than 15 mm (high detection probability). Two species (*Spelaeodiscus triarius* and *Pagodulina pagodula*) falling into the size class 3-6.5 mm showed high sampling intensity values (Fig. 5b).

(ii1) Most of the Hungarian land snails had MRI scores 5-6, and most of them occurred in more than one biogeographical region (GR = 2) with 5-15% local frequency (3-4 LF score) (Table 2). Based on MRI scores, 31 species fell into the rarest 25% (7-10 MRI score), out of which 16 (51.6%) was protected. Concerning CPI scores, 27 species fell into the rarest 25% (14-40 CPI score), out of which 13 (48.2%) was protected. Ten species was rare according to MRI scores, although, these species fell out of the range of species with the 25% highest CPI scores (Appendix 1). The correlation between GR and LFC scores was positive and significant, between PBR and GR, and PBR and LFC scores it was negative and significant.

(ii2) GR and LFC scores of the protected species were significantly higher than that of the unprotected species. PBR scores did not differ significantly between the two groups. Protection status showed significant non-random positive association with GR and LFC scores. The association between protection status and PB scores was not significant (Table 4).

(ii3) 75% of the occurrence data of the rare and unprotected species *Helicigona planospira* (MRI = 8, CPI = 32) was located outside of protected areas. Legal protection of the species is highly recommended based on its rarity and PBR scores. Nine unprotected species (*Aegopis verticillus*,

Semilimax semilimax, *Trichia erjavecii*, *Trichia filicina*, *Perforatella umbrosa*, *Aegopinella ressmanni*, *Helicopsis striata*, *Vallonia enniensis*, and *Helicodonta obvoluta*) was not rare according to MRI scores (MRI < 7), but more than 25% of the Hungarian occurrences was located outside of reserves. Thus, protection and monitoring of these species is recommended based on their high PBR scores.

(iii1a) The simple ranking method with the 5% limit of the grid cells resulted in grid-cell combinations that failed to represent all 121 Hungarian land snail species involved in the analysis, regardless of the index used (Table 7, Appendix 2). Simple ranking based on SR and RS scores failed to represent seven rare species (*Pomatias rivulare*, *Pseudofusulus varians*, *Balea stabilis*, *Oxychilus hydatinus*, *Hygromia kovacsi*, *Helicigona banatica*, *Helicigona planospira*). Simple ranking based on SQ and SSQ scores failed to represent two rare species (*Pomatias elegans*, *Helicigona planospira*, and *Pseudofusulus varians*, *Helicigona planospira*, respectively). The simple-ranking method identified hotspots mainly in the mountain areas with few hotspots in the lowlands. The shape of the species accumulation curve of the simple ranking method was nearly linear. At high numbers (>20) of pooled UTM cells, simple ranking method performed worse than the average curve of randomly chosen cells (Fig. 10).

(iii1b) Complementary areas method captured all the snail species in 1.1–1.3% of the total area of Hungary. With redundancy check, all four algorithms showed similar results with few grid cells chosen. The algorithm based on SQ performed worse with the highest number of redundant grid cells (Table 7, Appendix 2). The complementary areas method revealed hotspots more evenly distributed among the lowland and the highland areas (Fig. 11). The shape of the species accumulation curve of the complementary

areas method was steeply increasing, and it differed significantly from the average curve of randomly chosen cells (Fig. 10).

(iii2) The UTM grid-cells containing protected areas represented all the Hungarian land snail species. However, the locations of the protected areas and the hotspots identified by different area-selection methods did not necessarily overlap. The proportion of unprotected areas in the selected hotspots varied between 7.1% and 17.3% (Table 7).

(iii3) The representation of some species reached 25% or more of the Hungarian distribution in unprotected hotspots based on simple ranking (e.g., *Discus ruderatus* in cell DU11, *Helicigona banatica* in cells EU96 and ES27, and *Hygromia kovacsi* in cells ES17 and ES27). Based on the complementary areas method unprotected hotspots in the Szigetköz area (cells XP71 and XP80) and in Békés County (cells ES17 and ES27) should be considered for protection based on the occurrence of rare species (*Aegopinella nitens*, *Helicigona banatica*, *Hygromia kovacsi*).

(iv1a) Hierarchical clustering of the 49 spatial units revealed the separation of lowlands and highlands at the highest hierarchy level. Lower subdivisions of the lowland group were not spatially consistent. Subdivision of the highland cluster identified two consistent groups. First, the group of the Western Marginal Area, the Northern Mountains, and north-eastern part of the Tisza Plain. Second, the group of the Transdanubian Mountains, the Mecsek Mountain, the Gödöllő Hills and the Cserhát Mountain (Fig. 13). Total species richness differed significantly among the six main groups of the cluster hierarchy. The effects of covariates (area and sampling intensity) were significant (Table 10). Total species richness was lowest in the plains, intermediate in the hills, and highest in the mountains. Regional variation in the number of species with wide ranges was similar to the pattern of total

species richness. The number of species with narrow ranges was exceptionally high in the Northern Mountains (Table 11).

(iv1b) The IndVal procedure identified 33 species characteristic to the whole country (general species), 26 species characteristic to the highland areas (highland species), and 62 species characteristic to smaller regions (regional species) (Table 9). All the species with narrow ranges were regional species with high indicator values (capital letters in Fig. 13 correspond to species groups in Appendix 3).

(iv2a) Climate had primary impact on the variation of species richness and species composition among regions. Climate (1st PCA axis) had significant negative, and sampling intensity, presence of calcareous substrate and area had significant positive effect on total species richness. The effect of other analyzed variables was not significant (Table 12).

(iv2b) Regional differences of species richness within the two main clusters of areas were not pronounced. Historical factors contributed to regional differences of species composition as expressed by the occurrence of the regional species with narrow ranges. Concerning highlands, the subdivision reflects alpine-carpathian (in the Northern Mountains and the Western Marginal Area) and southern-illyric (in the Transdanubian Mountains and Transdanubian Hills) effects (Table 11 cf. Appendix 1 & 3). Historical factors were most expressed in the Northern Mountains.

10. Fűggelék

1. függelék. Magyarország szárazföldi Mollusca-fajainak természetvédelmi rangsorolása a fajok ritkasága és területi védettsége alapján.^a

	Fajnév ^b	Recens elterjedés ^c							Meggyszés ^d
		CPI	PBR	MRI	GR	LF	SF		
	<i>Hygromia kovacsii</i> Varga et L. Pintér, 1972)	40	4	10	4	5	1	V, VK, A2, A4	
	<i>Helicogona planospira</i> (Lamarck, 1828)	32	4	8	3	5	0		
	<i>Pomatias rivulare</i> (Eichwald, 1829)	28	4	7	2	5	0	V, VK	
	<i>Oxychilus hydatinus</i> (Rossmässler, 1838)	28	4	7	2	5	0	?	
	<i>Perforatella dibothrion</i> (M. Kimakowicz, 1884)	24	3	8	3	5	0	V, VK	
	<i>Aegopis verticillus</i> (Lamarck, 1822)	24	4	6	2	4	0		
	<i>Semilimax semilimax</i> (Férussac, 1802)	24	4	6	2	4	0		
	<i>Trichia filicina</i> (Brusina, 1870)	24	4	6	2	4	0		
	<i>Trichia filicina</i> (L. Pfeiffer, 1841)	24	4	6	2	4	0		
	<i>Helix lutescens</i> Rossmässler, 1837	24	4	6	3	3	0	V	
	<i>Discus ruderatus</i> (Férussac, 1821)	21	3	7	1	5	1	V	
	<i>Perforatella vicina</i> (Rossmässler, 1842)	21	3	7	3	4	0	V	
	<i>Perforatella bidentata</i> (Gmelin, 1788)	20	4	5	2	3	0	V	
	<i>Perforatella umbrosa</i> (C. Pfeiffer, 1828)	20	4	5	2	3	0	V	
	<i>Cepaea nemoralis</i> (Linné, 1758)	20	4	5	2	3	0	V	
	<i>Cepaea hortensis</i> (O. F. Müller, 1774)	18	3	6	3	3	0		
	<i>Aegopinella ressmanni</i> (Westerlund, 1883)	16	4	4	2	2	0		
	<i>Helicopsis striata</i> (O. F. Müller, 1774)	15	3	5	2	3	0	V	
	<i>Orcula dolium</i> (Draparnaud, 1801)	15	3	5	2	2	1	R, P	
	<i>Vallonia enniensis</i> (Gredler, 1856)	15	3	5	1	3	1	V, A2, R	
	<i>Vertigo moulinsiana</i> (Dupuy, 1849)	15	3	5	2	3	0		
	<i>Helicodonta obvoluta</i> (O. F. Müller, 1774)	15	3	5	2	3	0		
	<i>Macrogastra latestriata</i> (A. Schmidt, 1857)	14	2	7	3	4	0		

1. függelék. Folytatás.

Fajnév ^b	Recens elterjedés ^c	CPI	PBR	MRI	GR	LF	SF	Megjegyzés ^d
<i>Clausilia parvula</i> (Férussac, 1807)	Közép-európai	14	2	7	2	5	0	
<i>Bulgarica vetusta</i> (Rossmässler, 1836)	DK-európai	14	2	7	2	4	1	
<i>Hygromia transsylvanica</i> (Westertlund, 1876)	Kárpáti	14	2	7	3	4	0	V
<i>Helicigona banatica</i> (Rossmässler, 1838)	K- és D-kárpáti	14	2	7	3	4	0	V, VK, A2, A4
<i>Truncatellina callieratis</i> (Scacchi, 1833)	Mediterrán – D-alpin	12	2	6	2	4	0	
<i>Vertigo alpestris</i> Alder, 1838	É-alpin (?)	12	2	6	2	4	0	
<i>Cecilioides petitiana</i> (Benoit, 1862)	Mediterrán (?)	12	2	6	2	4	0	?
<i>Daudebardia brevipes</i> (Draparnaud, 1805)	Közép- és D-európai	12	2	6	2	3	1	
<i>Isognomostoma isognomostomos</i> (Schröter, 1784)	Alpin és kárpáti	12	2	6	2	4	0	V
<i>Vertigo angustior</i> Jeffreys, 1830	Európai (palearktikus)	12	3	4	1	3	0	V, A2, R
<i>Zebrina detrita</i> (O. F. Müller, 1774)	DK-európai	12	3	4	2	2	0	
<i>Cecilioides acicula</i> (O. F. Müller, 1774)	Mediterrán és Ny-európai	12	3	4	2	2	0	
<i>Oxychilus draparnaudi</i> (Beck, 1837)	Ny-mediterrán és Ny-európai	12	3	4	2	2	0	
<i>Oxychilus inopinatus</i> (Ulicny, 1887)	Szubkárpati-balkáni	12	3	4	2	2	0	
<i>Chondrula tridens</i> (O. F. Müller, 1774)	Közép- K- és D-európai	12	4	3	2	1	0	
<i>Euomphalia strigella</i> (Draparnaud, 1801)	Közép-európai	12	4	3	2	1	0	
<i>Monacha cartusiana</i> (O. F. Müller, 1774)	Mediterrán és DK-európai	12	4	3	2	1	0	
<i>Trichia hispida</i> (Linné, 1758)	Európai	12	4	3	1	2	0	
<i>Perforatella incarnata</i> (O. F. Müller, 1774)	Közép- és DK-európai	12	4	3	2	1	0	
<i>Helicella obvia</i> (Menke, 1828)	DK-európai	12	4	3	2	1	0	
<i>Cepaea vindobonensis</i> (Férussac, 1821)	DK-európai	12	4	3	2	1	0	
<i>Helix pomatia</i> Linné, 1758	Közép- és DK-európai	12	4	3	2	1	0	V, A5, B, R
<i>Orcula dolium</i> (Bruguière, 1792)	D- és DK-európai	10	2	5	2	3	0	

1. függelék. Folytatás.

Fajnév ^b	Recens elterjedés ^c	CPI	PBR	MRI	GR	LF	SF	Megjegyzés ^d
<i>Pupilla triplicata</i> (Studer, 1820)	Alpin – K-európai	10	2	5	2	3	0	
<i>Chondrina clienta</i> (Westerlund, 1883)	Kalpin – DK-európai	10	2	5	2	3	0	
<i>Truncatellina claustralis</i> (Gredler, 1856)	Mediterrán – D-alpin	10	2	5	2	3	0	
<i>Macrogastra ventricosa</i> (Draparnaud, 1801)	Közép-európai	10	2	5	2	3	0	
<i>Clausilia pumila</i> C. Pfeiffer, 1828	Közép- és K-európai	10	2	5	2	3	0	
<i>Clausilia dubia</i> Draparnaud, 1805	Közép-európai	10	2	5	2	3	0	
<i>Discus perspectivus</i> (Megerle von Mühlfeld, 1816)	K-alpin, kárpáti és balkáni	10	2	5	2	3	0	
<i>Vitrea subrimata</i> (Reinhardt, 1871)	Alpin – D-európai	10	2	5	2	3	0	
<i>Daudebardia rufa</i> (Draparnaud, 1805)	Közép- és D-európai (pontikus)	10	2	5	2	3	0	
<i>Aegopinella pura</i> (Alder, 1830)	Európai	10	2	5	2	3	0	
<i>Trichia unidentata</i> (Draparnaud, 1805)	K-alpin és kárpáti	10	2	5	2	3	0	V
<i>Helicigona arbustorum</i> (Linné, 1758)	Ny- és közép-európai	10	2	5	2	3	0	
<i>Trichia lubomirskii</i> (Słóarski, 1881)	Kárpáti	9	1	9	4	5	0	V
<i>Carychium tridentatum</i> (Risso, 1826)	Európai	9	3	3	1	2	0	
<i>Granaria frumentum</i> (Draparnaud, 1801)	É-alpin és közép-európai	9	3	3	2	1	0	
<i>Truncatellina cylindrica</i> (Férussac, 1807)	(D-) európai	9	3	3	2	1	0	
<i>Vitrea crystallina</i> (O. F. Müller, 1774)	Európai	9	3	3	1	2	0	
<i>Vitrea contracta</i> (Westerlund, 1871)	Ny-palearktikus	9	3	3	1	2	0	
<i>Aegopinella minor</i> (Stabile, 1864)	DK- és közép-európai	9	3	3	2	1	0	
<i>Acicula banatica</i> (Rossmässler, 1842)	DK-európai	8	1	8	3	5	0	
<i>Spelaodiscus triarius</i> (Rossmässler, 1839)	É-kárpáti	8	1	8	3	5	0	V, VK
<i>Cochlodina fimbriata</i> (Rossmässler, 1835)	Alpin	8	1	8	3	5	0	
<i>Macrogastra densistriata</i> (Rossmässler, 1836)	K-alpin – dinári	8	1	8	3	5	0	

1. függelék. Folytatás.

Fajnév ^b	Recens elterjedés ^c	CPI	PBR	MRI	GR	LF	SF	Megjegyzés ^d
<i>Balea stabilis</i> (L. Pfeiffer, 1847)	Kárpáti	8	1	8	3	5	0	
<i>Oxychilus orientalis</i> (Clessin, 1887)	(K-) kárpáti	8	1	8	4	4	0	V
<i>Phenacolinax annularis</i> (Studer, 1820)	Alpin (?)	8	1	8	2	5	1	V, VK
<i>Acanthinula aculeata</i> (O. F. Müller, 1774)	Ny-palearktikus	8	2	4	1	3	0	
<i>Columella edentula</i> (Draparnaud, 1805)	Holarktikus	8	2	4	1	3	0	
<i>Laciniaria plicata</i> (Draparnaud, 1801)	Közép- és K-európai	8	2	4	2	2	0	
<i>Balea biplicata</i> (Montagu, 1803)	Közép-európai	8	2	4	2	2	0	
<i>Oxychilus glaber</i> (Rossmässler, 1838)	D- és közép-európai (pontikus)	8	2	4	2	2	0	
<i>Succinea putris</i> (Linné, 1758)	Euroszibériai	8	4	2	1	1	0	
<i>Succinella oblonga</i> Draparnaud, 1801	Európai – Ny-ázsiai	8	4	2	1	1	0	
<i>Oxyloma elegans</i> (Risso, 1826)	Holarktikus	8	4	2	1	1	0	
<i>Cochlicopa lubrica</i> (O.F. Müller, 1774)	Holarktikus	8	4	2	1	1	0	
<i>Vallonia costata</i> (O. F. Müller, 1774)	Holarktikus	8	4	2	1	1	0	
<i>Vallonia pulchella</i> (O. F. Müller, 1774)	Holarktikus	8	4	2	1	1	0	
<i>Pupilla muscorum</i> (Linné, 1758)	Holarktikus	8	4	2	1	1	0	
<i>Zonitoides nitidus</i> (O. F. Müller, 1774)	Holarktikus	8	4	2	1	1	0	
<i>Vitrina pellucida</i> (O. F. Müller, 1774)	Holarktikus	8	4	2	1	1	0	
<i>Bradybaena fruticum</i> (O. F. Müller, 1774)	Közép- és K-európai –ázsiai	8	4	2	1	1	0	
<i>Perforatella rubiginosa</i> (A. Schmidt, 1853)	K-európai és szibériai	8	4	2	1	1	0	
<i>Pagodulina pagodula</i> (Des Moulins, 1830)	Alpin – DK-európai	7	1	7	2	5	0	V
<i>Vertigo substriata</i> (Jeffreys, 1833)	Boreo-alpin	7	1	7	2	5	0	
<i>Cochlodina cerata</i> (Rossmässler, 1836)	Kárpáti	7	1	7	3	4	0	V
<i>Pseudofususultus varians</i> (C. Pfeiffer, 1828)	K-alpin és Ny-kárpáti	7	1	7	2	5	0	

1. függelék. Folytatás.

Fajnév ^b	Recens elterjedés ^c	CPI	PBR	MRI	GR	LF	SF	Megjegyzés ^d
<i>Clausilia cruciata</i> (Studer, 1820)	Alpin és É-európai	7	1	7	2	5	0	
<i>Vestia gulo</i> (E. A. Bielz, 1859)	Kárpáti	7	1	7	3	4	0	V, VK
<i>Vestia turgida</i> (Rossmässler, 1836)	Kárpáti	7	1	7	3	4	0	V
<i>Bulgarica cana</i> (Held, 1836)	Közép- és K-eur	7	1	7	2	4	1	
<i>Aegopinella nitens</i> (Michaud, 1831)	Alpin – közép-európai	7	1	7	2	5	0	
<i>Trichia striolata</i> (C. Pfeiffer, 1828)	ÉNy-európai	7	1	7	3	4	0	V, VK
<i>Helicigona faustina</i> (Rossmässler, 1835)	Kárpáti	7	1	7	3	4	0	
<i>Acicula polita</i> (Hartmann, 1840)	Alpin, európai	6	1	6	2	4	0	
<i>Pomatias elegans</i> (O. F. Müller, 1774)	Mediterrán – Ny-európai	6	1	6	2	4	0	V, VK
<i>Cochlicopa nitens</i> (Gallenstein, 1848)	Közép- és K-európai	6	1	6	2	4	0	R
<i>Pyramichula rupestris</i> (Draparnaud, 1801)	Mediterrán és Ny-európai	6	1	6	2	4	0	
<i>Ena montana</i> (Draparnaud, 1801)	Közép-európai, alpin-kárpáti	6	1	6	2	4	0	V
<i>Cochlodina orthostoma</i> (Menke, 1830)	Közép- és K-európai	6	1	6	2	4	0	V
<i>Ruthenica filograna</i> (Rossmässler, 1836)	K-európai	6	1	6	2	4	0	V
<i>Macrogastera plicatula</i> (Draparnaud, 1801)	Közép-európai	6	1	6	2	4	0	V
<i>Balea perversa</i> (Linné, 1758)	Ny-európai	6	1	6	2	4	0	P
<i>Oxychilus depressus</i> (Sterki, 1880)	Kárpáti és alpin	6	1	6	2	4	0	V
<i>Vertigo antvertigo</i> (Draparnaud, 1801)	Palearktikus	6	2	3	1	2	0	
<i>Ena obscura</i> (O. F. Müller, 1774)	Európai	6	2	3	1	2	0	
<i>Euconulus fulvus</i> (O. F. Müller, 1774)	Holarktikus	6	2	3	1	2	0	
<i>Nesovitrea hammonis</i> (Ström, 1765)	Palearktikus	6	2	3	1	2	0	
<i>Carychium minimum</i> O. F. Müller, 1774	Euroszibériai	6	3	2	1	1	0	
<i>Cochlicopa lubricella</i> (Porro, 1837)	Holarktikus	6	3	2	1	1	0	

1. függelék. Folytatás.

Fajnév ^b	Recens elterjedés ^c	CPI	PBR	MRI	GR	LF	SF	Megjegyzés ^d
<i>Vertigo pygmaea</i> (Draparnaud, 1801)	Holarktikus	6	3	2	1	1	0	
<i>Cochlodina laminata</i> (Montagu, 1803)	Európai	6	3	2	1	1	0	
<i>Punctum pygmaeum</i> (Draparnaud, 1801)	Holarktikus	6	3	2	1	1	0	
<i>Discus rotundatus</i> (O. F. Müller, 1774)	Ny- és közép-európai	5	1	5	2	3	0	
<i>Vitrea diaphana</i> (Studer, 1820)	Kárpáti-alpin, É-balkáni	5	1	5	2	3	0	
<i>Vertigo pusilla</i> O. F. Müller, 1774	Európai	4	1	4	1	3	0	

^aCPI: természetvédelmi prioritási index (CPI = PBR × MRI), PBR: területi védeltség pontszám, MRI: Mollusca ritkasági index (MRI = GR + LF + SF), GR: elterjedési terület

pontszám, LF: helyi gyakoriság pontszám, SF: speciális tényező, a pontszám értékek magyarázatát és a felhasznált források felsorolását a 3.2.1. fejezet tartalmazza.

^bA fajnevek trásmódja Pinter (1984) és Kerney *et al.* (1983) munkáját követi, a fajok rangsor szerinti csökkenő sorrendben következnek.

^cA fajok recens elterjedése Kerney *et al.* (1983) munkáját követi.

^dFV: fokozottan védett, V: védett (KÖM 2001), VK: magyar Vörös Könyves fajok (Rakonczay 1989), R: IUCN Vörös Listás fajok (IUCN 2005), A2/A4/A5: European Habitats and Species Directive Annex II/V. fajok (Európa Tanács 1992, 2003-as módosítás), B: Berni Konvencióban szereplő faj (Európa Tanács 1979), P: a CORINE Biotóp fajlista bővítése Phare-regionális fajokkal (Horváth *et al.* 2003), ?: öshonossága megkérdőjelezhető.

2. függelék. Különböző területválasztási algoritmusok és rangsor-változók alapján kiválasztott 10 km × 10 km-es UTM cellák*

Rang	Egyszerű rangsor				Komplemenier területek			
	SR	RS	SQ	SSQ	SR	RS	SQ	SSQ
1	DU62	DU62	DU52	DU52	DU62	DU62	DU52	DU52
2	DU52	DU52	DU62	DU62	CT49	XM42	EU36	XN18
3	DU63	DU63	EU36	DU63	CT39	CT49	(EU38)	EU36
4	CT49	DU72	EU38	DU72	XM42	EU36	(EU37)	CT49
5	DU72	DU73	DU63	DU73	XN18	(EU37)	FU04	XM42
6	DU73	CT49	DU72	EU36	EU36	XN18	XN18	(XM52)
7	CT39	CT39	DU73	DU67	(EU37)	(ES06)	(ES06)	(ES06)
8	DU13	DU13	DU67	DU20	(EU38)	ES27 nv	ES17 nv	ES17 nv
9	XM79	DU67	DU20	DU61	FU04	ES17 nv	XN04	(ES27) nv
10	XM88	DU61	DU61	DU13 nv	YN12	DU52	ET99	FU04
11	DU67	XM79	DU13	DU87	(CT46)	BS81	DU20	BS81
12	YN03	YN03	DU87	DU77	BS81	YN12	CU41	XN04
13	XM69	XM69	DU77	CU41	(ES06)	(YN13)	(DU11) nv	YN12
14	XM89	DU87	CU41	DU10	DU52	ET99	(DU43)	ET99
15	XM68	XM88	DU10	EU38	(BR98)	DU43	BS81	DU43
16	DU01	EU36	EU37	EU37	(YN13)	(FU04)	(XM69)	(YN13)
17	XM98	XM89	FU04	CU40	ES17 nv	EU38	(YN03)	
18	CT38	XM68	CU40	EU53	ET99	XN04	YN12	
19	XM78	DU77	EU53 nv	DU11 nv	(DU43)		(BS71)	
20	CT47	DU20	DU53	DU53	(DU11) nv		(CS13) nv	
21	DU61	CT38	DU66	XN18	(CU41)		(CT15)	
22	DU87	XM98	EU35	ET99	(CS13) nv		(CT25) nv	
23	XM99	DU01	DU11 nv	YN03	XN04		CT49	

2. függelék. Folytatás.

Rang	Egyszerű rangsor				Komplementer területek			
	SR	RS	SQ	SSQ	SR	RS	SQ	SSQ
24	CT46	XM78	XN18	XM69	DU20		(XL89)	
25	DU11 nv	CT47	ET99	DU66			(XL99)	
26	EU36	XN18	DU30	DU30			XM42	
27	DU77	CT46	DU43	DU43			(XM52)	
28	XN18	CT48	DU82 nv	DU51			(XN15)	
29	CT48	XM99	DU74 nv	YN12			(XN89)	
30	YN04	YN12	DU76	BS81			(XP70)	
31	YN14	DU11 nv	YN03	EU35			(XP71) nv	
32	DU20	BS81	XM69	CT49			(XP80) nv	
33	DU51	YN04	DU51	DU82 nv			(YN13)	
34	XN91 nv	DU51	YN12	DU12				
35	XN92	XN91 nv	BS81	XM79				
36	XN90	DU10	DU12	XM88				
37	YN12	YN14	DU50	DU01				
38	BS81	BS80	EU93 nv	DU50				
39	CT56	CU40	ES17 nv	EU93 nv				
40	DU00 nv	XN90	FU03	XM99				
41	BS80	XN92	ES27 nv	XN91 nv				
42	XM54 nv	EU37	ES06	XN92				
43	XN70	CU41	EU27	DU00 nv				
44	CT68	XM54 nv	XN07	XP80 nv				
45	XP80 nv	XP80 nv	FU13	ES17 nv				

2. függelék. Folytatás.

Rang	Egyszerű rangsor				Komplementer területek			
	SR	RS	SQ	SSQ	SR	RS	SQ	SSQ
46	YN10	XN70	DU96 nv	FU04				
47	DU10	CT56	EU14	DU03				
48	XN94 nv	XN94 nv	XN04	FU03				
49	XM77	DU00 nv		YN13				
50	XN28	CT68		BR98				
51	CU40	XM77		ES27 nv				
52	DU03	XN14		CT15				
53	YM09							

*SR: fajgazdagság, RS: ritkassággal súlyozott fajgazdagság, SQ: felső kvartilis fajok száma, SSQ: több szempontú index ($SSQ = SR \times [SQ + 1]$). A cellák a rangsor változó értéke szerint csökkenő sorrendben követik egymást. A zárójel a redundáns cellákat jelöli, nv: védett területeket nem tartalmazó 10 km × 10 km-es UTM cellák.

3. függelék. A fajok előfordulása a fő területi csoportokban és a karakterfaj (IndVal) elemzés eredményei.

Faj	IndVal jellemzők ^a		Tertületi csoport ^b					
	%	p	1	2	3	4	5	6
<i>Succinea oblonga</i>	100,0	ns	8	8	8	7	8	10
<i>Pupilla muscorum</i>	100,0	ns	8	8	8	7	8	10
<i>Zonitoides nitidus</i>	100,0	ns	8	8	8	7	8	10
<i>Cepaea vindobonensis</i>	100,0	ns	8	8	8	7	8	10
<i>Cochlicopa lubrica</i>	98,0	ns	8	8	8	7	8	9
<i>Vallonia pulchella</i>	98,0	ns	8	8	8	7	8	9
<i>Monacha cartusiana</i>	98,0	ns	8	7	8	7	8	10
<i>Pseudotrachia rubiginosa</i>	98,0	ns	8	8	8	7	7	10
<i>Vallonia costata</i>	95,9	ns	8	8	8	7	8	8
<i>Chondrula tridens</i>	95,9	ns	8	8	8	6	8	9
<i>Helix pomatia</i>	95,9	ns	8	8	8	7	7	9
<i>Oxyloma elegans</i>	93,9	ns	8	8	8	7	7	8
<i>Truncatellina cylindrica</i>	93,9	ns	8	8	8	7	8	7
<i>Cochlicopa lubricella</i>	91,8	ns	7	8	8	6	7	9
<i>Punctum pygmaeum</i>	91,8	ns	8	8	8	7	7	7
<i>Virgina pellucida</i>	91,8	ns	8	8	7	7	7	8
<i>Helicella obvia</i>	91,8	ns	8	7	8	7	7	8
<i>Carychium minimum</i>	87,8	ns	8	8	8	7	6	6
<i>Bradybaena fruticum</i>	87,8	ns	8	7	8	7	7	6
<i>Succinea purtis</i>	85,7	ns	8	8	8	7	7	4
<i>Vertigo pygmaea</i>	85,7	ns	8	8	8	7	5	6
<i>Granaria frumentum</i>	83,7	ns	6	6	8	6	6	9
<i>Euomphalia strigella</i>	83,7	ns	8	8	8	7	8	2

3. függelék. Folytatás.

Faj	IndVal jellemzők ^a		Területi csoport ^b						
	%	p	fajscsoport	1	2	3	4	5	6
<i>Verigo antiveritigo</i>	81,6	ns	A	8	7	8	7	2	8
<i>Vitrea crystallina</i>	81,6	ns	A	8	8	7	6	5	6
<i>Eucomilus fulvus</i>	81,6	ns	A	8	8	7	6	4	7
<i>Aegopinella minor</i>	81,6	ns	A	8	8	8	6	4	6
<i>Cecilioides acicula</i>	77,6	ns	A	8	5	8	7	5	5
<i>Nesovitrea hammonis</i>	77,6	ns	A	8	7	6	5	6	6
<i>Oxychilus draparinaudi</i>	75,5	ns	A	8	6	8	6	5	4
<i>Helicopsis sirjata</i>	67,4	ns	A	6	2	7	5	5	8
<i>Cepaea hortensis</i>	49,0	ns	A	7	2	6	3	4	2
<i>Arianta arbustorum</i>	46,9	ns	A	7	3	5	2	4	2
<i>Acanthinula aculeata</i>	85,6	*	B	7	8	8	6	1	2
<i>Monachoides incarnata</i>	83,0	*	B	8	7	8	6	5	2
<i>Carychium tridentatum</i>	82,9	*	B	7	8	8	6	-	5
<i>Vitrea contracta</i>	81,8	*	B	6	7	7	7	-	2
<i>Trichia hispida</i>	81,7	*	B	8	7	8	7	6	2
<i>Cochlodina laminata</i>	81,5	*	B	8	8	8	6	5	3
<i>Balea biplicata</i>	81,0	*	B	7	6	8	7	4	1
<i>Vallonia emiensis</i>	79,3	*	B	8	7	8	7	1	5
<i>Laciniaria plicata</i>	75,7	*	B	4	8	8	6	5	-
<i>Vertigo angustior</i>	75,3	*	B	7	7	6	6	1	3
<i>Discus perspectivus</i>	74,2	*	B	6	6	8	3	-	-
<i>Oxychilus glaber</i>	74,2	*	B	1	8	8	6	-	-

3. függelék. Folytatás.

Faj	IndVal jellemzők ^a		Tertületi csoport ^b						
	%	p	1	2	3	4	5	6	
<i>Daudebardia rufa</i>	74,1	*	B	5	6	8	5	-	1
<i>Clausilia pumila</i>	72,5	*	B	7	8	7	2	2	-
<i>Macrogastra ventricosa</i>	69,0	*	B	7	6	8	2	1	1
<i>Clausilia dubia</i>	69,0	*	B	3	6	8	5	1	-
<i>Oxychilus inopinatus</i>	68,8	*	B	7	6	8	5	4	3
<i>Aegopinella pura</i>	66,7	*	B	3	7	6	7	1	2
<i>Columella edentula</i>	61,4	*	B	6	6	7	1	-	1
<i>Vertigo pusilla</i>	61,3	*	B	3	7	5	4	-	-
<i>Ena obscura</i>	60,9	*	B	3	6	8	5	4	3
<i>Daudebardia bravipes</i>	56,6	*	B	5	5	7	1	-	1
<i>Vitrea diaphana</i>	51,9	*	B	-	7	7	3	-	1
<i>Helicodonta obvolvata</i>	50,2	*	B	4	5	6	1	1	-
<i>Vitrea subrimata</i>	48,4	*	B	4	5	5	1	-	-
<i>Vertigo moulinsiana</i>	47,5	*	B	6	4	6	2	1	2
<i>Perforatella bidentata</i>	43,1	*	C	4	7	2	3	2	1
<i>Ena montana</i>	30,7	*	C	3	3	1	-	1	-
<i>Semilimax semilimax</i>	61,8	*	D	8	1	5	-	-	-
<i>Monachoides umbrosa</i>	57,4	*	D	7	-	4	1	1	1
<i>Aegopis verticillus</i>	55,7	*	D	6	-	2	-	-	-
<i>Aegopinella ressmanni</i>	52,1	*	D	8	-	6	1	-	3
<i>Pagodulina pagodula</i>	50,0	ns	E	1	-	-	-	-	-
<i>Cochlodina fimbriata</i>	50,0	ns	E	1	-	-	-	-	-

3. függelék. Folytatás.

Faj	IndVal jellemzők ^a		Területi csoport ^b					
	%	p	1	2	3	4	5	6
<i>Pseudofusus varians</i>	50,0	ns	1	-	-	-	-	-
<i>Macrogastra densestriata</i>	50,0	ns	1	-	-	-	-	-
<i>Chilostoma planospira</i>	100,0	*	2	-	-	-	-	-
<i>Pomatias elegans</i>	28,6	ns	2	-	2	1	-	-
<i>Aegopinella nitens</i>	83,3	ns	2	-	2	-	-	-
<i>Trichia striolata</i>	63,6	ns	2	1	2	-	1	-
<i>Cochlicopa nitens</i>	58,8	ns	2	1	3	1	-	-
<i>Monachoides vicina</i>	100,0	*	-	8	-	-	-	-
<i>Ruthenica filograna</i>	82,9	*	-	7	1	-	-	-
<i>Bulgarica cana</i>	49,6	*	-	5	2	-	-	-
<i>Helix lutescens</i>	47,7	*	-	6	-	1	1	2
<i>Vertigo substriata</i>	37,5	*	-	3	-	-	-	-
<i>Perforatella dibothrion</i>	50,0	ns	-	3	-	-	-	-
<i>Pomatias rivulata</i>	44,4	ns	1	1	-	-	-	-
<i>Cochlodina orthostoma</i>	100,0	*	-	4	-	-	-	-
<i>Oxychilus orientalis</i>	100,0	*	-	4	-	-	-	-
<i>I. isognomostoma</i>	93,2	*	2	4	-	-	-	-
<i>Faustina faustina</i>	93,1	*	-	4	-	1	-	-
<i>Macrogastra latexstriata</i>	80,7	*	-	6	-	-	-	-
<i>Hygromia transsylvanica</i>	67,9	*	-	4	-	1	-	-
<i>Cochlodina cerata</i>	66,7	*	-	5	1	-	-	-
<i>Oxychilus depressus</i>	52,9	*	-	3	2	-	-	-

3. függelék. Folytatás.

Faj	IndVal jellemzők ^a		Tertületi csoport ^b						
	%	p	fajcsoport	1	2	3	4	5	6
<i>Trichia unidentata</i>	43,0	*	J	3	4	4	-	1	-
<i>Trichia lubomirskii</i>	100,0	*	K	-	2	-	-	-	-
<i>Balea stabilis</i>	33,3	ns	K	-	2	-	-	-	-
<i>Discus ruderatus</i>	30,8	ns	K	-	2	-	-	-	-
<i>Clausilia cruciata</i>	92,3	*	L	1	2	-	-	-	-
<i>Vestia turgida</i>	61,5	*	L	-	4	-	-	-	-
<i>Spelaeodiscus triarius</i>	50,0	ns	L	-	1	-	-	-	-
<i>Phenacolinax annularis</i>	50,0	ns	L	-	1	-	-	-	-
<i>Chondrina clienta</i>	41,9	*	L	-	3	6	2	-	-
<i>Pupilla triplicata</i>	70,0	*	M	2	3	7	6	1	-
<i>Truncatellina claustralis</i>	68,9	*	M	2	5	8	6	-	-
<i>Truncatellina callicratis</i>	66,7	*	M	-	-	5	5	-	-
<i>Zebrina detrita</i>	61,2	*	M	2	4	8	6	4	1
<i>Sphyradium dolioleum</i>	67,3	*	N	4	5	8	3	1	1
<i>Discus rotundatus</i>	65,4	*	N	3	3	7	-	-	-
<i>Orcula dolium</i>	40,0	*	N	-	3	6	2	1	1
<i>Acicula polita</i>	64,0	*	O	1	5	4	-	-	-
<i>Macrogastra plicatula</i>	61,3	*	O	1	2	5	-	-	-
<i>Pyramidula rupestris</i>	58,5	*	O	-	3	6	-	-	-
<i>Vertigo alpestris</i>	52,6	*	O	-	4	5	1	-	-
<i>Bulgarica vetusta</i>	51,1	*	O	-	4	3	-	-	-
<i>Cepaea nemoralis</i>	49,9	*	O	8	-	6	3	1	2

3. függelék. Folytatás.

Faj	IndVal jellemzők ^a		Területi csoport ^b						
	%	p	1	2	3	4	5	6	
<i>Clausilia parvula</i>	46,7	*	O	1	-	2	-	-	-
<i>Balea perversa</i>	53,3	ns	P	-	2	4	-	-	-
<i>Trichia fllicina</i>	62,9	*	Q	2	1	4	-	-	-
<i>Acicula banatica</i>	50,0	ns	Q	-	-	1	-	-	-
<i>Trichia erjaveci</i>	38,9	ns	Q	2	-	3	1	2	2
<i>Cecilioides petitiiana</i>	39,6	ns	R	3	2	5	2	-	2
<i>Vestia gulo</i>	59,3	ns	S	-	1	-	1	-	-
<i>Helicigona banatica</i>	35,3	ns	T	-	2	-	-	2	1
<i>Hygromia kovacsi</i>	35,0	ns	U	-	-	-	-	-	2
<i>Oxychilus hydaticus</i>	27,8	ns	U	-	-	-	1	1	1

^aA fajok IndVal értékei (%) a 13. ábrán feltüntetett területi csoportokra jellemzők a csoport oszlopban megadott betűjelek (A-U) szerint. Az IndVal értékek szignifitacsiáját 1000 véletlenszerű iteráció alapján számoltam. *: $p < 0,05$, ns. nem szignifitacsiás.

^bA területi csoportok a 13. ábra bekarikázott számozását követik. A táblázatban szereplő adatok azt mutatják, hogy hány összevont UTM cellából volt a fajnak előfordulási adata.