Szent István Egyetem
Környezettudományi Doktori Iskola

Vezetője: Dr. Heltai György
egyetemi tanár, az MTA doktora

Tájökológia és Természetvédelem tudományági részterület

Vezetője: Dr. Kiss István
egyetemi docens, Ph.D.

Témavezető: Dr. Báldi András
főigazgató, az MTA doktora

Külső konzulens: Dr. Korsós Zoltán
főmuzeológus, a biológia tudomány kandidátusa

Konzervációbiológiai kutatások a magyarországi -populációkon (Squamata: Colubridae: *Dolichophis caspius)*

A Doktori Iskola

Megnevezése : Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola

Tudományága: Környezettudomány

Vezetője: **Dr. Heltai György**
az MTA doktora, tanszékvezető, egyetemi tanár
SZIE Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Környezettudományi Intézet
Kémia és Biokémia Tanszék

Témavezető: **Dr. Báldi András**
az MTA doktora, főigazgató
MTA Ökológiai Kutatóintézet

Külső konzulens: **Dr. Korsós Zoltán**
a biológia tudomány kandidátusa, főmuzeológus
MTM Állattár

……. …….

Az iskolavezető aláírása **A témavezető aláírása**

Tartalomjegyzék

Tartalomjegyzék ... 3
1. Bevezetés ... 5
2. Irodalmi áttekintés ... 7
2.1. A Coluber génusz európai fajainak taxonómiai revíziója ... 7
2.2. A Dolichophis caspius elterjedési területe ... 8
2.3. Habitatpreferencia ... 11
2.4. Fluktuáló aszimmetria ... 12
2.5. A haragos sikló posztglaciális elterjedési képét meghatározó tényezők ... 14
2.6. Molekuláris módszerek ... 16
3. Anyag és módszer ... 21
3.1. A haragos sikló magyarországi élőhelyeinek feltérképezése ... 21
3.2. Habitatpreferencia ... 22
3.3. Fluktuáló aszimmetria ... 24
3.4. Az egyes élőhelyeket veszélyeztető tényezők feltárása ... 27
3.5. Mintavételezés és alkalmazott molekuláris módszerek ... 28
3.5.1. Vérvétel eleven példányokból ... 28
3.5.2. Szövetmintavétel elhullott példányokból ... 29
3.5.3. Szövetminta vétele közgyűjteményi példányokból ... 30
3.5.4. Terepen talált levedlett pikkelyingek konzerválása ... 31
3.5.5. DNS-izolálás szövetmintákból ... 33
3.5.6. Alkalmazott molekuláris eljárások ... 34
4. Eredmények ... 39
4.1. Egykori és récens haragossikló-élőhelyek Magyarországon ... 39
4.1.1. Budai-hegység ... 39
4.1.2. Dunaújváros ... 48
4.1.3. Dunaföldvár ... 49
4.1.4. Bölcske és Madocsa közti területek ... 51
4.1.5. Paks és Dunakömlőd ... 51
4.1.5. Dunaszekcső ... 53
4.1.6. Szársomlyó ... 53
4.2. Habitatpreferencia ... 55
4.3. Fluktuáló aszimmetria ... 59

4.4. Az egyes élőhelyeket veszélyeztető tényezők feltárása 63
4.5. Genetikai vizsgálatok 64
4.6. Új tudományos eredmények 72
5. Konklúziók, eredmények megvitatása 75
5.1. A hazai haragossikló-állományok elterjedési képe 75
5.2. Habitatpreferencia 75
5.3. Fluktuáló aszimmetria vizsgálata 77
5.4. Aktuális élőhelyek és védelmi javaslatok 78
5.5. Genetikai kapcsolatok a hazai és külföldi állományok között, rekolonizációs utak 81
6. Összefoglalás 85
7. Summary 87
M1. Irodalomjegyzék 89
M2 A kutatási időszak alatt gyűjtött illetve felhasznált haragos sikló szövetminták főbb adatai. 103
M3 Újlaki téglagyár és környezetének áttekintő térképei 106
M4 A Sas-hegy és környezetének áttekintő térképei 113
M5 A Budaörsi kopaszok, Csíki-hegyek áttekintő térképei 120
M6 A terepbejárások során begyűjtött és a Magyar Természettudományi Múzeumnak átadott pikkelyingek táblázata 127
M7 Az egyes magyarországi haragossikló-élőhelyek veszélyeztetettségét bemutató táblázat 129
Köszönetnyilvánítás 131

1. Bevezetés

A haragos sikló *(Dolichophis caspius)* egészen a XX. század végéig Magyarország egyik legkevésbé ismert hüllőfaja volt. Jóllehet a faj magyar nevét etológiai megfigyelésekre alapozva kapta, sem biológiájáról, sem életmódjáról, de még pontos Kárpát-medencei elterjedéséről sem rendelkeztünk egyértelmű és megbízható adatokkal. Szerény ismeretünk nem csupán a haragos sikló rejtőzködő életmódjának volt köszönhető, de élőhelyeinek gyakran nehéz megközelíthetősége és a faj nehéz terráriumi tartása sem könnyítette meg a faj iránt érdeklődő herpetológusok adatgyűjtését. Az első hiánypótló dolgozat, amely a fokozottan védett Szársomlyó herpetofaunáját mutatja be, részben a haragos sikló legnagyobb hazai populációjának leírásával is foglalkozott (DUDÁS 2001). Mivel a haragos siklóra is kidolgozásra került egy a KvVM által koordinált fajmegőrzési terv (BAKÓ, BELLAAGH 2004), amely alapját képezi az egyes állományok védelmi koncepciójának, végrehajtásához, a faj élőhelyeinek rekonstrukciójához illetve hathatós védelméhez, a munka megalapozásához elengedhetetlenül szükségessé vált a faj élőhelyi igényeinek alaposabb elemzése.

A közép-európai, így a hazánkban található haragossikló-állományok pontos taxonómiai helyzete - amelynek megállapítására több, molekuláris genetikai módszereken alapuló vizsgálat is irányult (NAGY *et al.* 2004) – egészen a közelmúltig is vitákra adott okot. Az elmúlt közel ötven évben a Magyarország területén is ismeretes haragos sikló faji és nemi szintű revíziókon esett át. Látható tehát, hogy nemcsak a faj rendszertani besorolása, de még a hazai és az országtól délre eső területeken, a Balkán-félszigeten és Kis-Ázsiában élő állományok közötti kapcsolat sem volt tisztázott.

A haragos sikló Magyarországon található állományai a faj legnyugatibb és egyben egyik legészakibb populációi, amelyek a mediterrán és sztyeppi térségekben, a Balkán-félszigeten és Kis-Ázsiában található törzsállománytól az utolsó glaciálist követő diszperzió során juthattak el a Kárpát-medencébe. Az egyes hazai populációk ezt követően, élőhelyeik fokozatos fragmentálódásának következtében izolálódhattak egymástól.

A faj korábbi, Magyarország területéről ismert természetes élőhelyei az elmúlt 100 év során fokozatosan eltűntek vagy feldarabolódtak, helyüket az egyre növekvő települések, valamint agro-ökoszisztémák és egyéb megváltozott környezeti feltételeket kínáló élőhelyek váltották fel. A megmaradt élőhelyek megóvásához mind inkább szükségessé vált az egyes élőhelyeket veszélyeztető tényezők összesítése is, amely a faj

élőhelyi igényének ismeretével társulva kiemelkedően fontos bemenő adata az egyes élőhelyekre kidolgozandó területkezelési koncepcióknak.

Az eddig kifejezetten szűk környezeti toleranciájúnak tartott haragos sikló az elmúlt években új, eddig nem ismert lelőhelyekről került elő. Ezek a lelőhelyek korábbi, feltételezhetően nagyobb kiterjedésű élőhelyek fragmentumai, amelyek urbanizált és a mezőgazdaság által használt területek mátrixában elhelyezkedő refúgiumoknak tekinthetők. Feltételezve, hogy a récens élőhelyek egy egykori nagyobb kiterjedésű élőhely maradványai, nemcsak a Budai-hegységben, de az újonnan felfedezett paksi állomány lelőhelyének közelében is indokolttá vált a hasonló környezeti feltételeket nyújtó, potenciális élőhelyfoltok felderítése.

A haragos sikló 1995-óta szerepel a Berni Egyezmény II. listáján, valamint az Európai Unió Élőhelyvédelmi Direktívájának IV. függelékében. Hazánkban fokozottan védett faj, természetvédelmi értéke 500 000 Ft.

A fent említett ismeretek hiányosságának következtében munkám alapvető célkitűzése volt, hogy hazánk egyik legkevésbé ismert és egyik legritkábbnak tartott hüllőfajáról, a haragos siklóról új, a tudomány és a gyakorlati természetvédelem számára is hasznos információkkal szolgáljak.

Munkám megkezdése előtt tehát célul tűztem ki,

- dolgozatomban egyesíteni a Magyarországon található egykori és récens haragossikló-állományokról szóló, mind szakirodalmi, mind terepi kutatásaink során gyűjtött ismereteket, ezzel a faj hazai elterjedését aktualizálni,
- meghatározni, azokat a természetes élőhelyi paramétereket, amelyek a haragos sikló adott területen való előfordulását előre jelezhetik,
- a legnagyobb hazai haragossikló-populáció fejlődési stabilitásáról, természetességi állapotáról, életminőségéről számszerű információkat adni,
- feltárni a magyarországi haragossikló-élőhelyeket veszélyeztető természetes és antropogén hatásokat, javaslatokat megfogalmazni az egyes élőhelyek hathatós megőrzésének érdekében,
- molekuláris genetikai módszerek segítségével feltárni az egyes hazai haragossikló-populációk közötti genetikai kapcsolatokat, amelyek segítségével a faj Kárpát-medencei kolonizációs útvonalára, elterjedés-történetére leírható.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. A *Coluber* génusz európai fajainak taxonómiai revíziója

Európában talán nincs még egy ennyire vitatott taxonómiai helyzetű sikló „csoport”, mint az egykori *Coluber* (sensu lato) génusz. A legutóbbi molekuláris genetikai vizsgálatok alapján (NAGY *et al.* 2004) a Magyarországon élő, egykor *Coluber* (s.l.) *caspius* (GMELIN, 1789) tudományos néven számon tartott hüllőfaj aktuálisan a *Dolichophis* génuszba sorolandó.

A *Coluber* (s.l.)- génusz (FITZINGER, 1843) nevet, amelynek megalkotásakor a típusfaj a *Coluber constrictor* (LINNAEUS, 1758) volt, jelenleg az egykori csoport újvilági fajaira alkalmazzák. A *Coluber* génusz megalkotásakor tehát az nem csupán az óvilági, hanem számos újvilági siklófajt is magába foglalt, akárcsak típusfaját a *Coluber contrictort* is. INGER és CLARK (1943) e *Coluber* (s.l.) génuszt morfológiai jellemzők alapján öt csoportra; a *Coluber*, *Masticophis*, *Zamenis*, *Platyceps* és *Hemorrhois* csoportokra osztotta, ekkor a haragos sikló a *Zamenis* nemzetségbe került. Ezt a morfológiai bélyegeken alapuló taxonómiai átcsoportosítást a későbbiekben független munkák nem erősítették meg, így a hazánkban is előforduló haragos siklót a tudomány hosszú ideig a *Coluber jugularis caspius* néven említette (LUKÁCS 1956, DELY 1978, KEREK, VARGA 1989, MAJER 2000).

Az óvilági siklók esetében korábban alkalmazott *Coluber* (s.l.) génusz ismételt revíziója következtében a korábban a *Coluber caspius* és *C. jugularis* fajok alfajaiként számon tartott (*C. c. caspius, C. c. schmidti, C. j. asianus, C. j. jugularis és a C. j. cypriacus)* fajok (ZINNER 1972) a *Hierophis* génuszba kerültek.

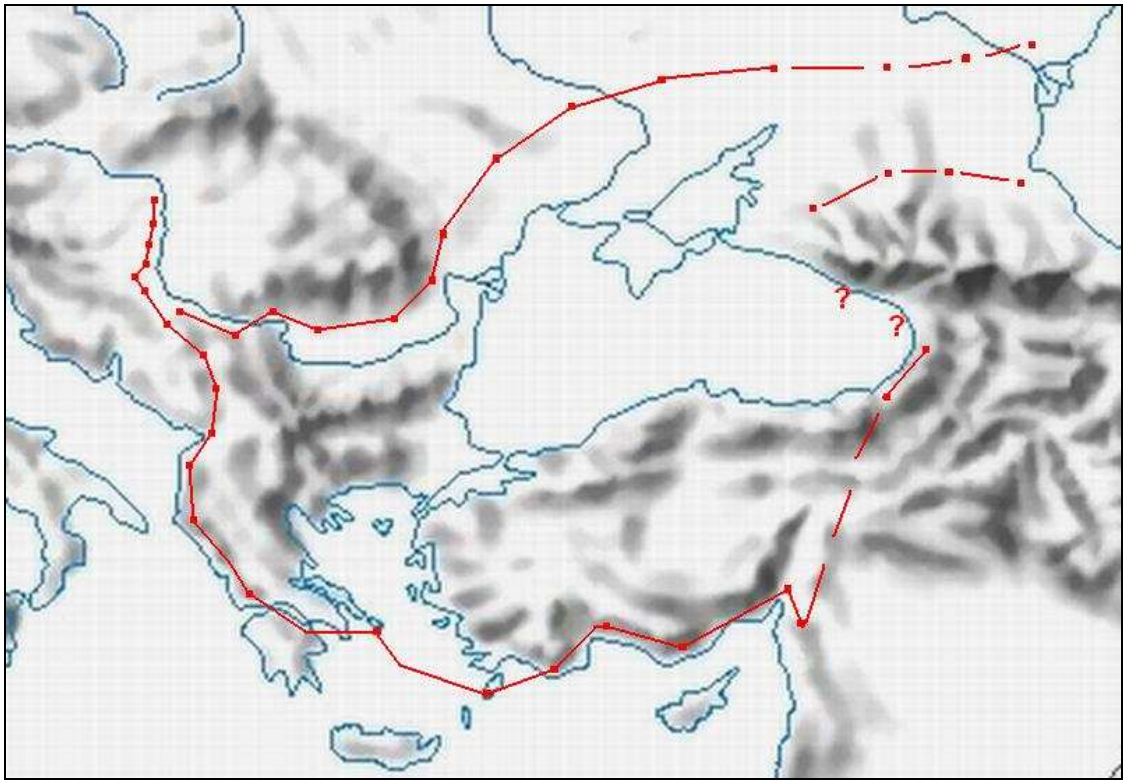
Később a *Coluber (Hierophis) caspius schmidti* és a *Coluber (Hierophis) jugularis cypriensis* alfajokat morfológiai és anatómiai vizsgálatok alapján faji szintre emelték SCHÄTTI (1988).

További, az egykori *Coluber* (s.l.) génusz fajain végzett, részben morfológiai de már részben genetikai vizsgálatok alapján megerősítést nyert a *Hemorrhois* és a *Platyceps génusz* létjogosultsága, egyúttal felmerült a lehetősége a *Hierophis* génusz parafiletikus voltának is (SCHÄTTI, UTIGER 2001). SCHÄTTI is több (1988, 2001) dolgozatában javaslatot tesz a *Coluber* (s.l.) génusz név helyett a *Hierophis* használatára az óvilági siklók esetében.

NAGY *et al.* (2003, 2004) vizsgálatai alapján a parafiletikus *Hierophis* génuszt három monofiletikus „utód-génuszra” javasolja bontani. Vizsgálatai alapján a *Hierophis* génusznévvel fennmaradó „csoportba” a *Hierophis viridiflavus* és a *H. gemonensis* fajok tartozhatnak. Szintén egy monofiletikus csoportot alkotnak a keleti-mediterráneumban és Ázsiában honos *Hierophis* (s.l) fajok, a *H. jugularis*, *H. caspius*, *H. schmidtii*, *H. gyarosensis* és a *H. cypriensis* fajok, amelyekre javasolja a *Dolichophis* (GISTEL, 1868) génusznév alkalmazását. Az egykori *Hierophis* (s.l.) génuszban számontartott *Eirenis* fajokra az önálló, monofiletikus *Eirenis* (törpesiklók) génusznév bevezetését javasolja.

2.2. A *Dolichophis caspius* elterjedési területe

A haragos sikló elterjedési területe (1. ábra) Kis-Ázsiára, ezen belül is Törökországra, valamint a Balkán-félszigetre, az égei-tengeri szigetvilágra és Európa délkeleti térségeire esik (ARNOLD, BURTON 1978, KREINER 2007).



1. ábra: A haragos sikló elterjedési területe (Zinner 1972, Schätti 1988 és saját adatok alapján) – nem szögtartó térkép vetület

Törökország területén, északkeleten egészen a Kaukázus vonulatáig elterjedt. Megtalálható továbbá a faj a Balkán-félszigettől északra Bulgáriában a Pirin- és a Rodope-hegységben, a Balkán-hegyvidéken valamint a Budai-hegyekben és ettől délre eső területeken és a Fekete-tenger partvidékének egyes részein (ZINNER 1972) is. Latin fajnevének megfelelően Ukrajna déli területein és Kalmükföldön is előfordul egészen a Kaszpi-tenger északnyugati partvidékéig (TABACHISHINA *et al.* 2006). A haragos sikló megtalálható Románia és Moldávia területén is, nagyobb egyedszámú populációkkal az Almási-hegység déli részén, a román alföld északnyugati peremvidékén (COVACIU-MARCOV, DAVID 2010) a Duna-delta vidékén és Dobrudzsában találkozhatunk (KRECSÁK *pers. comm.*, MIRCEA-DRAGOMIR 2002). Találkozhatunk a fajjal Albániában is, és gyakorinak számít Montenegró, Macedónia és Szerbia (KRČMAR *et al.* 2007) területén. A Magyarországhoz legközelebb eső haragossikló-populáció a bánsági Kiskőszeg (Batina) és Pélimonostor (Beli Manastir) települések környékén található (KLETEČKI *et al.* 2009).

A magyarországi haragossikló-állományokról a Budai-hegyek területéről az első írásos, tudományos igényű feljegyzés 1825-ben született Frivaldszky Imre tollából. Ettől kezdve több, máig jól azonosítható élőhely került leírásra (FRIVALDSZKY 1865, MARGÓ 1879, BOLKAY 1913, SZUNYOGHY 1932, FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943).

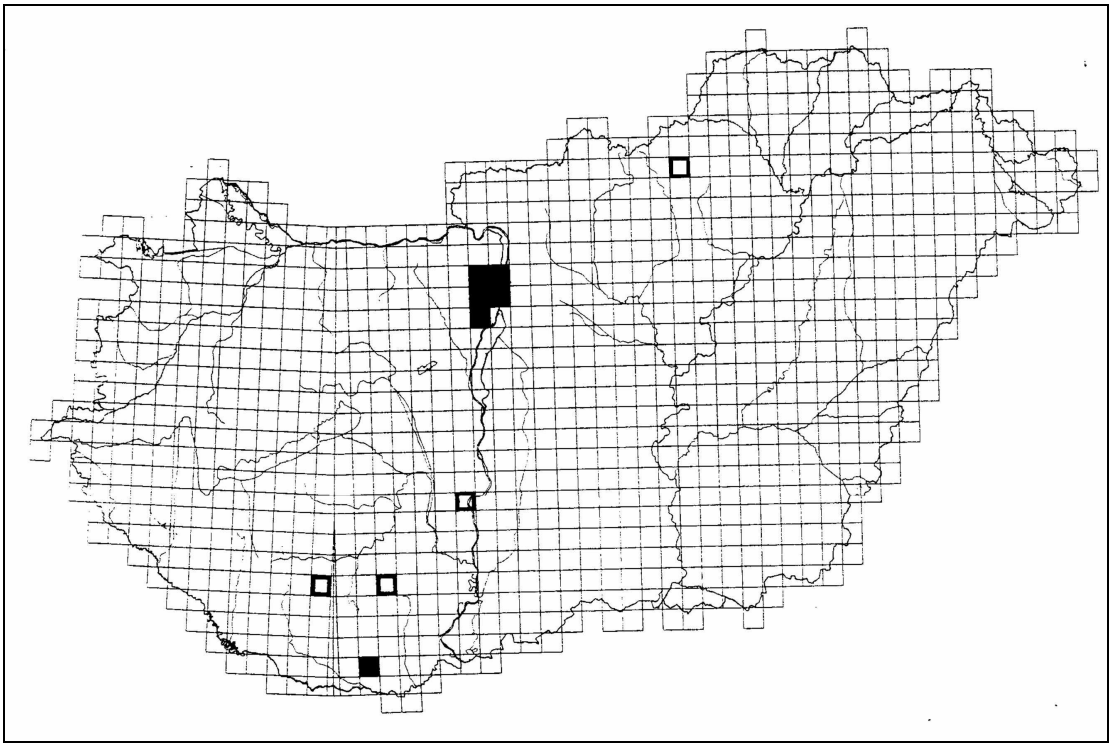
A haragos sikló bizonyított előfordulása Magyarország területén a közelmúltig csak két területről, a Budai-hegység egyes pontjairól és a Villányi-hegységhez tartozó Szársomlyóról volt ismeretes (DELY 1997) (2. ábra).

A többi előfordulási adat erősen megkérdőjelezhető, mivel csupán egyszeri észleléseken alapulnak és az említett lelőhelyekről származó bizonyító példányokat közgyűjteményekben sem találhatunk.

Az egyik ilyen feltételezett lelőhely a Bükk-hegységben Szarvaskő közelében a Margit-forrás mellett található (LUKÁCS 1956).

A haragos sikló mecseki előfordulásáról REUTER (1941) tesz említést. Az általa leírt *Coluber/Zamenis gemonensis* LAURENTI mellett a Mecsek területén honosnak tartja annak egy gyakran teljesen sárgás színű alfaját, amelyet *Coluber jugularis caspius* GMELIN = *Zamenis gemonensis* LAUR. var *caspius* IWAN tudományos néven jelöl meg is. Az 1941 óta eltelt időszakban bizonyító példány a hegység területéről nem került elő. A terület herpatofaunájának aktualizálását célzó legfrisebb összefoglalóban Trócsányi és munkatársai a haragos sikló jelenlétét, – figyelembe véve a korábbi szakirodalmi utalásokat, Dely 1997-es dolgozatával egybehangzóan – továbbra sem tartják bizonyítottnak a Mecsek-hegységből (TRÓCSÁNYI *et al.* 2007).

A haragos sikló zselici megjelenéséről KEREK és VARGA (1989) cikkében találunk leírást. A Bőszénfa közelében talált, erősen sérült példány azonban nagy valószínűséggel egy más területen befogott és terrárium tartása során „megunt” példány lehetett, amelyet egykori tulajdonosa ezen a területen engedett szabadon. Mindhárom észlelés bizonytalanságát DELY (1997) dolgozatában részletezi.



2 ábra: A haragos sikló magyarországi előfordulásait bemutató UTM-térkép az 1990-es években (Dely 1997)
(■ = bizonyított előfordulások, □ = nem bizonyított előfordulások)

Az 1800-as évek végétől az urbanizáció következtében fokozatosan csökkenő területű budai élőhelyekről a haragos sikló egyre ritkábban került elő. A hazánk déli határvidékén található szársomlyói állomány a felfedezésének idejétől stabilnak tűnik. A közelmúltban egy új területtel gyarapodott a haragos sikló magyarországi élőhelyeinek száma. A paksi téglagyár területén Traser Györgyék 2000-ben találtak először egy elgázolt haragossikló-példányt (KORSÓS *et al.* 2002). Hogy e felfedezésnek volt előjele, arra bizonyíték SZUNYOGHY (1932) közleménye, amely Kormos Tivadar által gyűjtött csontleleteket tanulmányozva beszámol a haragos sikló paksi szubfosszilis előfordulásáról.

Szomorú, de kétségtelen tény, hogy az elmúlt közel száz évben az egyre gyorsuló urbanizáció és a természetes élőhelyek átalakításának természetvédelmi szempontból a rákosi vipera *(Vipera ursinii rakosiensis* Méhely, 1893*)* után (ÚJVÁRI *et al.* 2000) az egyik

legnagyobb hazai vesztesei a haragossikló-állományok voltak (DELY 1997, TÓTH 2002). E kijelentést alátámasztandóan meg kell jegyezni, hogy az 1940-es évektől napjainkig - köszönhetően elsősorban a főváros terjeszkedésének - a haragos siklónak szinte a teljes budai-hegységi állománya a kipusztulás közelébe került, így a közelmúltig Magyarország területéről csak egyetlen stabil, életképes hazai populációról volt tudomásunk, a Szársomlyó területén.

2.3. Habitatpreferencia

Az egyes fajok habitat választásának sajátosságai, ökológiai igényeinek feltérképezése a konzervációbiológiai egyik alapkérdése, amelynek megválaszolása a restaurációs ökológia és gyakorlati természetvédelem számára egyaránt nélkülözhetetlen alapinformációkat szolgáltat (BALDWIN *et al.* 2006). A természetes, emberi befolyásoltságtól mentes habitatokban végzett preferencia-vizsgálatok alapján az egyes fajok degradált élőhelyei restaurálhatók.

A nagy térigényű, agilis siklófajok habitat választásával kapcsolatosan a többi hüllőcsoporttal (kis területigényű gyíkok, lassú mozgású viperafajok) ellentétben direkt vizsgálatokat végezni igen nehéz. Az ilyen vizsgálatok *ex situ* végrehajtása az egyedek térigénye miatt terráriumi körülmények között gyakorlatilag lehetetlen. Éppen ezért az ilyen fajok esetében az egyedek megfigyelési helyének részletes habitatszerkezeti leírása és annak random kijelölt területetekkel való összevetése vezethet a faj habitat iránti preferenciájának közvetett megismeréséhez (MOSKÁT *et al.* 1993).

Az eddig publikált *in situ* habitatpreferencia vizsgálatok elsősorban rádiotelemetriás módszerek segítségével (pl. MOORE, GILLINGHAM 2006) az egyes fajok termoregulációjának és mikrohabitat választásának összefüggéseit vizsgálták. Ezeket, az állatorvosi beavatkozást is igénylő vizsgálatokat ritka kivételektől eltekintve (pl. ÚJVÁRI, KORSÓS 1997, NILSON *et al* 1999) általában gyakori előfordulású fajokon (pl. *Elaphe obsoleata obsoleata, Lampropeltis triangulum, Sistrurus catenatus*), természetvédelmi szempontból nem veszélyeztetett populációkon végezték (BOULIN-DEMERS, WHEATHERHEAD 2001, ROW, BOULIN-DEMERS 2006).

Látható tehát, hogy hüllőfajok habitatpreferenciájával kapcsolatos kutatásokat mind *ex situ* (pl. FROESE 1978), mind *in situ* módszerekkel lehet végezni. Természetesen

esetünkben a haragos sikló fokozottan védett státusza, valamint rejtőzködő életmódja miatt a közvetett *in situ* vizsgálatok jöhettek számításba.

A haragos sikló hazai elterjedési területeinek jellemzése is elsőként FRIVALDSZKY (1865) munkájához köthető, amikor igen szűkszavúan annyit ír, hogy a haragos sikló többek között az óbudai hegyek déli lejtőin nagyobb kőrakások vagy sziklatömbök alatt fordul elő. A faj déli elterjedési területéről DELY (1997) közöl rövid leírást, amikor a Villányi-hegység egy részének vegetációját – terület megjelölés nélkül – napsütésnek erősen kitett, karsztos, dolomitos, csaknem kopár, törpe növésű karsztbokor erdőkkel tarkított területként jellemzi. A haragos sikló szársomlyói élőhelyéről DUDÁS (2001) ad részletes leírást, amely értelmében a haragos sikló a napsütötte, erősen felmelegedő, bokros, sziklakibúvásos hegy- és domboldalakat kedveli. Haragos siklóval a Szársomlyó karsztbokorerdőkkel *(Inulo spiraeifoliae – Quercetum pubescentis)* borított területein valamint a szárazabb mészkőszikla és hasadékgyep társulások *(Sedo sopianae Festucetum dalmaticae et Aslepio ruta-murariae – Melicetum ciliatae)* területein találkozhatunk. A szársomlyó élőhelyre illetve a hegy déli oldalának legnagyobb részére jellemző továbbá, hogy rengeteg szikla, kő és kőzúzalék borítja. A terület éghajlati szempontból legjellemzőbb adottsága a napsugárzás erőssége és az azt kísérő magas hőmérséklet, a napsütéses órák száma meghaladja a 2000 órát. Az igen erős párolgás miatt a nyári időszakban a relatív páratartalom csupán 7-9% között ingadozik. A csapadék éves átlaga nem éri el a 700 mm-t.

2.4. Fluktuáló aszimmetria

A kétoldali szimmetriát mutató fajok esetében előforduló aszimmetriák (fluktuáló, irányított és antiszimmetria) hátterében több tényező is állhat. Az egyes populációkban mérhető fejlődési instabilitás a populáció egyedeinek ontogenezise során fellépő egyedfejlődési zaj és az egyedekre, illetve a populáció genetikai potenciáljára jellemző fejlődési stabilitás eredője (PALMER 1994).

Az irányított aszimmetria esetében a kétoldali szimmetriát mutató egyedek valamelyik oldalán bizonyos, mindkét oldalon jelen lévő karakterek mennyiségileg különböznek egymástól. Ez a jelenség jól detektálható azzal, hogy a két oldalon számolt / mért bélyegek mennyiségének középértéke rendszeresen szignifikánsan eltér egymástól.

Az antiszimmetria az aszimmetriának az az esete, ahol az egyedek két oldala között kimutatható a különbség, azonban, hogy melyik oldalnak nagyobb a fejlettsége, az az adott fajon belül, illetve egyes populációk között teljesen eltérő is lehet.

A fluktuáló aszimmetria (FA) egy adott bélyeg nem irányított eltérése a teljes szimmetriától, amely egy populációban normál eloszlást mutat nulla átlaggal, viszont ezen belül populációnként eltérések figyelhetők meg (VAN VALEN 1962, PALMER 1994).

Ezek a morfológiai eltérések visszavezethetők részben genetikai, valamint környezeti stresszre is (CADÉE 2000). A fluktuáló aszimmetria genetikailag meghatározott és örökölhető hátterének mértéke általában igen kicsi, és pontos mérése, meghatározása meglehetősen bonyolult feladat (LEAMY 1997, LEAMY, KLINGENBERG 2005). Genetikai eredete lehet abban az esetben is, ha egy populáció effektív egyedszáma a kritikus szint alá csökken, aminek következtében a fejlődési rendellenességek fenotípusos megnyilvánulása gyakoribbá válhat. Az egyes kis egyedszámú populációk beltenyésztettségének fokozódásával nemcsak az egyedeken megnyilvánuló karakterek fenotípusos aszimmetriája növekedhet, hanem ezzel egyidejűleg az egyedek fitnesze is csökkenhet (ROLDAN et. al 1998, STIGE *et al.* 2006). Fluktuáló aszimmetriát indukáló környezeti tényező lehet az emberi környezethasználat hatására végbemenő közvetlen vagy közvetett élőhely-átalakítás okozta stressz is. A természetvédelmi biológia egyik legnehezebb feladata azonosítani a stresszhatás alatt álló populációkat még azelőtt, hogy a populációra ható stressz-tényezők visszafordíthatatlan káros hatást gyakoroljanak az adott állományokra. Az egyes állományok, egyedek fitnesszében (fekunditás, túlélés stb.) történő változások közvetlen mérése gyakran igen nehéz és költséges feladat. Azonban az egyedek azon képességét (fejlődési stabilitását), amely a normális fejlődését biztosítja a rá ható környezeti / genetikai stressztényezőkkel szemben, gyakran tekintik az egyedre jellemző fitnesz szerves részének (CLARKE 1995).

Egy zavart élőhelyen előforduló egyed energiájának jelentős részét a környezeti stressz leküzdésére kell fordítania, így a fejlődésre, növekedésre vagy fajfenntartásra jóval kisebb hányad jut, csökken ez egyedek fitnesze (MOLLER 1997). Az egyedfejlődési potenciál jelentős része kihasználatlan maradhat, ami az adult egyedek csökkent testméretében is megnyilvánulhat (LEUNG *et al.* 2000). A megnövekedett fejlődési instabilitás, amely a FA számításán keresztül detektálható, pozitív korrelációban áll a fitnesz csökkenésével (SELIGMANN *et al.* 2008). Az aszimmetriát mutató bélyegekből számított indexek alapján következtethetünk a vizsgált populációk fejlődési instabilitására és ezzel közvetve az egyes élőhelyeken ható környezeti stressznek a vizsgált populációra

gyakorolt hatására. A fluktuáló aszimmetria értékek önmagukban nem értelmezhető mennyiségi értékek, azonban a vizsgált populációkban mért illetve számított értékek egymással összevetve jó tájékoztatást nyújtanak arra vonatkozóan, hogy az egyes, eltérő élőhelyi adottságok között élő populációkra az élőhelyeken megnyilvánuló környezeti stressz mekkora, fenotípusosan is megnyilvánuló hatást gyakorol.

2.5. A haragos sikló posztglaciális elterjedési képét meghatározó tényezők

A Balkánon és Kis-Ázsiában is honos haragos sikló elterjedési képének kialakulása során igen fontos szerepet játszhat az a földtörténetileg a jégkorszaknál korábbra (10 – 12 millió év) datált időszak, amely során az egykor összefüggő Égei térség kisebb szigetekre szakadozott (DERMITZAKIS, PAPANIKOLAOU 1981). Hozzávetőleg 6,5 – 5,2 millió évvel ezelőtt az Égei-tenger kiszáradt (HSU 1972), ami lehetővé tette a korábban izolált szigetek között az egyes terresztris hüllőfajok vándorlását is.

A Kárpát-medencét jelenleg is benépesítő legtöbb élőlénycsoport, így a hüllők számára biológiájuk következtében a jégkorszak túlélhetetlen környezeti feltételeket teremtett. A jégkorszak előtt Közép-Európában honos élőlénycsoportok a térség lehűlésével párhuzamosan kihaltak, illetve a déli, melegebb ún. refúgium-területekre húzódtak vissza. E refúgiumok a pleisztocén időszak alatt jellemzően a Balkán-félsziget északi részén (ponto-kaszpi), az Appennin-félszigeten (mediterrán) és az Ibériai-félszigeten helyezkedtek el (HEWITT 1999). A Kárpát-medence fajainak mai elterjedési térképét kettős folyamat eredményezte: egyrészt a jégkorszak utáni felmelegedéssel párhuzamosan megkezdődött a délebbi refúgiumokból való visszatelepedés, másrészt a hidegebb időszakokban nagyobb elterjedéssel rendelkező fajok egyre inkább kiszorultak a medencéből (SCHMITT 2007). A pleisztocén-holocén átmeneti időszakra jellemző kárpát-medencei hüllőfauna rekonstrukciójához a fosszilis adatok jelenthetnek segítséget. A felső pleisztocén Riss-Würm interglaciális során a *Testudo graeca* előfordulását bizonyították a Kárpát-medence területén. A későbbi interglaciálisok során megjelent a *Vipera aspis* és a *Macrovipera lebetina* is a területen, a jégkorszak végén azonban már csak a jelenleg is megtalálható vipera-félék, a *Vipera berus* és a *V. ursinii* formakör mutatható ki a Kárpát-medencéből (SZYNDLAR, RAGE 2002). A középső és felső Würm interglaciálisban hüllők nem fordultak elő a Kárpát-medence területén. Az eljegesedés visszahúzódásával párhuzamosan, hozzávetőleg 13-10 ezer évvel ezelőtt megkezdődött a tundra jellegű

vegetáció észak felé történő visszahúzódása, felváltotta a füves majd erdős pusztai jellegű sztyeppvegetáció. A jégkorszak végén a jelenleg is megtalálható hüllőfajok közül a területen a *Zootoca vivipara* bizonyítottan előfordult (KORSÓS 2007). A fokozatos felmelegedés során később megjelentek a *Bufo* fajok és egyre gyakoribbá váltak a Kárpát-medencében a *Lacerta* fajok is, valamint megjelent a *Rana temporaria* is (KORDOS 1981). A későbbiekben hozzávetőleg 8-6 ezer évvel ezelőtt jelentek meg a *Pelobates* fajok, majd 5 ezer évvel ezelőtt a *Salamandra* fajok is mind gyakoribbá válták a területen.

Az egyes refúgiumokból történő (re)kolonizációs utakkal kapcsolatosan több vizsgálat is folyt a közelmúltban. TABERLETT *et al.* (1998) több növényfaj mellett nyolc emlős és öt kétéltűfajon végzett mitokondriális DNS analízissel megállapította, hogy a vizsgált állatfajok mindegyike valamely refúgium területén vészelte át a jégkorszakot. Az Európában számontartott három refúgiumból eltérő ütemben népesítették be a fajok a jégkorszak után felmelegedő északi területeket. Az Ibériai-félsziget felől a Pireneusokat megkerülve jutottak el a fajok a jelenlegi Franciaország, Németország területére, majd észak felé haladva a dániai szigeteken keresztül jutottak el a Skandináv-félszigetre. Ezt az utat követte az *Ursus arctos* a dél skandináv régió felé (TABERLET, BOUVET 1994), valamint részben a *Crocidura suaveolens* is. A Balkán-félszigetről a fajok a jégtakaró visszahúzódását követően részben északnyugat felé, részben pedig északkelet felé vándoroltak. Északnyugati irányban az Alpoktól északra eljutottak a jelenlegi Német- és Franciaosrzági területekre, északkelet felé pedig a Balti és az észak Skandináv térségek felé. Az északnyugati utat követte a *Fagus sylvatica* valamint az *Arvicola* fajok közül az *A. terrestris terrestris* és az *A. t. sherman*. Északkelet felé jutott el a Balti térségbe például a *Chorthippus paralellus* (COOPER *et al.* 1995). Az Appenin-félszigetről diszpergáló fajok egy része átjutva az Alpok vonulatán keletre és nyugatra egyaránt elterjedve népesítette be a kontinens területén (*Abies alba*), míg bizonyos fajok számára az Alpok gátat jelentett az északi irányú vándorlásnak (*Arvicola terrestris italicus*) (TABERLET, BOUVET 1994).

További kutatások a *Triturus* fajok esetében kimutatták, hogy sokkal nagyobb a fajon belüli a genetikai diverzitás a déli – egykori refúgiumok – területen lévő állományokban, mint a földtörténeti közelmúltban kolonizált területek állományaiban. Az egyes területek gyors kolonizációja következtében, ahol az elvándorló állomány mérete időszakosan bizonyos kedvezőtlen feltételek hatására lecsökkenhetett, ott e jelenség mögött a palacknyak effektus feltételezhető (SEDDON et al. 2001). Szintén megfigyelhető, hogy az egyes eltérő refúgiumokból vagy eltérő utakon diszpergáló fajok találkozásuk esetén gyakran meglehetősen széles átmeneti zónákat képeznek. Ez a jelenség figyelhető

meg a hazánkban előforduló *Bombina* fajok (VÖRÖS *et al.* 2006) esetében és jelenleg Németország és Franciaország határvidékén élő *Triturus marmoratus* és *T. cristatus* illetve *Arvicola sapidus* és *A. terrestris* állományok esetén is (TABERLETT *et al.* 1998). Szintén nagy területen képez átmeneti zónát a *Natrix natrix* Ibriai-félszigetről és a Balkán-felöl migráló formaköre is (THORPE 1979).

Magyarország és a Kárpát-medence mai herpetofaunájának képét a jégkorszak utolsó glaciálisát követő fokozatos és periodikus felmelegedés hatására bekövetkező bevándorlás alakította ki (KORSÓS 2007, VÖRÖS *et al.* 2006). A hazai herpetofauna elemei elterjedésük és faunatörténetük alapján több csoportba oszthatók. A haragos sikló a Kárpát-medence jégkorszak utáni benépesülésének elmélete szerint, feltehetően a közeli, a Balkán-félszigeten és a Fekete-tenger mellékén található, ponto-mediterrán és ponto-kaszpi refúgiumokból származtatható három hüllőfajunk - homoki gyík *(Podarcis taurica* PALLAS, 1814*)*, a pannongyík *(Ablepharus kitaibelii fitzingeri* MERTENS, 1952*)* és a haragos sikló *(Hierophis caspius* GMELIN, 1789*)* – egyike (KORSÓS 2007).

Szintén figyelemre méltó az a tény is, hogy a Kárpát-medencében élő haragossikló-állományok – amelyek lelőhelyei többszöri befogásokkal is alátámasztottak – mind a Duna jelenlegi folyásának nyugati oldalán helyezkednek el.

2.6. Molekuláris módszerek

Fajok illetve populációk rokonsági kapcsolatainak felderítése a mai technikai színvonal mellett elképzelhetetlen molekuláris genetikai módszerek alkalmazása nélkül. Egyes populációk egymáshoz való viszonyainak feltárására az egyik széles körben alkalmazott módszer a mikroszatellit elemzés. Ez az eljárás a genomban található 11-60 bp hosszúságú, rövid (2-4 bp), ismétlődő szekvenciákból álló DNS-motívumok (szakaszok) hosszúságában mutatkozó eltéréseinek a vizsgálatán alapul. A mikroszatellit-szekvencia körül elhelyezkedő (fajon/nemen belül) konzervatív DNS-szekvenciákhoz kötődő primerekkel a közbeeső mikroszatelliteket PCR-rel amplifikálni tudjuk egy adott faj valamennyi genotípusában (ZANE *et al.* 2002). A módszer hátránya, hogy a vizsgálandó fajra/nemre specifikus mikroszatellit-primerek használatát igényli, így annak esetleges *de novo* kifejlesztése általában nagymértékben megnöveli a kutatásra fordítandó anyagi keretet.

Az extranukleális genom elemei is kiválóan alkalmasak egyes állományok, populációk közötti leszármazási kapcsolatok vizsgálataihoz, ezáltal szintén képezhetik különböző filogeográfiai tanulmányok alapjait. A mitokondriális DNS evolúciója elég gyors ütemben zajlik ahhoz, hogy fajon, vagy akár kisebb egységeken, populációkon belüli genetikai különbségek kimutatásához alapul szolgáljon (AVISE 2000). Másrészt az extranukleális genom csupán anyai ágon öröklődik, rekombinációja nem fordul elő ezért annak evolúciója jól követhető (ELSON *et al* 2001).

Egy további hatékony, de a kiértékelési nehézségek miatt a populációgenetikában ritkábban alkalmazott módszer az ISSR-analízis, amely a genomban előforduló mikroszatellitek közötti távolságok alapján ad tájékoztatást az egyes populációk esetleges kapcsolatairól (RASSMANN *et al.* 1996). E módszer nem igényli fajspecifikus határoló szekvenciák ismeretét, de kiértékelése a mikroszatellit elemzéshez képest jóval bonyolultabb és kevésbé informatív folyamat.

A maximum parszimonia elve a filogenezis modellezésének ún. takarékossági elve. A módszer lényege, hogy a modellezés során kapott dendrogramok közül a lehetséges legkevesebb evolúciós „lépésből" álló közelíti meg a legjobban az evolúció valóban lejátszódott folyamatát. Ezen az elven alapul a lehető legrövidebb dendrogram előállítása (FELSENSTEIN 1985). A maximum parszimonia a filogenezis rekonstrukciójának általánosan elfogadott alapelve, amely azon alapul, hogy elemi szinten a mutáció rátájánál legalább egy nagyságrenddel ritkább a mutáció reverziója, a magasabb szintű filogenetikus változások pedig irreverzibilisek.

A szomszéd-összevonó módszer (neighbour joining) lényege, hogy a fák topológiájának számítása során a konstans evolúciós változást megpróbálja kiküszöbölni. A fában az egymás mellé kerülő minták közötti távolság értékei mellett figyelembe veszi az adott mintáknak az összes többivel alkotott távolságát is (SAITOU, NEI 1987, NEI 1991). A módszer nagyban hasonlít a minimális evolúciós módszer logikájához, azonban annál lényegesen gyorsabban számítható.

A maximum-likelihood módszer egy már ismert modell esetében megadja, hogy a sok potenciális fa közül melyiknek a kialakulása a legvalószínűbb. A módszer a számítások során a teljes szekvenciát figyelembe veszi, nemcsak az eltéréseket okozó pozíciókat – ellentétben a maximum parszimónia módszerével – (FELSENSTEIN 1981).

A Bayes-féle elemzésnek számtalan előnye van az egyéb, széles körben használt filogenetikai elemzésékhez képest, ide értve az eredmények lényegesen könnyebb interpretációját, azzal hogy az alapadatok információtartalmának szélesebb spektrumát

képes hasznosítani, valamint számítási szempontból is egyszerűsítéseket jelent a korábbi módszerekhez képest (HUELSENBECK, RONQUIST 2001). A Bayes-féle elemzés az egyes fák topológiájának posterior valószínűségén alapul és az ún. Markov-lánc Monte Carlo módszerét használja a kapott fák utólagos valószínűségének számításához.

Az egyes minták illetve mintacsoportok egymáshoz viszonyított helyzetének vizsgálata a TCS 1.21 program segítségével (CLEMENT *et al*. 2000) is történhet. A program az egyes mintákhoz tartozó alapadatokból kiindulva TEMPELTON *et al.* (1995) statisztikus algoritmust követve hálózatba rendezi a kiindulási csoportokat.

Az óvilági *Coluber (s.l.)* génuszt is érintő molekuláris genetikai vizsgálaton alapuló taxonómia tanulmányok közül a haragos sikló vonatkozásából kiemelendő NAGY *et al.* (2004) munkája, amely szintén a mtDNS szakaszainak szekvenciája alapján mutatja be az egykor egységes génusz új rendszertani tagolását. Egyúttal javaslatot tesz a *Dolichophis* név használatára is a monofiletikusnak kimutatott *Coluber (s.l) caspius*, *C. (s.l.) jugularis* és *C. (s.l.) schmidtii* fajok és alfajaik vonatkozásában.

Az egyes populációk közötti rokonsági kapcsolatok felderítése alapján feltérképezhető az az útvonal is, amelyen keresztül a haragos sikló a posztglaciális időszakban kolonizálta a Kárpát-medencét. A jégkorszak ideje alatt kiterjedt, és a Kárpát-medencét is magába foglaló, tundra és száraz sztyepp jellegű területeken csupán a jelenlegi hüllő faunánk jégkorszaki reliktumoknak tekintett fajainak állományai maradtak fent (KORSÓS 2007). Azon hüllőfajokra, amelyek a jégkorszakot a déli refúgiumokon kívül is bizonyítottan túlélték, jellemző a kis testméret és a rövid generációs intervallum (BHAGWAT, WILLIS 2008), amely a haragos sikló esetében nem jellemző. A jégkorszak idején kihalt kétéltű- és hüllőfajok többsége paleontológiai adatok szerint a Közép-Európából két ütemben, a pliocén rusciniai és villányi szakaszának fordulóján, majd a pleisztocén bihari fázisának első harmadában pusztult ki (IVANOV 2007). Az egyes interglaciálisok során zajló felmelegedések következtében a déli és dél-keleti refúgium területekről eltérő ütemű bevándorlások zajlottak le (HEWITT 1999), majd az ismételt lehűlések következtében a migráló fajok areája újra dél felé tolódott. Egyes élőlény csoportok, például a kétéltűek refúgium területei a különböző lehűlési stádiumokban eltérőek is lehettek (pl. VÖRÖS, MAJOR 2007). A felső (younger) dryas idején, hozzávetőleg 12800 – 11500 évvel ezelőtt az eljegesedés határa észak felé húzódott és a klíma felmelegedésével egyidejűleg a vegetációs zónák észak felé tolódása is megindult. A

változó testhőmérsékletű hüllőfajok északi irányú migrációja csak lassabb ütemben követhette a növényzet északi irányú expanzióját, egyrészt hőszabályozási sajátosságaik, másfelől táplálékbázisuk migrációjához való részleges kötöttségükből adódóan.

3. Anyag és módszer

3.1. A haragos sikló magyarországi élőhelyeinek feltérképezése

Ahhoz, hogy megvizsgáljam és feltérképezzem a haragos sikló Budai-hegységben található élőhelyeit sorra vettem a fajjal kapcsolatos szakirodalomban található, a területről szóló összes említést. A korabeli leírások alapján ezeket a lelőhelyeket az első (1766-1785) és második (1806-1869) katonai felvételezés alapján elkészített térképeken azonosítottam. Az ezt követő időszakokból, elsőként a harmadik katonai felmérés (1872-1887), később a sorra megjelenő polgári felhasználású térképeken szintén megkerestem az említett lelőhelyeket.

Azokat az élőhelyfoltokat, amelyek térképi információk valamint irodalmi adatok (DOBOLYI 2001), és előzetes terepbejárásaim eredményei szerint természetes / természetközeli állapotban fennmaradtak, kutatásaim első (1999) évétől kezdve vizsgáltam. Ezek a területek a Sas-hegy, Mátyás-hegy déli oldala és a Budaörsi kopaszok (Szekrényes-hegy, Farkas-hegy, Törökugrató) voltak. Terepi kiszállásaimat tavasztól őszig, a tavaszi és az őszi vedlési időszak idején végeztem.

Az ország területéről régóta ismert két (Budai-hegyek, Szársomlyó) haragos sikló elterjedési adat után 2000-ben Paks határában a faj újabb élőhelyét fedezték fel (KORSÓS *et al.* 2002). Elsősorban a terület vegetációját alapul véve a Mezőföld Dunával határos területein elhelyezkedő, jellemzően lágyszárúakkal borított, leszakadozó löszgyep, lejtősztyepp társulásai (ÁNÉR H3) további potenciális élőhelyként szolgálhatnak a faj számára. Ezek alapján 2002-ben kezdtem meg a Mezőföld keleti peremvidékének alaposabb vizsgálatát. A potenciális lelőhelyek kijelölésében segítséget nyújtottak a XVIII és XIX századi katonai térképek, amelyeket a pontos területi lehatárolásokat megkönnyítendő a legfrissebb légifotókkal vetettem össze.

A vizsgálatba bevont területek Dunaújváros és Kisapostag közötti löszterületek, Dunaföldvártól északra lévő Duna-parti löszfalak, Bölcske és Madocsa települések közötti löszfalak, Paks és Dunakömlőd közötti szőlőhegy, Dunaszekcső Várhegy. A térképeken és légifelvételeken előzőleg kijelölt területeket végigjárva igyekeztünk a lehető legtöbb hüllőfajt megfigyelni, valamint ezek jelenlétére utaló minden életnyomot (levedlett pikkelying, elpusztult példányok) begyűjteni. Terepbejárásaimat ezeken a területeken is a fenti gyakorisággal végeztem. Kiszállásaink során az előzőleg kijelölt területeket

törekedtünk teljes egészében bejárni. A felmérést esetenként két-három fő végezte egymással párhuzamosan, egymástól megközelítőleg három méter távolságban haladva. A bejárásokat a tavaszi időszakban a késő délelőtti, a nyári időszakban a kora délelőtti és késő délutáni órákban végeztem. A terepen talált siklóktól származó pikkelyingeket a helyszínen lefotóztuk majd faji szinten meghatároztuk. A haragos siklóktól származó pikkelyingek egy részét (állapottól függően) további feldolgozás, megőrzés céljából a Magyar Természettudományi Múzeumba szállítottam. Azokat a területeket, ahol a 2002. és a 2003. évben a haragos sikló jelenlétére utaló semmilyen nyomot nem fedeztünk fel, kivettük a további kutatásokból.

Az egyes élőhelyek illetve vizsgált potenciális élőhelyek bejárásainak dátumait és a bejárások eredményeit az Eredmények fejezetben, táblázatos formában mutatom be. Amennyiben az adott területen haragos siklótól származó pikkelyinget találtam, azokat a további feldolgozás céljából a Magyar Természettudományi Múzeumnak ajándékoztam. Amennyiben eleven haragos siklóval találkoztam a területen, megkíséreltem azt befogni és lefotózni, valamint a befogást követően a főbb morfológiai bélyegeket rögzítettem. A siklókat minden esetben kézzel fogtam be, az adat-felvételezést a befogás helyén végeztem el. Az adatfelvételezés után a siklókat általában 10-15 perc után a befogás helyén szabadon engedtem.

3.2. Habitatpreferencia

Az élőhely-preferencia vizsgálataimhoz a terepi adatgyűjtést a Villányi-hegységben található Szársomlyón végeztem, mivel a 442 méter magas, kelet-nyugat tájolású hegy déli lejtője ad otthont Magyarország legnagyobb haragossikló-állományának. A felvételezést összesen 51 kvadrátban végeztem el. A felvételezési helyszínek közül 36 pont (S) haragossikló-észlelések helyén került kijelölésre. A fennmaradó 15 pontot random (R) módon papír alapú térképen jelöltem ki. A vizsgált terület élőhely-szerkezeti paramétereit 2x2 és 5x5 méteres kvadrátban becsültem meg.

A 2x2 méteres kvadrátokban a lágyszárú növényborítást, a fásszárú borítást, a fűmagasságot, a szabad sziklafelszín és a szabad talajfelszín területi részarányát valamint a terület meredekségét vizsgáltam. A 2x2 méteres kvadrátokkal megegyező középpontú, de nagyobb, 5x5 méteres kvadrátokban vizsgáltam a vegetációs szegélyhosszat, amely a

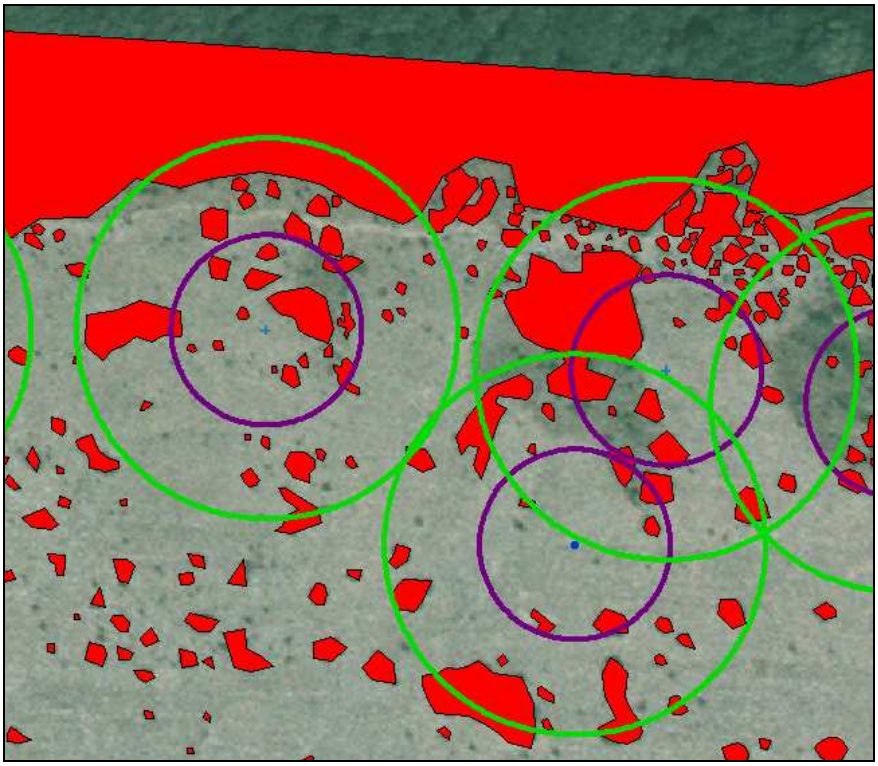
lágyszárú és fásszárú vegetáció találkozási felületének hosszát jelentette. A nagyobb kvadrátméretre a jobb áttekinthetőség és területi reprezentativitás miatt volt szükség.

Az alapadatok normál-eloszlását F-teszttel, illetve Kolmogorov-Smirnov-teszttel vizsgáltam. Az elemzésekben felhasznált változók normál eloszlást mutattak ($p > 0,05$), így az alapadatok transzformációjára nem volt szükség.

Az egyes élőhely-szerkezeti paraméterek kvantitatív eltérését az R és S pontok között T-próbával vizsgáltam.

Az 5x5 méteres területen rögzített vegetációs szegélyhosszra vonatkozó adatok kiértékeléséhez a Mann-Whitney U-tesztet alkalmaztam.

A táj összetételének és szerkezetének szerepét a haragos sikló élőhely-választásával kapcsolatban tovább elemeztem. A nagyobb léptékű, tájstruktúra vizsgálatához az S és R pontok köré 25, 50 és 100 méter sugarú köröket vettem fel (4. ábra). E körökben az ArcWiew (ESRI 2000) program segítségével légifelvételeken lehatároltam az adott élőhelyen található fásszárú foltokat, amely alapján a fásszárú és lágyszárú borítást, valamint a szegélyek hosszát számítottam.



4. ábra. Térképrészlet a vegetációs szegélyhossz vizsgálata során elemzett szársomlyói mintaterületekről (+ = haragos sikló által bizonyítottan használt terület, ● = random pontok, a lila kör az adott pont körüli 25 méteres, a zöld kör az adott pont körüli 50 méter sugarú mintaterület határa, ■ = fásszárú folt)

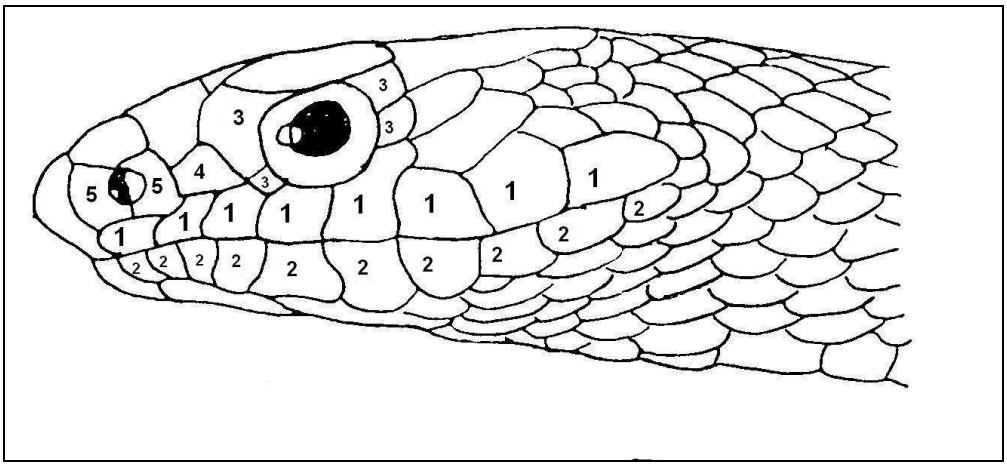
Szintén vizsgáltam az élőhely meredekségének és a haragos sikló élőhely-választásának összefüggését. A vizsgálathoz az előzőekben kijelölt pontokat és azoknak 25, 50 és 100 méter sugarú környezetét vettem alapul. A terület meredekségére vonatkozó alapadatokat MapInfo program segítségével 1,5 x 1,5 méter felbontású hálózatos lejtőadatbázisból számítottuk.

A 25, 50 és 100 méter sugarú területeken felvett meredekségi értékeket, a fásszárú borítást, a gyepterület részarányokat és a vegetációs szegélyhossz adatokat logisztikus regresszió-analízissel (DYTHAM 1999) is elemeztem, amely a sikló jelenlét-hiány adatai és a vizsgált környezeti változók alapján modellezi a haragos sikló által kedvelt élőhelyet. Ezzel az egyes paraméterek hierarchiájára, fontosságára kívántam választ adni. A számításokhoz az SPSS 10.0 statisztikai programcsomagot használtam (SPSS 1999). A 2x2 és 5x5 méteres kvadrátokban felvett élőhely-szerkezeti jellemzők egymással való kapcsolatát, hierarchiáját a sikló habitat választásának bevonása nélkül is és csupán a bizonyítottan használt habitatokra vonatkozóan is főkomponens analízissel vizsgáltam. Az utóbbi elemzés oka az volt, hogy a bizonyítottan használt habitatok analízisével kapott eredmények kifejezetten az egyes élőhely-rekonstrukciós beavatkozásokhoz adjanak gyakorlati támpontokat.

3.3. Fluktuáló aszimmetria

A Villányi-hegységben 1998 óta végzett folyamatos terepi adatgyűjtés során számos bilaterális morfológiai karaktert rögzítettem (periocularis, supralabialis, sublabialis, lorealis, nasalis, dorsalis, ventrális, subcaudális pajzsok száma). Ezek közül jelen vizsgálat során öt karakter [periocularis, supralabialis, sublabialis, lorealis, nasalis pajzsok a test jobb (J) és bal (B) oldalán] numerikus értékei kerültek további felhasználásra (3. ábra). Az adatgyűjtésre kiválasztott bélyegeket minden egyes példányon csupán egy alkalommal számoltam le. Mérési hibával nem számoltam, mivel a kiválasztott morfológiai jegyek jól láthatóak, egymástól élesen elkülönülnek, mennyiségi meghatározásuk még különösebb herpetológiai szakismeret nélkül is elvégezhető. Másrészt a haragos sikló fokozattan védett státuszának megfelelően igyekeztem a befogott állatokat a lehető leghamarabb szabadon engedni, így a mérés megismétlésére nem volt mód. Nem kerültek be az elemzésbe azon példányok morfológiai adatai, amelyeken jól látható, fizikai sérülés(ek) nyomait észleltem.

A vizsgált morfológiai bélyegek és az ivar közötti kapcsolat vizsgálatát *t*-teszttel illetve Welch-próbával végeztem.



3. ábra: A haragos sikló főbb laterális fejpajzsainak elhelyezkedése (1: supralabialis pajzsok, 2: sublabialis pajzsok, 3: periocularis pajzsok, 4: loreale, 5: nasalis pajzsok DELY 1997 után módosítva)

Ahhoz, hogy e morfológiai karakterek alapján számítható értékek segítségével jellemezzük a Villányi-hegységi haragossikló-populáció fejlődési stabilitását, „életminőségét", amely magába foglalja a környezeti és belső populációs stresszorokat is, szükségünk volt összehasonlítási alapra. Magyarországon más, a villányi-hegységihez hasonló nagy egyedszámmal rendelkező haragossikló-állomány nem található, így a haragos siklók adatai alapján számított indexeket kockás siklóktól *(Natrix tessellata* LAURENTI, 1768*)* származó morfológiai adatok indexeivel hasonlítottam össze. Ezek az adatok egy korábbi vizsgálat keretében egy kis kiterjedésű, erősen zavart élőhelyről (Mád község határában lévő halastó), valamint egy nagy kiterjedésű, természetközeli állapotú élőhelyről (Balaton) lettek begyűjtve (HERCZEG *et al.* 2005). A morfológiai alapadatokat a szerzők rendelkezésemre bocsátották. Mind a haragos sikló, mind a kockás sikló esetében azonos morfológiai bélyegeket vontam elemzésbe (supralabialis, sublabialis, nasalis, periocularis pajzsok). A vizsgálathoz a korábbi, kockás siklóval foglalkozó tanulmányok alapadatait az adatgyűjtők hozzájárulásával használtam. A FA értékek fajok közötti összehasonlításának lehetőségét segíti az a tény is, hogy korábbi *Natrix natrix* fajon végzett vizsgálatok alapján (THORPE 1975) megállapították, hogy a faj elterjedési területén belül valamennyi morfológiai karakter mennyiségi tekintetben változatosságot mutat, leszámítva a sublabiális és a postoculáris pajzsok számát.

Az alapadatok elemzése során első lépésben a kiugró aszimmetriát mutató adatokat a Grubb-féle teszttel (GRUBB 1969) ejtettem ki. A kiugró értékeket tartalmazó, kiugró

aszimmetriát mutató, valamint a hiányos adatsorokat kivettem a további elemzésből. Az aszimmetria indexek számítása során használt morfológiai bélyegek függetlenségét Khí-négyzet próbával (REICZIGEL *et al.* 2007) ellenőriztem. Az egyes morfológiai bélyegek méretfüggésének vizsgálatát lineáris regresszió-analízissel végeztem. Az adatok populációnkénti eloszlását az eloszlások csúcsosságával és ferdeségével jellemeztem (PALMER, STROBECK 1992, PALMER 1994, LEUNG *et al.* 2000). Az aszimmetria irányítottságát, vagyis az egyes bélyegekre számított aszimmetria-értékek (J-B) átlagának a nullától való eltérését *t*-próbával vizsgáltam (PALMER 1994).

A továbbiakban az aszimmetria-indexek közül az FA1 és FA5 egy-egy morfológiai karakteren alapuló, valamint az FA11 és FA12 több morfológiai bélyegen alapuló indexek (PALMER 1994) értékeit határoztam meg. Az FA1 index kiválasztásának fő szempontja az index egyszerű és széleskörű alkalmazhatósága, és a kettőnél több minta aszimmetria-értékeinek összehasonlítására való képessége volt. Az FA5 index kiválasztása mellett szólt a kis mintaszám esetén való használhatósága valamint, hogy hatékonyabb a minták közötti kis FA-különbségek kimutatása során az F1-nél (PALMER 1994). Az összetett indexek – FA11 és FA12 – a különböző morfológiai karakterek kombinált összehasonlítását tették lehetővé.

$$\text{FA1: átlag } |\text{J-B}|$$

$$\text{FA5: } \Sigma\,(\text{J-B})^2 / \text{N}$$

$$\text{FA11: } \Sigma\, A_i / \text{N, ahol } A_i = \Sigma\,|\text{J-B}|$$

$$\text{FA12: } \Sigma A_i / \text{N, ahol } A_i = \text{egy egyeden az összes aszimmetriát mutató bélyeg száma}$$

Az egyes morfológiai karakterekre számított indexek populációnkénti összehasonlítását Kruskal-Wallis- és Scheffé-teszt alkalmazásával (ZAR 1984, DYTHAM 1999) az INSTAT 3.0 programcsomag segítségével végeztem el.

A három populációt (Szársomlyó /Villány/, Mád és Balaton) egyedeik bélyegenkénti abszolút aszimmetriája – $|\text{J-B}|$ – alapján indexek számítása nélkül is összehasonlítottam, ezzel az általam használt bélyegek hatékonyságára (azaz aszimmetriajelző képességére) és egymásra hatására kívántam következtetni. A kérdés megválaszolásához Khí-négyzet próbát és a Fisher-féle egzakt tesztet alkalmaztam (REICZIGEL *et al.* 2007). Az irodalomban általánosan elfogadott módszer továbbá a kétutas ANOVA (pl. PALMER, STROBECK 2003), azonban a változók jellege miatt (azok csak 0, 1, 2 értékeket vesznek fel, illetve eloszlásuk diszkrét) e módszert jelen esetben nem alkalmazhattam. A Khí-négyzet próba alkalmazhatósága érdekében az egyes

állományokban számított 0, 1 és 2 aszimmetria értékeket 0 és nem0 csoportra osztottam, mivel 3 változó esetén a teszt alkalmazási feltétele, hogy a kontingencia táblában a legkisebb gyakorisági érték minimum 5 legyen, ám ez két változó esetén nem kritérium.

3.4. Az egyes élőhelyeket veszélyeztető tényezők feltárása

Az egyes hazai haragossikló-élőhelyeken megnyilvánuló, különböző, veszélyeztető faktorokat először antropogén és természetes eredetű forrásokra osztottam fel. Az egyes veszélyeztető tényezőknek az adott haragossikló-élőhelyre gyakorolt hatását 0-1 értékekkel, jelenlét-hiány alapon jelöltem. Az élőhelyeket jogi védettségük alapján súlyoztam, a nem védett területeken tapasztalt veszélyeztető tényezőket kétszeres szorzóval vettem számításba. Ezt az indokolta, hogy ezeken az élőhelyeken esetlegesen végbemenő bármekkora mértékű károkozás a terület ellenőrizetlensége miatt akár évekig elkerülheti a természetvédelmi hatóságok figyelmét és ez idő alatt akár a teljes haragossikló-állomány létét is veszélybe sodorhatja. Az egyes élőhelyek területi kiterjedése is nagyban befolyásolja annak fennmaradási esélyeit, ezért az élőhelyeket területük alapján 3 csoportba soroltam, és ezeknek megfelelő pontszám került a táblázatba. A 0 és 10 ha közötti – mint legkisebb és ezáltal legsérülékenyebb – területek 2, a 10 és 100 ha közti területek 1, míg a 100 ha-t meghaladó élőhelyek 0 pontot kaptak az értékelésben.

A veszélyeztető tényezők súlyát az egyes élőhelyeken való megnyilvánulásuk alapján számszerűsítettem. Ennek elméleti maximum értéke megegyezik a vizsgált haragossikló-élőhelyek számával, vagyis minél több hazai élőhelyre gyakorol jelentős negatív hatást a vizsgált faktor, annál magasabb ez a számérték.

Az élőhelyek veszélyeztetettségi pontszáma az ott megnyilvánuló veszélyeztető tényezők számának egyszerű összege, amely figyelembe veszi a terület jogi védettségét is. Az elméletileg elérhető maximális veszélyeztetettségi pontszám 24 pontnak adódott.

A vizsgálatokba bevont veszélyeztető tényezőket a következőképp határoztam meg:

Emberi környezet-átalakítás:

Külszíni bányászat: a felszín pusztítását közvetlenül okozó ipari tevékenység.

Parcellázás: az egyes élőhelyeken különböző méretű foltok fizikai elkerítése, és a vegetációszerkezet részleges átalakítása (nem szántóföldi mezőgazdasági célú hasznosítás).

Beépítés: közvetlen területcsökkenést okozó humán tevékenység.

Mezőgazdaság: az élőhelyek vegetációszerkezetének tudatos és nagyfokú megváltoztatása, amely általában a biodiverzitás csökkenésével és a természetes flóra nagymértékű degradációjával jár (szántóföldi mezgazdasági hasznosítás).
Terepmotorozás: a meredek, dombvidéki területeken a növényzet foltszerű, sávos pusztulását okozza, ami utat nyit az eróziónak, valamint nagyfokú zavarást (zaj, taposás) jelent az adott élőhely faunája számára.
Gázolások, közlekedési infrastruktúra: az egyes haragossikló-élőhelyek közvetlen közelében vagy azokon keresztül vezető utakon történő gázolások. Ez első sorban beton burkolatú utaknál jelentős hatás, mivel annak napi felszíni hőmérséklet-változása eltér környezetétől, így ezek területét az állatok az aktív hőszabályozás során használhatják.
Turizmus: a védett területek engedély nélküli látogatása és az ezzel együtt járó zavarás, szemetelés, taposás.
Szemétlerakás: illegális, tömeges hulladék kihelyezés.

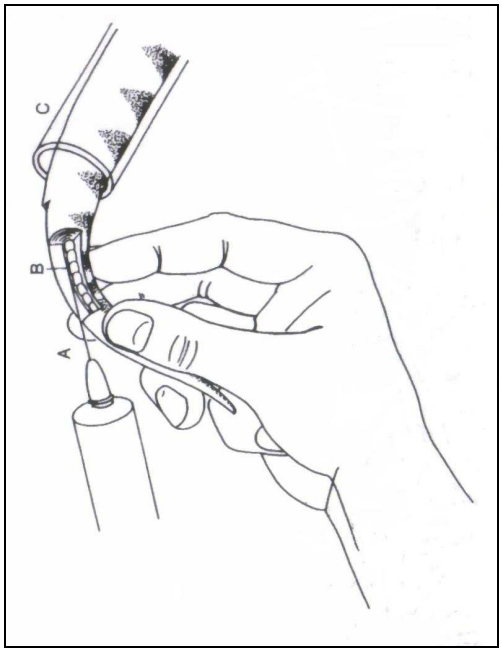
Természetes veszélyeztető tényezők:
Invazív növények: flóraidegen növényfajok megjelenése, fokozódó térhódítása (*Solidago* sp., *Forsythia* sp., *Syringia vulgaris, Ailanthus altissima, Pinus nigra, Robinia pseudoacacia*).
Erózió: az élőhely felszínének (domboldali) vagy területének (löszfalak) természetes eredetű, közvetlen pusztulása.
Szukcesszió: a növénytakaró záródása a zonális klimax-társulás irányába, mely általában együtt jár a fásszárú-borítás fokozódásával. Ezzel párhuzamosan a kompetítorok potenciális megjelenése (erdei sikló)

3.5. Mintavételezés és alkalmazott molekuláris módszerek

3.5.1. Vérvétel eleven példányokból

A genetikai vizsgálatokhoz felhasznált vérminta vételét minden esetben a befogott siklók farokvénájából *(vena caudalis)* végeztem (JOGER, LENK 1997) (5. ábra), amely módszer a herpetológiában rutineljárásnak tekinthető. A befogott állatokat a morfológiai jellemzőik felvétele után egy vékony vászonzsákba helyeztem, majd néhány percig hagytam őket pihenni. Miután a sikló valamelyest megnyugodott, a zsákon keresztül kitapintva, kihúztam az állat farkát. A vérvételhez a gyógyszertárakban kapható, steril, 1

ml-es U-40 típusú, úgynevezett inzulinos fecskendőt használtam. A tűt a vérvételhez a farok ventrális oldalán a farok alatti (subcaudalis) pajzsok mediális találkozásánál, a gerinc vonala alatt, enyhén ferdén, cranialis irányba vezettem be. Ezt követően az igen kemény és rugalmas falú farokvénát (vena caudalis) megsértve 5-7 (a fecskendőn megjelölt) egységnyi, megközelítőleg 0,1-0,15 ml vért vettem le minden példánytól. A levett vért ezután 96%-os etil-alkoholt tartalmazó Eppendorf csövekbe injektáltam, és a későbbi feldolgozásig, a lehető leghamarabb -5°C fokos fagyasztóba helyeztem. A vérvétel elvégezése és a tű kihúzása után további, jelentős vérzést egy esetben sem tapasztaltam.



5. ábra: Vérvétel kígyók farokvénájából (JOGER, LENK 1997)
(A = fecskendő, B = vena caudalis, C = emberre potanciálisan veszélyes hüllőfajok esetében alkalmazható műanyag cső, jelen vizsgálat során nem vettem igénybe)

3.5.2. Szövetmintavétel elhullott példányokból

A genetikai vizsgálatokhoz felhasználható minőségű, elhullott, általában elgázolt haragos siklókat csak a Szársomlyó környékén találtam (ld. 1. kép), és évi egy-két példánynál többet egyik évben sem észleltem.

1. kép: Egy frissen elgázolt haragos sikló a Villány és Nagyharsány közötti közúton (a kora tavaszi és késő őszi időszakban többször megfigyelhettünk az aszfalton melegedő példányokat) (a szerző felvétele)

A tetem épségétől függően általában a farok caudalis végének 1-3 centiméteres darabját gyűjtöttem be a későbbi genetikai vizsgálatokhoz. Ezt a testrészt a könnyen rothadó belső szervektől való távolsága, valamint az egyszerű begyűjthetősége miatt részesítettem előnyben. A levágott részt 96%-os etil-alkoholt tartalmazó Eppendorf csövekbe helyeztem és a vérmintákhoz hasonlóan, igyekeztem a lehető leghamarabb -5°C fokos hőmérsékleten elhelyezni.

3.5.3. Szövetminta vétele közgyűjteményi példányokból

Közgyűjteményi példányokat a Magyar Természettudományi Múzeum, a Bécsi és a Belgrádi Természettudományi Múzeum herpetológiai gyűjteményében vizsgáltam. Ezekben az esetekben elsősorban távoli élőhelyekről (Görögországból, Törökországból) származó egyedekből vettem szövetmintát. A mintavétel során fontos szempont volt, hogy a konzervált példány a lehető legkevésbé sérüljön. Mivel a preparátumok ventrális oldala a belső szervek konzerválása céljából már eleve fel volt vágva (ld. 2. kép), így általában a májból, valamint a hasi oldalon található izomrétegből vettem mintát minimalizálva a preparátumok további sérüléseit.

2. kép: Szövetminta vétele egy közgyűjteményi példányból, Naturhistorisches Museum, Wien (a szerző felvétele)

A kivágott szövetdarabokat 96%-os etil-alkoholt tartalmazó Eppendorf csövekbe helyeztem, majd a többi szövetminta-típushoz hasonló körülmények között tároltam.

Sajnálatos tény, hogy a közgyűjteményekben őrzött példányok nagy részéről elmondható, hogy kezelésük, konzervációjuk dokumentációja gyakran nem lelhető fel. Ebből adódóan a legtöbb esetben nem lehetett megállapítani külső bélyegek alapján egyértelműen, hogy az adott preparátum kapott-e formalinos kezelést vagy csupán alkoholban konzerválták. Itt kell megjegyeznem, hogy a formalinos kezelés a genetikai vizsgálatokhoz ténylegesen felhasználható mintaszámot jelentősen csökkentette.

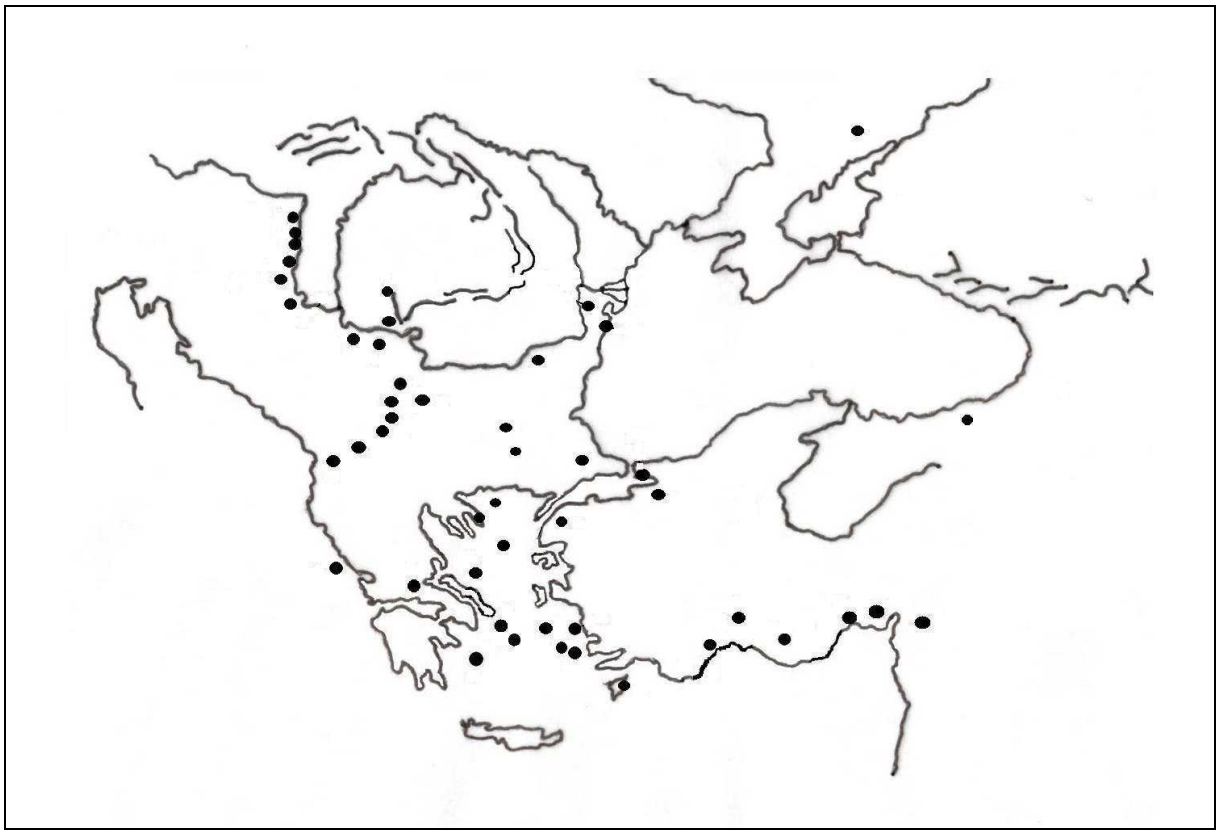
3.5.4. Terepen talált levedlett pikkelyingek konzerválása

Terepbejárásaink alkalmával, főleg az újonnan felfedezett haragossikló-populációk élőhelyéről (ld. 3. kép) több levedlett pikkelyinget is begyűjtöttem. A megtalált pikkelyingeket először faji szinten azonosítottam, majd a haragos siklóktól származó darabokat egyesével, zárható műanyag zacskókba csomagoltam. Az így begyűjtött pikkelyingek a Magyar Természettudományi Múzeum herpetológiai gyűjteményébe kerültek, majd a további genetikai vizsgálatokra ezekből kisebb darabokat választottam le.

3. kép: Levedlett haragos sikló pikkelying a dunaföldvári élőhelyről (a szerző felvétele)

Megjegyzendő, hogy fokozottan védett hüllőfajok esetében molekuláris genetikai vizsgálatokhoz e módon lehetne az állatokat leginkább kímélő módon mintákhoz jutni, de a levedlett pikkelyingek további felhasználása igen körülményes. Mivel a pikkelying nagyon kevés sejtes elemet tartalmaz és ezekből a vedlést követően a különböző károsító környezeti hatások (például: UV expozíció, nedves körülmények hatására beinduló rothadás) miatt csak nagyon kevés, és töredezett DNS izolálható, ezért a genetikai vizsgálatokhoz tapasztalataink szerint csak a „frissen vedlett”, a vedlést követően egy-két napon belül begyűjtött, száraz pikkelyingek használhatók fel.

A kutatási időszak alatt gyűjtött szövetminták jellemző adatait az M2 melléklet, azok származásának grafikus ábrázolását a 6. ábra tartalmazza.



6. ábra: A vizsgált minták hozzávetőleges származási helyei láthatóan lefedik a faj elterjedési területének jelentős részét

3.5.5. DNS-izolálás szövetmintákból

A minták kiválasztásánál a területi reprezentativitás szem előtt tartása mellett elsőrendű szempont volt a minták frissessége. Igyekeztünk minél kevesebb közgyűjteményből származó szövetmintával dolgozni. A begyűjtött szövetmintákból a molekuláris genetikai vizsgálatokhoz első lépésként megfelelő mennyiségű és minőségű DNS-t kellett izolálnom. Ehhez a rendelkezésre álló szövetmintákból kis, néhány milligramm súlyú részmintát vettem, majd ezeket egy steril 1,5 milliliteres Eppendorf csőbe helyeztem. A kivett részmintákat a vérminták kivételével fizikailag roncsoltam. A roncsolást 800 µl 10%-os SDS-oldatban történő proteináz-K enzimmel való emésztés követte, ami során a mintában található fehérjék lebomlottak. Az emésztést 37 $^{\circ}$C fokon, 24 órás inkubációs idő mellett végeztem. Ezt követően a DNS tisztítást fenol-kloroformos módszerrel folytattam (SAMBROOK *et al.* 1989, BRICKER *et al.* 1996). A tisztított és kicsapott, ülepített DNS-t szobahőmérsékleten szárítottam, majd azt a kapott ülepített DNS látható mennyiségének függvényében, különböző mennyiségű (kb. 100-500 mikroliter) TE-pufferben (10mM Tris, 1mM EDTA, pH=7,5) feloldottam. A puffer mennyiségét az

utolsó centrifugálás során az Eppendorf cső aljára kiülepedett nukleinsav mennyisége alapján határoztam meg. Az így feloldott izolátumokból 5 µl-t 1µl Blue-Dye festékkel keverve 3%-os agaróz gélen 85 V feszültség mellett 30-60 percig futtattam. A Sybr-Safe (Invitrogen) indikátort tartalmazó gélt ezután UV fényben átvilágítottam és így ellenőriztem a kapott nukleinsav-termékek fragmentáltságát és az egyes fragmentumok mennyiségét.

3.5.6. Alkalmazott molekuláris eljárások

A molekuláris genetikai vizsgálatok során a rendelkezésre álló anyagi keretek között igyekeztem olyan módszereket alkalmazni, melyek lehetővé teszik mind a nukleáris, mind az extranukleáris genom vizsgálatát. A nukleáris genom vizsgálatára első lépésként mikroszatellit elemzést választottam, jóllehet 2003-ban még nem álltak rendelkezésre *Dolichophis caspius* fajspecifikus mikroszatellit primerek. Mivel nem volt módom a fajspecifikus primerek *de novo* előállítására, a rendelkezésre álló siklófajokra *(Nerodia sipedon sipedon, Hoplocephalus bungaroides* – BURNS, HOULDEN 1999, PROSSER et al 1999, SCOTT et al 2001*)* specifikus primereivel végeztem kísérleteket. A mikroszatellit elemzésen kívül ISSR-PCR analízist és citokróm *b* (cytb) gén szekvenálását végeztük el majd ezeket értékeltem ki. A mikroszatellit elemzéseket az Universität Heidelberg Institut für Pharmazie und Molekulare Biotechnologie laborjában végeztem el. A *Dolichophis caspius* és a fenti fajok közötti genetikai távolság azonban olyan mértékűnek bizonyult, hogy az alkalmazott primerekkel végzett vizsgálatok eredményei alapján nem lehetett megbízható következtetéseket levonni az eurázsiai haragos sikló populációk filogeográfiájával kapcsolatosan. Ezért a mikroszetellit-vizsgálatok eredményeire a továbbiakban nem térek ki.

3.5.6.1. Alkalmazott molekuláris eljárások I. – ISSR-PCR analízis

hAz ISSR ujjlenyomat vizsgálata meglehetősen jó pontossággal tájékoztathat bennünket a különböző populációkból származó minták között lévő genetikai különbségekről. A módszer alkalmas olyan fajok esetén is az egyes populációk közötti genetikai távolság becslésére, mely fajokra nem állnak rendelkezésre fajspecifikus mikroszatellit primerek (BRUFORD *et al.* 1996). Az eljárás során a primer szekvencia maga

a mikroszatellit-regió, vagyis a feltételezett ismétlődő szakaszok. A PCR eredményeként két szomszédos mikroszatellit távolságának függvényében eltérő hosszúságú DNS kópiákat kapunk.

Az ISSR-primereket LIU *et al.* (2006), valamint WINK *et al.* (2000) *Paralichthys olivaceus, Mauremys iversoni* és *Mauremys pritchardi* fajokon végzett populációgenetikai munkája alapján választottam ki (1. táblázat).

1. táblázat: Az ISSR-PCR során felhasznált primerek és azok kapcsolódási hőmérsékletei (Y* = C/T, R* = A/G, B* = C/G/T, D* = A/G/T) (LIU *et al.* 2006 és WINK *et al.* 2000 nyomán módosítva)

Primer	Szekvencia	Kapcsolódási hőmérséklet ºC
SSR1	AG AG AG AG AG AG AG AGG	50
SSR2	CA CA CA CA CA CA CA CAA	48
SSR3	AC AC AC AC AC AC AC ACT	48
SSR4	GA GA GA GA GA GA GA GA Y*G	52
SSR5	CA CA CA CA CA CA CA CA R*G	51
SSR6	GT GT GT GT GT GT GT GT Y*C	51
SSR7	AC AC AC AC AC AC AC AC Y*T	50
SSR8	AC AC AC AC AC AC AC AC Y*A	49
SSR9	TG TG TG TG TG TG TG TG R*T	49
SSR10	TG TG TG TG TG TG TG TG R*C	52
SSR11	TG TG TG TG TG TG TG TG R*A	51
SSR12	BD*B CA CA CA CA CA CA CA	52
$(GACA)_4$	GACA GACA GACA GACA	55
$(CA)_{10}$	CA CA CA CA CA CA CA CA CA CA	40

A PCR minden esetben 50 µl reakciótérfogatban zajlott [40 µl desztillált, steril víz, 5 µl standard PCR-puffer, 3 µl 25 mM $MgCl_2$, 1 µl dNTP, 2 pM primer és 1,25 U (egység) Taq-polimeráz]. Az SSR_{1-12} sorozathoz tartozó primerek esetében a PCR kondíciók a 2. táblázatban megadott kapcsolódási hőmérséklet mellett a következők voltak: 94 ºC-on 4 perc primér denaturáció után 40 cikluson keresztül 94ºC-on 30 másodperc denaturáció, a megadott kapcsolódási hőmérsékleten 60 másodperc anneláció (primer-kötődés) majd 72 ºC-on 90 másodperc DNS-szintézis. A 40 ciklus lejátszódása után 72ºC-on 5 perc terminális extenzió következett majd a keletkezett terméket 4ºC-ra hűtöttük (LIU *et al.* 2006). A $(GACA)_4$ és a $(CA)_{10}$ primerek esetében ettől eltérő PCR kondíciókat alkalmaztam. A 94ºC-on 4 percig folytatott primér denaturáció után 35 cikluson keresztül

94ºC-on 50 másodperc denaturáció, a megadott kapcsolódási hőmérsékleten 30 másodperc anneláció és 72ºC-on 2 percig zajló extenzió következett. A 35 ciklust 72ºC-on 10 perc terminális extenzió követte, majd a kapott termékeket 4ºC-ra hűtöttük (WINK *et al.* 2000). A PCR termékekből 5 µl-t vettem ki és azt 1 µl Blue-Dye kék festék hozzáadásával 3%-os agaróz gélen Sybr-Safe (Invitrogen) indikátor alkalmazása mellett tettem UV-fényben láthatóvá.

A géleket lefotóztam, és az egyes mintákhoz tartozó különböző hosszúságú PCR termékek prezenciája illetve abszenciája alapján a kapott gélről 0-1 mátrixot készítettem. Az így kapott mátrixon a PAUP*4.0b10 (SWOFFORD 2002) program felhasználásával Neighbour Joining (Szomszéd-összevonó) elemzést végeztem, mely alapján távolság alapú filogramot készítettem. A kialakuló törzsfa szerkezeti reprezentativitását biztosítandó az elemzést 1000 bootstrap (újra-mintavételezés) érték mellett, Nei & Li együttható alkalmazásával hajtottam végre. Külcsoportként *Dolichophis jugularis* (LINNAEUS, 1758) mintát használtam.

3.5.6.2. Alkalmazott eljárások II. – Citokróm b génszekvenciák és kiértékelésük

A haragos siklóktól származó szövetmintából izolált extranukleáris citokróm *b* fehérjekódoló gén szekvenálását „A Kárpát-medence állattani értékei, faunájának gócterületei és genezise” című NKFP-projekt (3B023-04) program keretében a Royal Belgian Institue of Natural Sciences molekuláris genetikai laborjában végezték el.

Az intézet munkatársaitól kapott szekvenciák kiértékelésére Magyarországon került sor, a MEGA4 (TAMURA *et al.* 2007) és a PAUP*4.0b10 (SWOFFORD 2002) programcsomagok segítségével.

Az összesen 46 mintából származó 1117 bázispár hosszúságú szekvenciákon először egy egyszerű szomszéd-összevonó elemzést végeztem, hogy megállapítsam, mely minták tartoznak egy haplotípusba.

Az egy haplotípusba tartozó minták közül egyet kiválasztottam és a további elemzésekhez mindig ugyanannak az egy kiválasztott egyednek szekvenciáit használtam.

- **Maximum Parsimony (MP) elemzés**

E karakter alapú modell segítségével olyan törzsfákat állíthatunk elő, melyek a legkevesebb mutáció illetve evolúciós lépés megtörténtével modellezik az adott szekvenciák kialakulását. A vizsgálathoz haplotípusonként egy minta szekvenciáját használtam és az elemzést heurisztikus keresési algoritmus mellett 1000 bootstrap (újra-mintavételezés) érték beállításával végeztem el.

- **Neighbour Joining (Szomszédösszevonó módszer)**

A szomszéd összevonó elemzést szintén 1000 bootstrap érték mellett végeztem el, haplotípusonként egy minta szekvenciáinak felhasználásával heurisztikus keresési algoritmus beállításával.

- **Maximum Likelihood (Legnagyobb valószínűség elve)**

A modell minden egyes karakterpozícióra „kiszámítja", hogy adott fa és szubsztitúciós modell mellett mi a valószínűsége annak, hogy a detektált mintázat alakuljon ki az adott pozícióban. Az egyes pozíciókra adódó valószínűségek szorzataként adódik a teljes fa valószínűsége. Az elemzés végrehajtásához a HKY+G evolúciós modellt választotta ki a ModelTest 3.6 szoftver. Az ML elemzés során is nem-parametrikus 1000 bootstrap (újramintavételezés) eljárást alkalmaztam.

- **Bayesian Inference of phylogeny (Bayes-féle filogenezis-analízis)**

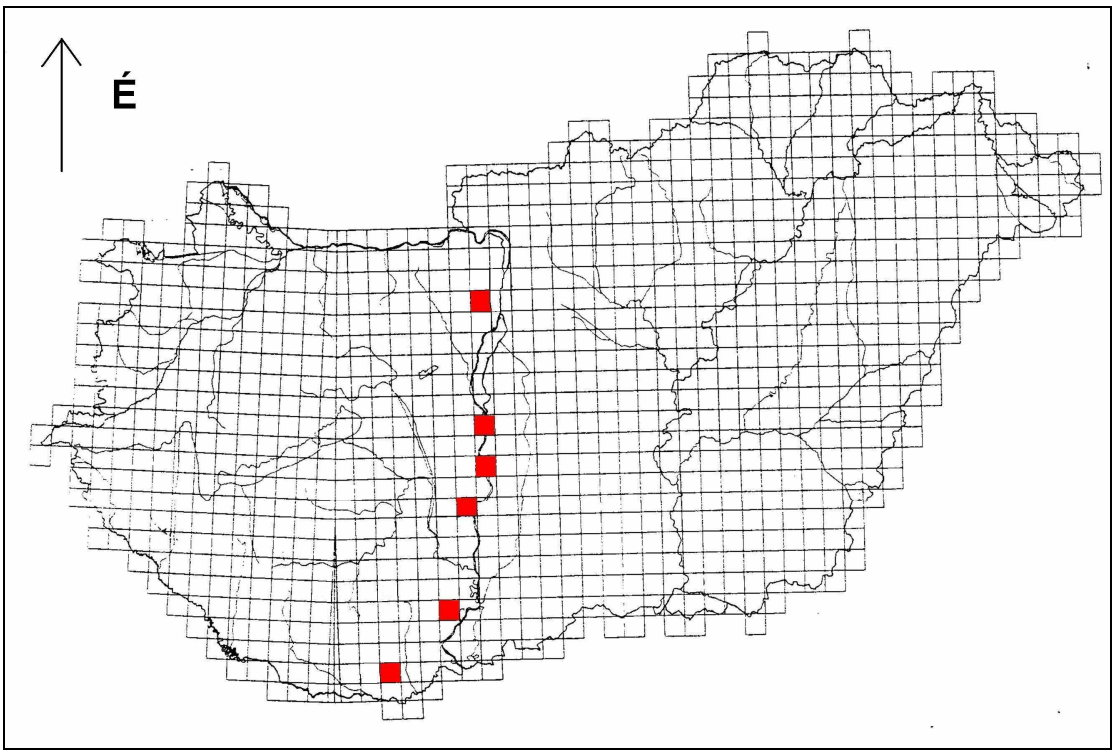
A Bayes-féle analízis elvégzéséhez a MrBayes 3.0 programcsomagot használtam (HUELSENBECK, RONQUIST 2001). Első lépésként a MrModelltest (NYLANDER 2004) program segítségével kiválasztottam a kapott szekvenciákra leginkább megfelelő szubsztitúciós modellt. A program a bevitt szekvenciáim elemzéséhez a HKY+I modellt választotta ki. A felhasznált adatmátrix nem volt particionálva. Az elemzést egymillió generáción keresztül futtattam. A Markov-lánc minden ezredik generációt vizsgálta, így összesen 1000 fát kaptunk, melyek közül az első 100 fát nem vettük figyelembe (ún. burn-in). Az elemzést két ismétlésben végeztem el.

A TCS módszer alkalmazásával az egyes haplotipusok egymásba ágyazottságáról kaptam információkat.

4. Eredmények

4.1. Egykori és récens haragossikló-élőhelyek Magyarországon

A haragos sikló populációinak jelenleg ismert elterjedését az alábbi 10x10 km-es UTM hálózatos térképen mutatom be (7. ábra).



7. ábra: A haragos sikló aktualizált elterjedési térképe 10x10 km-es UTM hálón ábrázolva.

Vizsgálataim során felfedezett és leírt új haragossikló-élőhelyek az alábbiak:

1. Budai-hegyek, Szekrényes-hegy, Szállás-hegy (nem publikált)
2. Dunaújváros (Bellaagh *et al.* 2006)
3. Dunaföldvár (Bellaagh *et al.* 2006)
4. Dunaszekcső (nem publikált)

4.1.1. Budai-hegység

A Budai-hegység döntően északkelet délnyugat irányú vonulatának egykor több olyan területe is volt, amelyek különböző, hitelesnek tekinthető szakcikkek alapján kisebb-

nagyobb haragossikló-populációknak adtak otthont. E leírások, beszámolók nem minden esetben adnak részletes felvilágosítást a faj pontos lelőhelyeivel kapcsolatban, gyakran csak régiót (Csíki-hegyek, Budaörsi kopaszok) jelölnek meg.

Az egykori és aktuális élőhelyeket, a Budai-hegység vonulatát követve északról dél felé haladva mutatom be.

Újlaki-hegy és az egykori újlaki téglagyár

Az Újlaki-téglagyár területéről a haragos sikló előfordulásáról legutoljára az 1961-ben számoltak be (DELY 1997). Ezt megelőzően több szerző is említi a fajt az „ó-budai hegyek" területéről (pl. FRIVALDSZKY 1865).

Kézenfekvő az a feltevés, hogy az Újlaki-hegy területen jóval a téglagyár valamint annak agyagfejtőjének megnyitása előtt is előfordult az 1800-as években még a Budai-hegyekben közönségesnek tartott haragos sikló. A területről készített térképeken (második és harmadik katonai felvételezés) jól látható egy észak-dél irányban húzódó, folyamatosan suvadó illetve bontás alatt álló löszfal, amelynek kevésbé bolygatott, keleti dél-keleti kitettségű, ligetes vegetációjú felső része szolgálhatott egykor a haragos sikló élőhelyéül. További potenciális élőhelyként jönnek számításba a szintén délkeleti tájolású, az agyagfejtők peremétől a Hármashatár-hegy zárt erdőtársulásáig telepített ligetes gyümölcsösök is, amelyeket a mai szóhasználat mellett extenzív művelésűeknek nevezhetnénk. Itt érdemes megjegyezni, hogy az egykori újlaki agyagbánya-területek valamint azoknak felső platói természeti és élőhely-szerkezeti tulajdonságaikban, nagyban hasonlíthattak a récens paksi élőhely adottságaihoz. A már az 1900-as évek derekán bezárt téglagyár és agyagfejtőjének rekultivációja során a teljes egykori élőhelyet átalakították, illetve megsemmisült. Jelenleg a területen rendszeresen kaszált, hozzávetőleg 15 ha kiterjedésű, talajvédelmi célú nyílt gyep és telepített fiatal nyaras (ÁNÉR S2), valamint egy golfpálya található, a területről a cserjék teljes mértékben hiányoznak. A rekultivált bányagödrök felett, az egykori gyümölcsösök területén egészen a Hármashatár-hegy zárt erdős határáig jelenleg beépített lakóövezetet találunk (M3. melléklet).

A múlt század közepe (1961) óta egyetlen, feljegyzett haragossikló-észlelés sem történt a területen, így mára biztosra vehető, hogy a korabeli irodalmakban szereplő haragossikló-populáció az egykori Újlaki-téglagyár területéről kipusztult. Saját bejárásaim eredményeit a 2. táblázatban mutatom be. Véleményem szerint jelen vegetáció és a terület felszíni struktúrája, tagolatlansága, a nagyfokú emberi jelenlét valamint a potenciális

táplálékbázis hiánya már nem tenné lehetővé a haragos sikló esetleges rekolonizációját még abban az esetben sem, ha a közelben forrás-típusú populáció létezne.

2. táblázat: Az Újlaki-hegy területén végzett, potenciális haragossikló-élőhely kutatásának eredményei

Dátum	Helyszín	Megfigyelés tárgya	Mennyiség	Megfigyelő
2002.04.29.	Újlaki-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2002.09.11.	Újlaki-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2003.05.01.	Újlaki-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.

Mátyás-hegy

A Mátyás-hegy Budapest belterületén a II. és a III. kerületének határán fekszik a Kolostor, a Mátyáshegyi a Szépvölgyi és a Nyereg utak által határolva. A hegy jelenleg izolált zöld szigetként emelkedik ki a körülötte található lakóövezetből (M3. melléklet). Területe a korabeli térképlapok alapján az 1940-es évek elején még természetes összeköttetésben állt az Újlaki-téglagyárig húzódó ligeterdős vegetációval. A haragos siklót először és utoljára 1943-ban (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943) említik a területről, bizonyító példányt azonban közgyűjteményekben nem őriznek. Terepbejárásaimat 1999-től 2006-ig folyamatosan évi két alkalommal végeztem. A kiszállások a vedlési időszakot követően, április végén, júliusban és szeptember végén végeztem. A Mátyás-hegy déli oldalán több kisebb és két nagyobb kőfejtő is található, ezeket a szársomlyói Szoborparkhoz hasonló mikroklimatikus jellemzőik miatt szintén, mint potenciális élőhelyet folyamatosan vizsgáltam, de a haragos sikló előfordulására utaló semmilyen nyomot (elpusztult példány, levedlett pikkelying) nem találtam (ld. 3. táblázat). A délkeleti kőfejtő a Kolostor utca sarkától könnyen megközelíthető, a területre turistaút is vezet. A felhagyott bányaudvar, amelyből több kisebb barlang is nyílik, mintegy 100 x 100 méteres területen fekszik és a környék lakóinak kedvelt kiránduló helye. A bányafalak tövében lévő, kőgörgeteges, cserjés terület nagyban hasonlít a szársomlyói szoborparkban található haragossikló-élőhelyhez, de annál azonban jóval kisebb területen található csak meg. A délnyugati kőfejtő a budapesti barlangászok kedvelt gyakorlóhelye, a Mátyás-hegyi-barlang bejárata körül helyezkedik el. A bányaudvar egy részén tájrendezést végeztek, és jelenleg parkolóként funkcionál, a fennmaradó területen erózióvédelmi célból telepített gyepet találhatunk, a bányafal lábánál csupán egy keskeny, néhány 10 méter széles cserjesáv képviseli a fásszárú vegetációt. Mindkét bányaterületre jellemző, hogy a

bányafalak felső peremén – a szársomlyói és paksi élőhelytől eltérően – közvetlenül zárt, erdős területek helyezkednek el, amelyek a faj számára nem nyújtanak megfelelő élőhelyi feltételeket.

Nagyfokú emberi zavarás (kirándulók, kerékpárosok, kutyák), valamint az egykor a hegylábi területeken meglévő ligeterdős vegetációjú foltok, mint potenciális élőhelyek beépítése, valamint az 1943 és 2007 között eltelt 64 év észlelési adatainak hiánya alapján a haragos sikló a Mátyás-hegyről jelenleg kipusztultnak tekinthető.

3. táblázat: A Mátyás-hegy területén végzett, potenciális haragossikló-élőhely kutatásának eredményei

Dátum	Helyszín	Megfigyelés tárgya	Mennyiség	Megfigyelő
1999.09.10	Mátyás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2000.05.06	Mátyás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2000.07.25.	Mátyás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2001.05.02.	Mátyás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2002.04.29.	Mátyás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2002.09.11.	Mátyás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2003.05.01.	Mátyás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2003.08.20.	Mátyás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2004.08.29.	Mátyás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2005.05.07.	Mátyás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2005.09.15.	Mátyás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2006.04.30	Mátyás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.

Sas-hegy

A Sas-hegy területe, mint természetvédelmi terület a Duna-Ipoly Nemzeti Park igazgatósága alá tartozik. Sasbérc jellegű északkeleti orma a város szintjéből jól láthatóan kimagasodik. Déli és délkeleti oldalán melegkedvelő sziklagyep-társulások valamint ligetes molyhostölgyes karsztbokorerdő-foltok (ÁNÉR H3) találhatók.

Az első katonai felvételezés idején készített térképrészleten látható, hogy a Sas-hegy és környezete ebben az időben még külterületnek számított, mindössze a hegytől keletre húzódó út és a délkeletre található szőlők jelentették az emberi zavarást. Az 1800-as évek elején már a Sas-hegytől keletre és délre is szőlőterületek húzódtak, amelyek egészen a hegylábi területekig felkúsztak. A mezőgazdasági hasznosítással párhuzamosan fokozódott a területen az ember jelenléte is. Jól látható, hogy a hegyet ekkor már északról, nyugatról és délről is közutak fogták közre (ld. M4. melléklet). Délről, nyugatról és északról főként zártkertek, gyümölcsösök határolják a hegyet. Az 1920-as években már a

Sas-hegy délkeleti oldalán a Károly laktanya és környezetének beépítése is megkezdődött. Az 1950-es évekből származó térkép alapján a Sas-hegy északi, nyugati és délnyugati lábánál jelentősen megnövekedett a beépített lakóterületek aránya. Az úthálózat fejlődése is az egyre fokozódó emberi jelenlétre utal. A Sas-hegy izolált „zöld” szigetté alakult (ld. M4. melléklet).

A Sas-hegy területén 1955-ben fogtak be haragos siklót, majd utána több évtizeden át nem figyelték meg a fajt a területen. Hosszú idő után 1990-ben Péchy figyelt meg élő egyedeket a hegyen, de erről beszámoló nem készült, csupán Delyvel való levelezésükben került említésre (DELY 1997). A Sas-hegy területén 2004 óta végzünk rendszeres terepi kutatásokat, havi egy-két alkalommal. 2001-ben egy pannon gyíkokkal foglalkozó herpetológiai felmérés során három levedlett pikkelyingre bukkantak, majd egy kifejlett példányt is észleltek a területen (HERCZEG *et al.* 2002, TÓTH 2002). 2006. májusában egy frissen levedlett, haragos siklótól származó pikkelyinget gyűjtöttem be (ld. 4. táblázat) a hegy déli oldalán (É: 47º 28’ 56”, K: 19º 01’ 00”). A 2008. évben az Interreg III/a kutatási program keretében végzett rendszeres területbejárásaink alkalmával a hegy déli oldalán egy kifejlett haragos siklót figyeltünk meg, amelyet befognunk nem sikerült és az észlelésről fotódokumentáció sem készült.

A megfigyelések és a területen talált levedlett pikkelyingek alapján biztosnak tekinthető a területen egy kisebb haragossikló-állomány léte, de annak pontos egyedszáma az észlelések és a befogások (jelölések és visszafogások) hiánya következtében nem meghatározható. A már több alkalommal megfigyelt, kifejlett példány egyes kutatók véleménye szerint lehet, hogy Romániából vagy a Balkánról származó betelepített, szabadon engedett, megunt terráriumi példány is lehet (HERCZEG *et al.* 2002).

4. táblázat: A Sas-hegyi haragossikló-élőhely kutatásának eredményei

Dátum	Helyszín	Megfigyelés tárgya	Mennyiség	Megfigyelő
1999. 07.10.	Sas-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2000.08.13.	Sas-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2001.06.05.	Sas-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2005.08.08.	Sas-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2006.05.25.	Sas-hegy	pikkelying begyűjtés	1 db.	Bellaagh M.
2007.05.19.	Sas-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2008. 04.27	Sas-hegy	észlelés	1 pld	Bellaagh M, Vörös J.
2008.04.28	Sas-hegy	pikkelying begyűjtés	1 db	Vörös J.
2008.04.29	Sas-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2008.05.08	Sas-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2008.05.23	Sas-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2008.05.25	Sas-hegy	észlelés	1 pld	Bellaagh M.

2008.05.30	Sas-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2008.06.07	Sas-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2009.09.01.	Sas-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.

4. kép: A Sas-hegy déli oldalán talált, levedlett, haragos siklótól származó pikkelying (a szerző felvétele)

Csíki-hegyek, Budaörsi kopaszok

A Budaörsi Kopaszok területéről 1958-ban fogtak be utoljára bizonyítottan haragos siklót Budaörs település határában (DELY 1997). A későbbiekben csupán néhány levélbeli közlés és egy 1991-ből származó észlelés kapcsán (PÉCHY levélbeli közlései in DELY 1997, TÓTH 2002) említik a területről a fajt, de konkrét befogásról vagy levedlett pikkelyingek begyűjtéséről írásos jelentés nem készült.

A Csíki-hegyek északkelet-délnyugat irányú vonulatának hegylábi része már az 1800-as évek elejétől, mint Etyek-Budai borvidék, mezőgazdasági hasznosítás alatt állt (M5. melléklet). A bortermelés alapját részben a terület igen kedvező (meleg klíma, szélvédettség, déli kitettség, gyenge tápanyag-szolgáltató képességű talaj) mikroklímája és domborzata jelentette, amely tényezők együttes megléte a haragos sikló egykori jelenlétét szintén alátámasztani látszik. Itt kell megjegyezni, hogy a Csíki-hegyek déli hegylábi területe, eltekintve az urbanizáció tényétől, mind tájszerkezetileg, mind klímáját tekintve nagy hasonlóságot mutat a Szársomlyóval. A filoxéra járványt (1875-1885) követően a kipusztult szőlőterületek helyén talajvédelmi célokból többek között feketefenyőt

telepítettek, amelynek fokozott térhódításával kezdődött meg az egykori haragossikló-élőhelyek területeinek drasztikus csökkenése.

Korábbi terepbejárásaim alkalmával 1999-ben a Szekrényes-hegy déli oldalán találtam egy, még az előző évből származó levedlett pikkelyinget. Azóta végzett bejárásaim során élő példányt megfigyelni, sem további levedlett pikkelyingeket begyűjtenem nem sikerült (ld. 5. táblázat), azonban 2011. évben végzett terepbejárások a faj előfordulását bizonyították (BABOCSAY G. *pers. comm.*).

A Szekrényes-hegy és Farkas-hegy aktuális vegetációját tekintve egy erősen degradált hegylábi és egy természetközeli - dolomit sziklagyepek (ÁNÉR: H2) - hegytetői részre bontható. A hegylábi telepített fekete fenyő a hegy déli oldalán jelentős magasságban felkapaszkodik a nyílt sziklagyep társulás területére is, ezzel az eredeti vegetációt háttérbe szorítva.

További problémát jelenthet az urbanizáció (lásd M5. melléklet), a turisták nagy száma és a terepmotorosok egyre gyakoribb megjelenése a területen. Igen fontos feladat lenne a fajmegőrzési tervben foglaltakkal összhangban a terület természetes vegetációjának restaurációja továbbá az ember hatékonyabb kizárása a területről.

A rendkívül esetleges megfigyelésekből valamint a területen csak szórványos időközönként megtalált levedlett pikkelyingek száma alapján a területen „található” haragossikló-állományra vonatkozóan létszámbecslést végezni nem lehet.

5. táblázat: A budaörsi kopaszok területén található haragossikló-élőhely kutatásának eredményei

Dátum	Helyszín	Megfigyelés tárgya	Mennyiség	Megfigyelő
1999.04.10.	Csíki-hegyek	pikkelying begyűjtés	1 pld.	Bellaagh M.
2000.05.19.	Csíki-hegyek	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2000.09.10.	Csíki-hegyek	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2001.04.26.	Csíki-hegyek	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2001.09.08.	Csíki-hegyek	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2003.05.06	Csíki-hegyek	eredménytelen	0	Bellaagh M
2010.05.28.	Csíki-hegyek	eredménytelen	0	Bellaagh M
2010.09.16.	Csíki-hegyek	eredménytelen	0	Bellaagh M

Szállás-hegy

A Szállás-hegy hegylábi területe a filoxéra járvány előtt – hasonlóan a Csíki-hegyek többi részéhez – szőlőterületként szolgált. A hegylábi telkektől a hegy teteje felé húzódó ligetes vegetációjú terület szerkezete és mikroklimatikus jellemzői alapján szintén,

mint potenciális haragossikló-élőhely került vizsgálatunk látókörébe. A területről, mint a faj számára potenciális élőhelyről TÓTH (2002) tesz említést, de sem haragos sikló észleléséről, sem levedlett pikkelyingek alapján való bizonyító erejű előfordulásról nem szól.

A Szállás-hegy területén 2002-ben és 2003-ban is végeztem terepbejárást, azonban sem haragos siklóra, sem annak levedlett pikkelyingére ez idő alatt nem bukkantam. A bejárásokat 2002-ben a tavaszi és az őszi vedlési időszakot 2003-ban a tavaszi vedlési időszakot követően egy-egy alkalommal végeztem. Mivel a bejárások eredményre nem vezettek a területet a továbbiakban nem vizsgáltam.

A Szállás-hegyet ismételten 2007 őszén Somlyay Lajos botanikus kutató bejelentése alapján vontuk be vizsgálatainkba. Még azév októberében végzett terepbejárásunk alkalmával a hegy déli oldalán lévő cserjés területen, egymástól megközelítőleg 30 méter távolságban (É: 47º 28’ 13”, K: 18º 55’ 51”) két darab, néhány napja levedlett pikkelyinget találtunk (ld. 6. táblázat), amelyek minden kétséget kizáróan haragos siklótól származnak. A két darab, egymástól jól láthatóan különböző méretű (egyik hozzávetőleg 150 cm, a másik 100 centiméter alatti) pikkelyingeket a Magyar Természettudományi Múzeum Herpetológiai Gyűjteményében helyeztük el. Itt szükséges megjegyeznem, hogy a 2002-ben és 2003-ban vizsgált területek a jelenlegi bizonyított előfordulási helytől hozzávetőleg 100-200 méterre, keletre helyezkednek el.

2010. szeptemberében végzett terepbejárásom során a korábban begyűjtött pikkelyingek megtalálási területének közelében egy 125-130 cm nagyságú haragossikló-példányt fogtam be. A befogott állat morfológiai jellemzőiben nem mutatott eltéréseket a Szársomlyón begyűjtött egyedektől csupán a fejtetői (parietalis) pajzsok voltak összenőve.

A mindössze 322 méter magas Szállás-hegy déli, délnyugati oldala egy védett, kedvező mikroklimatikus adottságú, hárshegyi homokkő kibúvásokkal tarkított, északkelet-délnyugat irányú völgyhálózat déli kitettségű eleme. Mint a Budai-hegységben található legtöbb élőhelyet, a Szállás-hegy területét számos antropogén és természeti jelenség is fenyegeti. A legnagyobb problémát a ligetes, lejtősztyepp-társulás (ÁNÉR H3) cserjésedése jelenti, de e mellett nem elhanyagolható a fokozott emberi jelenlét kedvezőtlen hatása sem (lásd M5. melléklet – urbanizációs hatások).

A hegyen található haragossikló-állomány méretére vonatkozóan megbízható becsléseket tenni az észlelések „gyakorisága” és a csupán kettő darab levedlett pikkelying alapján nem áll módomban.

6. táblázat: A szállás-hegyi haragossikló-élőhely kutatásának eredményei

Dátum	Helyszín	Megfigyelés tárgya	Mennyiség	Megfigyelő
2002.05.10.	Szállás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2002.09.01.	Szállás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2003.05.06.	Szállás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2004.06.19	Szállás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2007.10.05.	Szállás-hegy	pikkelying begyűjtés	2 db.	Bellaagh M., Somlyay L.
2008.05.13.	Szállás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2008.08.28.	Szállás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2009.05.09.	Szállás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2009.09.04.	Szállás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2010.05.28.	Szállás-hegy	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2010.09.16.	Szállás-hegy	befogás	1 pld.	Bellaagh M.

Törökugrató

A Törökugrató hegy Budaörs határában a településtől nyugati irányban található, alacsony, sasbérc jellegű dolomittömb, amely utakkal és beépített lakóterületekkel körbevéve 249 méter magasságba emelkedik ki a környezetéből. A hegy területéről a haragos siklót utoljára az 1959-ben észlelték, azóta állítólag csak a faj levedlett pikkelyingére bukkantak (DELY 1997). A területen 1999 és 2006 között egyetlen haragos siklót sem volt alkalmam megfigyelni és a fajtól származó pikkelyinget sem találtam (ld. 7. táblázat). Az egykori haragossikló-élőhelyként nyilvántartott területnek ma már csak a töredéke maradt meg természetes állapotban. A meredek északi, északkeleti oldalon található természetes sziklagyep-folt képviseli a területen a legnagyobb természetközeli élőhelyet. E csaknem teljes egészében lágyszárúakkal borított terület vertikálisan ugyan kellőképpen tagolt ahhoz, hogy a haragos sikló számára megfelelő legyen, azonban a cserjeszint hiányzik, így a sikló számára kulcsfontosságú szegélyek sem adottak a területen. A hegy déli és délnyugati oldalán felhagyott kőbánya található, amely helyenként szemétkupacokkal van borítva és az ember fokozott jelenlétét jelző gyalogos ösvények is sűrűn behálózzák a területet. A hegy összesen hozzávetőleg 4 hektáros területén nem találtam olyan élőhelyet, amely a faj számára a túlélés kellő feltételeit biztosíthatná.

A terület izoláltságából, kis kiterjedéséből és zavartságából adódóan feltételezhető, hogy az elmúlt majdnem 50 év alatt az 1959-ben még meglévő állomány kipusztult a területről.

7. táblázat: A Törökugrató területén található, potenciális haragossikló-élőhely kutatásának eredményei

Dátum	Helyszín	Megfigyelés tárgya	Mennyiség	Megfigyelő
1999.09.19.	Törökugrató	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2000.05.17.	Törökugrató	eredménytelen	0	Bellaagh M..
2001.09.11.	Törökugrató	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2002.08.01.	Törökugrató	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2003.09.11.	Törökugrató	eredménytelen	0	Bellaagh M., Bellaagh M.
2004.05.05.	Törökugrató	eredménytelen	0	Bellaagh M., Bellaagh M.
2005.05.01.	Törökugrató	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2006.08.04.	Törökugrató	eredménytelen	0	Bellaagh M.

4.1.2. Dunaújváros

Egy üzemi áramkimaradás okát vizsgálva 2003-ban, Dunaújváros határában, egy ipari transzformátorházban SZELÉNYI GÁBOR és KORSÓS ZOLTÁN találtak egy összeégett haragossikló-tetemet (BELLAAGH *et al.* 2006). A későbbiekben az ipartelep területén lévő elektromos transzformátorház udvarán a dolgozók egy nagyméretű siklóra lettek figyelmesek. A későbbiekben a transzformátorház környékén és a közelben lévő természetközeli állapotban megmaradt területeken végzett terepbejárásaink során több alkalommal is megfigyeltünk, illetve fogtunk be haragos siklókat, gyűjtöttünk be levedlett pikkelyingeket (ld. 8. táblázat).

8. táblázat: A dunaújvárosi haragossikló-élőhely kutatásának eredményei

Dátum	Helyszín	Megfigyelés tárgya	Mennyiség	Megfigyelő
2003.05.13.	Dunaújváros Dunapack	befogás	1 pld.	Korsós Z., Szelényi G.
2003.05.23	Dunaújváros Dunapack	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2003.05.26	Dunaújváros Dunapack	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2004.07.19.	Dunaújváros Dunapack	befogás	1 pld.	Korsós Z.
2004.09.13	Dunaújváros Dunapack	észlelés	1 pld.	Bellaagh M.
2004.09.30	Dunaújváros Dunapack	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2006.05.22	Dunaújváros Dunapack	befogás	1 pld.	Bellaagh M., Zörényi M.
2006.05.22	Dunaújváros Dunapack	pikkelying begyűjtés	1 db.	Bellaagh M., Zörényi M.
2006.06.09	Dunaújváros Dunapack	észlelés	1 pld	Bellaagh M, Füzi B.
2006.09.11	Dunaújváros Dunapack	eredménytelen	0	Bellaagh M., Füzi B.
2006.09.03.	Dunaújváros Dunapack	észlelés	1 db.	Bellaagh M.
2007.04.29	Dunaújváros Dunapack	észlelés	1 pld.	Bellaagh M.
2007.06.12	Dunaújváros Dunapack	eredménytelen	0	Bellaagh M.

2007.06.19	Dunaújváros Dunapack	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2007.08.27	Dunaújváros Dunapack	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2007.08.30	Dunaújváros Dunapack	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2007.09.10	Dunaújváros Dunapack	pikkelying begyűjtés	1 db.	Bellaagh M.
2008.05.14	Dunaújváros Dunapack	eredménytelen	0	Bellaagh M., Burai E.
2008. 06.17	Dunaújváros Dunapack	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2008.06.20	Dunaújváros Dunapack	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2009.05.23	Dunaújváros Dunapack	eredménytelen	0	Bellaagh M.

A haragos siklók által bizonyítottan használt élőhelyek a várostól délre Kisapostag irányában, a Dunapack iparterület és a „Dunaújvárosi Motoros Sportegyesület" motorospályájának közelében a 6 számú főút és a Duna között terülnek el. Ezek az élőhely-foltok lösz alapkőzeten kialakult gyeptársulások (ÁNÉR H3), amelyek invazív fajokkal kevert flóraidegen fenyves, akácos mátrixban egymástól 10-100 méter távolságban helyezkednek el. A természetközeli állapotban megmaradt löszgyep-fragmentumok területén az alábbi gyepalkotó fajokat között a kék len (*Linum perenne*), a lila ökörfarkkóró (*Verbascum phoeniceum*), a védett hangyabogáncs (*Jurinea mollis*), a koloncos legyezőfő (*Filipendula vulgaris*), és az árvalányhaj (*Stipa borysthenica*) fajokat figyeltük meg.

Az említett területre jellemző a nagymértékű emberi jelenlét, ami a motoroscentrum közelségéből, illetve egy illegálisan „kialakult" hulladéklerakó valamint az intenzív szántóföldi kultúrák létével összefüggő jelenség. Az említett papírhulladék-feldolgozó üzem hivatalosan kijelölt hulladéktárolója is közvetlen szomszédságában van a haragos siklók által használt élőhelyfoltoknak, sőt egy alkalommal a hulladéklerakó belső területén is találtunk egy frissen levedlett haragossikló-pikkelyinget.

4.1.3. Dunaföldvár

A Dunaföldvár határában, a településtől északra található élőhelyek felmérését, légifelvételek alapján kiválasztott területeken, 2005 őszén kezdtük meg. A 2006 tavaszától rendszeresen végzett terepbejárások eredményeként több haragos siklót volt alkalmunk megfigyelni valamint befogni (ld. 9. táblázat). A haragos sikló számára élőhelyül szolgáló területek a Duna mentén a várostól mintegy 1 kilométeres távolságban terülnek el. A

siklókat e jellegzetes lösz-partfalak tetején, azoknak parti szegélyén észleltük, illetve szintén ebben a sávban találtuk meg levedlett pikkelyingeiket, amelyek közül a Magyar Természettudományi Múzeum Herpetológiai gyűjteményébe is küldtünk mintát.

9. táblázat: A dunaföldvári haragossikló-élőhely kutatásának eredményei

Dátum	Helyszín	Megfigyelés tárgya	Mennyiség	Megfigyelést végezte
2006.05.22	Dunaföldvár Magaspart	befogás	1 pld.	Bellaagh M., Zörényi M.,
2006.05.22	Dunaföldvár Magaspart	pikkelying begyűjtés	2 db.	Bellaagh M., Zörényi M.,
2006.06.09	Dunaföldvár Magaspart	észlelés	1 pld	Bellaagh M., Füzi B.
2006.06.09	Dunaföldvár Magaspart	pikkelying begyűjtés	1 db	Bellaagh M., Füzi B.
2006.07.06	Dunaföldvár Magaspart	pikkelying begyűjtés	1 db	Bellaagh M., Füzi B.
2006.09.11	Dunaföldvár Magaspart	eredménytelen	0	Bellaagh M., Füzi B.
2006.07.06	Dunaföldvár Magaspart	pikkelying begyűjtés	1 db.	Bellaagh M., Füzi B.
2006.08.30	Dunaföldvár Magaspart	észlelés	1 pld.	Bellaagh M., Füzi B.
2007.06.02	Dunaföldvár Magaspart	észlelés	1 pld.	Bellaagh M.
2007.06.12	Dunaföldvár Magaspart	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2007.06.19	Dunaföldvár Magaspart	észlelés	1 pld	Bellaagh M.
2007.08.27	Dunaföldvár Magaspart	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2007.08.30	Dunaföldvár Magaspart	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2008. 05.14	Dunaföldvár Magaspart	észlelés	1 pld.	Bellaagh M., Burai E.
2008.06.17	Dunaföldvár Magaspart	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2008.06.20	Dunaföldvár Magaspart	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2009. 05.23	Dunaföldvár Magaspart	észlelés	1 pld	Bellaagh M.

Az élőhely növényzetét tekintve a természetközeli állapotban megmaradt vegetációfoltjai szintén az ÁNÉR H3 kategóriába tartoznak, de a mezőgazdasági táblák ruderális gyomflórája nagy nyomást gyakorol a természetes növénytársulásra. Emellett a flóraidegen növényfajok közül a közönséges akác *(Robinia pseudoacacia)* területfoglalása jelentős.

A Dunaföldvár melletti élőhelyre a dunaújvárosihoz hasonlóan az ember fokozott jelenléte szintén jellemző, a löszfalak tetején, a szegélyeket gyakran 1-2 méteres távolságban megközelítő mezőgazdasági táblák találhatóak. Mindezek mellett a terület felfedezésekor, annak „off-road” motoros forgalma is jelentős volt.

4.1.4. Bölcske és Madocsa közti területek

A Bölcske és Madocsa közti területek bejárása 2004. és 2005. években történt, évi két alkalommal végezve. A térképek alapján kijelölt, potenciális haragossikló-élőhelyet Bölcske településtől délkeletre azonosítottam. A vizsgált, hozzávetőleg 10 ha méretű terület intenzív szántóföldi hasznosítású területek mátrixában helyezkedik el a Duna partjától 100-500 méter távolságban. A területet jellemzően bozótos, cserjés növényzet borítja, déli részén felhagyott gyümölcsös maradványaival. A vizsgált területen sem 2004-ben, sem pedig 2005-ben a haragos sikló jelenlétére utaló nyomot nem találtam (ld. 10. táblázat), ezért a területet a továbbiakban nem vizsgáltam. Itt érdemes megjegyezni, hogy a terület a további mezőföldi élőhelyekhez képest vertikálisan lényegesen kevésbé tagolt, jellegében ezért kissé eltér a bizonyított élőhelyek szerkezetétől.

10. táblázat: A Bölcske és Madocsa közti potenciális haragossikló-élőhely kutatásának eredményei.

Dátum	Helyszín	Megfigyelés tárgya	Mennyiség	Megfigyelést végezte
2004.05.15	Bölcske és Madocsa közti földek	eredménytelen	0	Bellaagh M., Füzi B.
2004.10.02	Bölcske és Madocsa közti földek	eredménytelen	0	Bellaagh M., Füzi B.
2005.05.02	Bölcske és Madocsa közti földek	eredménytelen	0	Bellaagh M., Füzi B.
2005. 08.23	Bölcske és Madocsa közti földek	eredménytelen	0	Bellaagh M., Füzi B.

4.1.5. Paks és Dunakömlőd

A paksi élőhelyet KORSÓS és munkatársai írták le 2002-ben. A téglagyár és agyagfejtőjének területét azóta rendszeresen kutatjuk és az eltelt évek során minden évben több haragossikló-példányt volt alkalmunk megfigyelni, illetve befogni (ld. 11. táblázat). A 2006., 2007. és 2008. évben a téglagyár területétől északi irányban, egykori szőlőterületek és felhagyott gyümölcsösök között is több alkalommal figyeltem meg haragos siklókat és gyűjtöttem be pikkelyingeket.

A levedlett pikkelyingek és a megfigyelt példányok alapján kijelenthetjük, hogy a város határában található löszterületen, illetve az egészen Dunakömlőd határáig húzódó löszplatón jelenleg is egy nehezen meghatározható egyedszámú haragossikló-állomány él.

Az egyedszámra vonatkozó jelzőt csupán a terület kiterjedésére (kb. 90 ha) és a megfigyelt haragos siklók alacsony észlelési számára alapozom, korrekt, megbízható létszámbecslést a területre vonatkozóan nem áll módomban adni.

11. táblázat: A paksi haragossikló-élőhely kutatásának eredményei.

Dátum	Helyszín	Megfigyelés tárgya	Mennyiség	Megfigyelést végezte
2003.05.23	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	pikkelying begyűjtés	1 db	Bellaagh M.
2003.05.26	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2004. 09.03	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	észlelés	1 pld.	Bellaagh M.
2004.09.30	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2005. 06.21	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	észlelés	1 pld.	Bellaagh M.
2005. 08.23	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	észlelés	1 pld.	Bellaagh M.
2006.05.22	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	befogás	1 pld.	Bellaagh M., Zörényi M.,
2006.05.22	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	pikkelying begyűjtés	3 db	Bellaagh M., Zörényi M.,
2006.05.22	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	észlelés	1 pld.	Bellaagh M., Zörényi M.,
2006.06.09	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	eredménytelen	0	Bellaagh M., Füzi B.
2006.06.11	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	eredménytelen	0	Bellaagh M., Füzi B.
2007.06.12	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	befogás	1 pld.	Bellaagh M.
2007.06.19	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2007.08.27	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2007.08.30	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	befogás	1 pld.	Bellaagh M.
2007.08.30	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	pikkelying begyűjtés	1 db	Bellaagh M.
2008.05.14	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	eredménytelen	0	Bellaagh M., Burai E.
2008.06.17	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2008.06.20.	Paks és Dunakömlőd közti löszterületek	észlelés	2 pld.	Bellaagh M.

A téglagyár agyagfejtője, első sorban annak északi oldala rendszeres művelés alatt állt, ami a partszegély folyamatos suvadását, a löszfal tetején található élőhelyfoltok fokozatos csökkenését vonta maga után. Mára az élőhelyen a bányászat intenzitása nagymértékben csökkent, jelentős kitermelés a területen nem folyik, azonban a bányafal stabilitásának megőrzésére láthatóan nem tettek intézkedéseket. Szintén jelentős a terület mezőgazdasági hasznosítása is, mivel a déli, délkeleti kitettségű platón szőlőterületek és kisebb-nagyobb gyümölcsösök találhatók.

A nagymértékben antropogén habitatok között foltszerűen megmaradt és a haragos sikló számára menedéket nyújtó löszgyep-fragmentumok találhatók.

4.1.5. Dunaszekcső

A dunaszekcsői élőhely a település belterületén a falu északi határában található löszplatón helyezkedik el. A vizsgálatba vont területet légifelvételek alapján választottuk ki. Az élőhelyről ez idáig csak levedlett pikkelyingeket sikerült begyűjtenünk és csupán két alkalommal figyeltünk meg eleven haragossikló-példányokat (ld. 12. táblázat). A dunaszekcsői élőhelyre is jellemző a nagymértékű emberi jelenlét, mivel a kedvező klimatikus adottságú löszplatón a paksi élőhelyhez hasonlóan szőlőművelés, kertgazdálkodás folyik. A mezőgazdaságilag nem hasznosított, nehezen járható területeken, amelynek kiterjedése megközelítőleg két hektár, egyre nagyobb problémát jelent a cserjésedés, illetve a gyepszinten megjelenő *Vicia* fajok, amelyek borítása már megközelíti a 80%-ot. A dunaszekcsői löszfal a 2007 évben erősen suvadni kezdett, ezzel egyidejűleg a haragos sikló számára potenciálisan élőhelyül szolgáló terület mérete is csökkent. A löszfalat statikai és ezzel együtt életvédelmi okokból a 2008 évben részlegesen jövesztették, így értékes haragossikló-élőhely foltok szűntek meg.

12. táblázat: A dunaszekcsői haragossikló-élőhely kutatásának eredményei.

Dátum	Helyszín	Megfigyelés tárgya	Mennyiség	Megfigyelést végezte
2004.09.30	Dunaszekcső Vár	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2005.04.19.	Dunaszekcső Vár	észlelés	1 pld.	Bellaagh M., Trócsányi B.
2006.	Dunaszekcső Vár	pikkelying begyűjtés	1 db	Bellaagh M
2006.06.11	Dunaszekcső Vár	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2007.06.12	Dunaszekcső Vár	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2007.06.19.	Dunaszekcső Vár	észlelés	1 pld.	Bellaagh M.
2007.08.27	Dunaszekcső Vár	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2007.08.30	Dunaszekcső Vár	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2008.05.14	Dunaszekcső Vár	eredménytelen	0	Bellaagh M., Burai E.
2008.06.17	Dunaszekcső Vár	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2008.06.20	Dunaszekcső Vár	eredménytelen	0	Bellaagh M.

4.1.6. Szársomlyó

A szársomlyói haragossikló-élőhelyet 1932-től tartja számon a tudomány (SZUNYOGHY 1932). Ettől az időponttól gyakorlatilag folyamatosan figyelnek meg haragos

siklókat ezen a Villány és Nagyharsány között fekvő területen (DELY 1997, DUDÁS 2001, BELLAAGH 2003). Az 1999-től rendszeresen végzett terepi megfigyeléseink alapján csak megerősíteni tudjuk azt a megállapítást, hogy hazánk legnagyobb egyedszámú haragossikló-populációja ezen a jelenleg is fokozottan védett területen él. Terepi vizsgálataink során végzett kiszállásainkat a 13. táblázatban foglalom össze.

13. táblázat: A szársomlyói haragossikló-élőhely kutatásának eredményei.

Dátum	Helyszín	Megfigyelés tárgya	Mennyiség	Megfigyelést végezte
1999.09.12.	Szársomlyó	befogás	1 pld	Bellaagh M., Újvári B.
1999.09.12.	Szársomlyó	észlelés	2 pld	Bellaagh M., Újvári B.
1999.10.01	Szársomlyó	pikkelying begyűjtés	12 db	Bellaagh M., Újvári B.
2000.06.10	Szársomlyó	befogás	1 pld	Bellaagh M., Sallai K.
2000.06.11	Szársomlyó	befogás	2 pld	Bellaagh M., Sallai K.
2000.07.19	Szársomlyó	pikkelying begyűjtés	3 db	Bellaagh M.
2000.08.21.	Szársomlyó	befogás	2 pld	Bellaagh M., Pintér B.
2000.08.21	Szársomlyó	észlelés	1 pld	Bellaagh M., Pintér B.
2000.08.22.	Szársomlyó	befogás	3 pld	Bellaagh M., Pintér B.
2000.09.06	Szársomlyó	pikkelying begyűjtés	10 db	Bellaagh M.
2000.09.06	Szársomlyó	észlelés	1 pld	Bellaagh M.
2001.05.21	Szársomlyó	befogás	1 pld	Bellaagh M.
2001.05.22	Szársomlyó	észlelés	2 pld	Bellaagh M.
2001.07.19	Szársomlyó	pikkelying begyűjtés	10 db	Bellaagh M.
2001.07.19	Szársomlyó	észlelés	1 pld	Bellaagh M.
2001.08.22	Szársomlyó	észlelés	3 pld	Bellaagh M., Pintér B.
2001.08.22	Szársomlyó	befogás	2 pld	Bellaagh M., Pintér B.
2001.08.23	Szársomlyó	észlelés	2 pld	Bellaagh M.
2001.08.24	Szársomlyó	befogás	2 pld	Bellaagh M.
2001.08.25.	Szársomlyó	befogás	1 pld	Bellaagh M.
2001.10.06	Szársomlyó	pikkelying begyűjtés	9 db	Bellaagh M.
2002.05.22	Szársomlyó	befogás	2 pld	Bellaagh M.
2002.05.23	Szársomlyó	észlelés	2 pld	Bellaagh M.
2002.05.23	Szársomlyó	pikkelying begyűjtés	1 db	Bellaagh M.
2002.05.24	Szársomlyó	befogás	1 pld	Bellaagh M.
2002.05.25.	Szársomlyó	befogás	2 pld	Bellaagh M,
2002.05.26.	Szársomlyó	befogás	1 pld	Bellaagh M,
2002.05.26.	Szársomlyó	pikkelying begyűjtés	1 db	Bellaagh M,
2002.08.01	Szársomlyó	pikkelying begyűjtés	26 db	Bellaagh M,
2002.08.22	Szársomlyó	befogás	2 pld	Bellaagh M, , Pintér B.
2002.08.23	Szársomlyó	befogás	2 pld	Bellaagh M, Pintér B.
2002.08.24.	Szársomlyó	észlelés	3 pld	Bellaagh M, , Pintér B.
2002.08.24.	Szársomlyó	befogás	3 pld	Bellaagh M, , Pinér B
2002.08.25	Szársomlyó	befogás	2 pld	Bellaagh M, , Pinér B
2002.08.26.	Szársomlyó	befogás	2 pld	Bellaagh M, , Pinér B
2002.09.09	Szársomlyó	pikkelying begyűjtés	9 db	Bellaagh M.
2003.05.23	Szársomlyó	befogás	1 pld	Bellaagh M.
2003.05.24.	Szársomlyó	befogás	2 pld	Bellaagh M.
2003.05.25.	Szársomlyó	észlelés	2 pld	Bellaagh M.

2003.08.22	Szársomlyó	észlelés	1 pld	Bellaagh M.
2003.08.23	Szársomlyó	befogás	1 pld	Bellaagh M.
2003.08.24.	Szársomlyó	befogás	1 pld	Bellaagh M.
2003.08.25.	Szársomlyó	észlelés	3 pld	Bellaagh M.
2004.05.15	Szársomlyó	befogás	2 pld	Bellaagh M. Pintér B.
2004.05.16	Szársomlyó	észlelés	3 db	Bellaagh M. Pintér B.
2004.05.16	Szársomlyó	befogás	2 pld	Bellaagh M. Pintér B.
2004.05.17	Szársomlyó	pikkelying begyűjtés	2 db	Bellaagh M. Pintér B.
2004.05.18	Szársomlyó	eredménytelen	0	Bellaagh M. Pintér B.
2004.10.01	Szársomlyó	pikkelying begyűjtés	2 db	Bellaagh M.
2004.10.02.	Szársomlyó	pikkelying begyűjtés	3 db	Bellaagh M.
2005.05.02	Szársomlyó	befogás	1 pld	Bellaagh M.
2005.05.03.	Szársomlyó	pikkelying begyűjtés	2 db	Bellaagh M.
2005.05.23	Szársomlyó	észlelés	1 pld	Bellaagh M., Bellaagh M
2005.08.19	Szársomlyó	befogás	2 pld	Bellaagh M.
2005.08.20	Szársomlyó	észlelés	3 pld	Bellaagh M.
2006.06.09	Szársomlyó	észlelés	1 pld	Bellaagh M.
2006.06.10	Szársomlyó	észlelés	1 pld	Bellaagh M.
2006.09.11	Szársomlyó	eredmnénytelen	0	Bellaagh M.
2007.06.13	Szársomlyó	észlelés	2 pld	Bellaagh M.
2007.06.17	Szársomlyó	észlelés	1 pld	Bellaagh M.
2007.06.18	Szársomlyó	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2007.08.28	Szársomlyó	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2007.08.29	Szársomlyó	észlelés	1 pld	Bellaagh M.
2008.05.15	Szársomlyó	befogás	1 db	Bellaagh M., Burai E
2008.05.16	Szársomlyó	pikkelying begyűjtés	1 db	Bellaagh M., Burai E
2008.06.18	Szársomlyó	észlelés	2 pld	Bellaagh M.
2008.06.19	Szársomlyó	eredménytelen	0	Bellaagh M.
2008.06.20	Szársomlyó	észlelés	2 pld	Bellaagh M.
2009. 05.05.	Szársomlyó	észlelés	1 pld	Bellaagh M.

A szársomlyói haragossikló-élőhelyről, annak földrajzi, geológiai, éghajlati florisztikai és faunisztikai jellemzőiről DUDÁS (2001) közöl részletes leírást.

A terepbejárásaink során valamennyi helyszínről begyűjtött pikkelyingeket a M6 melléklet tartalmazza.

4.2. Habitatpreferencia

Az adatkiértékelés során alkalmazott módszerek segítségével el tudtuk különíteni, melyek azok a főbb élőhelyi jellemzők, amelyek a haragos sikló adott területen való előfordulását valószínűsíthetik.

Az elemzésbe vont élőhelyi paraméterek mért értékeinek eloszlását F-teszttel (InStat3 program felhasználásával) vizsgáltuk. Mind a gyepterületek, a szegélyhossz és a meredekségi adatok normál eloszlást mutattak.

A 2x2 méteres kvadrátokban mért élőhely-jellemzők esetén a fűmagasság (t-teszt, T = 0.8645, p = 0.39, df = 48) a lágyszárú (t-teszt, T = 0.0873, p = 0.931, df = 48) és a fásszárú borítottság (t-teszt, T = 0.493, p = 0.6244, df = 48) esetében nem találtunk szignifikáns különbséget a haragos sikló által használt és a random pontok között.

A szabad sziklafelszín (t-teszt, T = 1.962, p = 0.0505, df = 48) marginális, míg a szabad talajfelszín (t-teszt, T = 2.651, p = 0.0108, df = 48) értékei szignifikáns különbséget mutattak a két pontcsoport között. A siklók preferálták a szabad talajt és sziklafelszínt.

A meredekség értékek az S és R pontok között szignifikáns különbséget mutattak (P = 0.0195, t = 2.459, df= 48). A siklók által használt területek meredekebbek voltak a random kijelölt területeknél.

A szegélyhossz esetén, amelyet 5x5 méteres kvadrátokban vizsgáltunk, szignifikáns különbséget találtunk (Mann-Whitney U-teszt, U = 46,5, p = 0,001) a haragos sikló által bizonyítottan használt és a random módon kijelölt pontok között. A sikló a nagyobb szegélyhossz értekkel rendelkező területeket preferálta.

A befogási és a random pontok körül mind a három (25, 50 és 100 méter sugarú) terület esetében szignifikáns különbség adódott a szegélyhosszak tekintetében (T_{25} = 2,679, p = 0,013, T_{50} = 4,204, p < 0,001, T_{100} = 4,627, p < 0,001). Tehát a haragos sikló által használt területek esetében a szegélyhossz nagyobbnak adódott, mint a random pontok esetében.

A befogási és a random pontok körüli 25, 50 és 100 méter sugarú területeken belüli gyepterület-arányok vizsgálatának eredményeként szignifikáns különbség csak a 100 méter sugarú területek esetében adódott (T_{25} = 1,636, p = 0,11, T_{50} = 0,213, p = 0,832, T_{100} = 2,98, p = 0,005, α = 0,05), a random pontok javára. E 100 méter sugarú körök már nyílt gyepterületeket is lefednek, amelyeket a faj elkerül. A gyepterület növekedése és a sikló prezenciája negatív, míg a fásszárú borítás növekedése és a sikló jelenléte pozitív összefüggést mutatott. Meg kell azonban jegyezni, hogy a mozaikosság, a szegélyhossz értékek S pontokra adódó szignifikánsan magasabb értéke jelzi, hogy ebben az esetben a fásszárú borítás értékének növekedése és a sikló jelenléte csak egy bizonyos mértékig függenek össze pozitívan. Erre az összefüggésre utal az egyes élőhely-szerkezeti paraméterek közti kapcsolatot vizsgáló korreláció analízis eredménye is, amely szerint a fásszárú borítás és a szegélyhossz egymással pozitív összefüggést mutatott (r = 0,497).

A meredekség tekintetében szignifikáns különbség adódott a siklók által használt és a random módon kijelölt pontok között mind a 25, mind az 50 méter sugarú terület összehasonlítása során (14. táblázat). A 100 méter sugarú területek esetében a siklók által bizonyítottan járt és a random pontok meredeksége közötti különbség már nem volt szignifikáns (T_{25} = 2,774 p = 0,0079, T_{50} = 2,081, p = 0,0428, T_{100} = 1,541 p = 0,102, α = 0,05).

14. táblázat: A különböző sugarú mintaterületek és vizsgált élőhely-szerkezeti paraméterek összehasonlítására végzett logisztikus regresszió analízis eredménye (R = random területek, S = a haragos sikló által bizonyítottan használt területek)

		r = 25	**r = 50**	**r = 100**
		R vs. S	**R vs. S**	**R vs. S**
szegélyhossz	**T**	2.353	3.385	3.636
	p	**0.023 ***	**0.0015 ***	**0.0007 ***
	df	45	48	48
meredekség	**T**	2.774	2.081	1.541
	p	**0.0079 ***	**0.043 ***	0.129
	df	48	48	0,129,
gyepterület	**T**	1.63	0.213	2.93
	p	0.1088	0.83	**0.0045 ***
	df	45	48	48
faterület	**T**	1.60	0.201	2.99
	p	0.11	0.81	**0.005 ***
	df	45	48	48

A logisztikus regresszió analízis (Backward Stepwise) négy élőhely-szerkezeti változót együttesen vizsgálva 25 méter sugarú területen szignifikáns különbséget talált az S és R pontokhoz tartozó területek között a meredekség (p_{25} = 0.006) és szegélyhossz (p_{25}’ = 0.026) értékekben. 50 és 100 méter sugarú területen a különbség már csak a szegélyhossz értékekben (p_{50}’ = 0.004, p_{100}’ = 0.005) volt szignifikáns. A fás és lágyszárú borításban egyetlen sugár esetén sem találtunk szignifikáns eltérést a két területcsoport között. A további vizsgált változók közül a meredekség és a talajborítás különbözött szignifikánsan.

Az élőhely-szerkezeti paraméterek hierarchiájának vizsgálatára végzett főkomponens analízis során kapott sajátértékeket a 15. táblázat mutatja be.

15 táblázat: Főkomponensek sajátértékei (valamennyi mintavételi pont alapadatainak felhasználásával)

	1 komp	2 komp	3 komp	4 komp	5 komp	6 komp	7 komp
Sajátérték	2273,9	636,9	244,2	204,9	148,3	27,8	13,9

Az egyes főkomponensekhez tartozó sajátvektor értékeket az 16. táblázat tartalmazza. A táblázatból kiolvasható, hogy az 1. számú főkomponenst legnagyobb részben a lágyszárú borítás („Borítás”) határozza meg, majd ezt követi a terület meredeksége („Lejtő”) és közel azonos részarányban a szabad sziklafelszín („Szikla”) és a területen található lágyszárúak magassága („Fűmag”).

16. táblázat: az egyes főkomponensekhez tartozó sajátvektor értékek (valamennyi mintavételi pont alapadatainak felhasználásával)

	1 komp	2 komp	3 komp	4 komp	5 komp	6 komp	7 komp
Szegélyhossz	-	-	-	-	-	0,9980	-0,1206
Boritás	-0,6323	-	0,1023	0,1456	-0,5069	-	-0,5586
Fás.	-0,1904	-0,5307	-0,6597	0,4604	0,1583	-	-
Szikla	0,4092	-0,2293	0,4540	0,5411	0,2530	-	-0,4551
Talaj	-	-	-0,3545	-0,4869	0,4564	-	-0,6490
Lejtő	0,4978	-0,5117	-0,1113	-0,3250	-0,5968	-	-0,1103
Fűmag.	-0,3828	-0,6317	0,4570	-0,3591	0,2986	-	0,1602

A főkomponens elemzést elvégeztem a siklók által bizonyítottan használt mintavételi pontokon felvett alapadatokkal is. A kapott főkomponensek sajátértéket a 17. táblázatban mutatom be, a főkomponensekhez tartozó sajátvektor értékek a 18. táblázatban találhatók.

17. táblázat: Főkomponensek sajátértékei (csak a siklók által bizonyítottan használt mintavételi pontok alapadatainak felhasználásával)

	1 komp	2 komp	3 komp	4 komp	5 komp	6 komp	7 komp
Sajátérték	3542,7	1019,3	429,7	141,9	92,8	15,4	3,3

18. táblázat: az egyes főkomponensekhez tartozó sajátvektor értékek (csak a siklók által bizonyítottan használt mintavételi pontok alapadatainak felhasználásával)

	1 komp	2 komp	3 komp	4 komp	5 komp	6 komp	7 komp
Szegélyhossz	-	-	-	-0,1075	-	-0,2141	0,9696
Boritás	-0,6281	-	0,2730	0,3667	0,1385	-0,6082	-
Fás.	-0,2583	-0,4173	-	0,3818	-0,7190	0,2981	-
Szikla	0,3318	-0,3526	0,5975	-0,3916	-0,3045	-0,3774	-0,1407
Talaj	-	-	-0,6892	-0,1819	-0,3992	-0,5472	-0,1515
Lejtő	0,4565	-0,5694	-0,2052	0,5089	0,3550	-0,1992	-
Fűmag.	-0,4654	-0,6065	-0,2254	-0,5124	0,2923	0,1166	-

A siklók által használt habitatokat legnagyobb reprezentativitással jellemző 1. főkomponenst is legnagyobb mértékben a lágyszárú borítás („Boritás”) határozta meg, ezt követően csaknem azonos mértékeben a terület meredeksége („Lejtő”) és a lágyszárúak magassága („Fűmag”) adja a komponens jelentős részarányát.

4.3. Fluktuáló aszimmetria

Az egyes populációkra vonatkozó fluktuáló aszimmetria (FA) értékek megállapítása során első lépésként a kiugró aszimmetria-értékek kiválogatására végzett Grubbs-teszt eredményei [*Dolichophis caspius* (n=28): z*= 2,86, *Natrix tessellata* Mád (n=33): z*= 2,95, *N. tessellata* Balaton (n=77): z*= 3,29] alapján a villányi haragossikló-populáció adatsoraiból a nasalis és a supralabialis pajzsok adatsorait kivettük az elemzésből, mivel ekkora mintaszám esetén a két oldal közötti legkisebb eltérés is kiugró adatnak minősült a teszt szerint, illetve a supralabiális pajzsok száma és az ivar között összefüggést találtam a haragos sikló esetében (Welch-próba; t=10,31, t*=2,17, p=0,05).

A perioculáris, a sublabiális a nasális és a loreális pajzsok száma nem függött össze a siklók nemével (Welch-teszt; t_{perioc}=1,69, t*=2,17, p=0,05, t-teszt; t_{sublab}=0,687, t*=2,17, p=0,05, t_{nas}=0,056, t*=2,17, p=0,05, t_{lor}=0, t*=2,17, p=0,05).

A kiugró adatok, hiányos adatsorok valamint a kiugró aszimmetriát mutató bélyegek kiszűrése után a mádi kockássikló-populációból 33, a balatoni populációból 74, a villányi haragossikló-populációból 28 egyedről származó adatsorunk maradt, amely összesen két morfológiai jellemzőt (a továbbiakban: alsó ajakpajzsok = sublab., szem körüli pajzsok = perioc.) tartalmazott.

A megmaradt két morfológiai jellemzőnek az egyes populációkban az egymástól való függetlenségét a Khí-négyzet próba számított értékei megerősítették (19. táblázat).

19. táblázat: a karakterek függetlenségének vizsgálata, Khí-négyzet teszt értékei

Élőhely	Khí-négyzet érték	df	p
Mád	0,0763	1	0,782
Tihany	0,0495	1	0,824
Villány	0,4115	0	0,645

A Villányi populáció esetében az alapadatok gyakorisága alapján nem értük el a teszt alkalmazhatósági feltételeit, ezért a p-értéket Monte Carlo teszt segítségével számítottuk, a Monte Carlo replikációk száma N=5000.

Szignifikáns méretfüggést csak a haragos siklótól származó adatsorban a szem körüli pajzsok esetében találtunk (*D. caspius*: r_{sublab}=0,0911 p_{sublab} = 0,639, r_{perioc}=0,81 p_{perioc} < 0,001, *N. tessellata*: r_{sublab}=0,0673 p_{sublab} = 0,491, r_{perioc}= 0,0854 p_{perioc} = 0,3432). Az adatpontok különleges eloszlása (kolinearitása) miatt e méretfüggés mégis műterméknek tekinthető, így a továbbiakban nem vettük figyelembe. Az alapadatok eloszlása minden mintában, minden egyes karakter esetében normál eloszlást mutatott (lásd: 20. táblázat).

20. táblázat: Az egyes populációkban karakterenként mért aszimmetriák eloszlása-vizsgálata.
(B = Balaton, M = Mád, V = Villány)

Lokalitás	N	.Karakter	Számolt ferdeség	Számolt csúcsosság	Platykurtosis α = 0,01	Leptokurtosis α = 0,01
V (*D. caspius*)	28	sublab	0,034	-0,123	-1,28	2,29
V (*D. caspius*)	28	perioc	0,303	2,55	-1,28	2,29
M (*N. tessellata*)	33	sublab	0,3532	-0,898	-1,19	2,18
M (*N. tessellata*)	33	perioc	0,3574	0,1221	-1,19	2,18
B (*N. tessellata*)	74	sublab	0,0134	0,5231	-0,91	1,6
B (*N. tessellata*)	74	perioc	0,6269	0,8977	-0,91	1,6

Az aszimmetria irányítottságának vizsgálata során egyetlen morfológiai karakter esetében sem volt a középértékekben szignifikáns eltérést a nullától (*N. tessellata* Mád: p_{perioc} = 0,136, p_{sublab} = 0,838, *N. tessellata* Balaton: p_{perioc} = 0,002, p_{sublab} = 0,829, *D. caspius* Villány: p_{perioc} = 0,254, p_{sublab} = 0,096, α = 0,01).

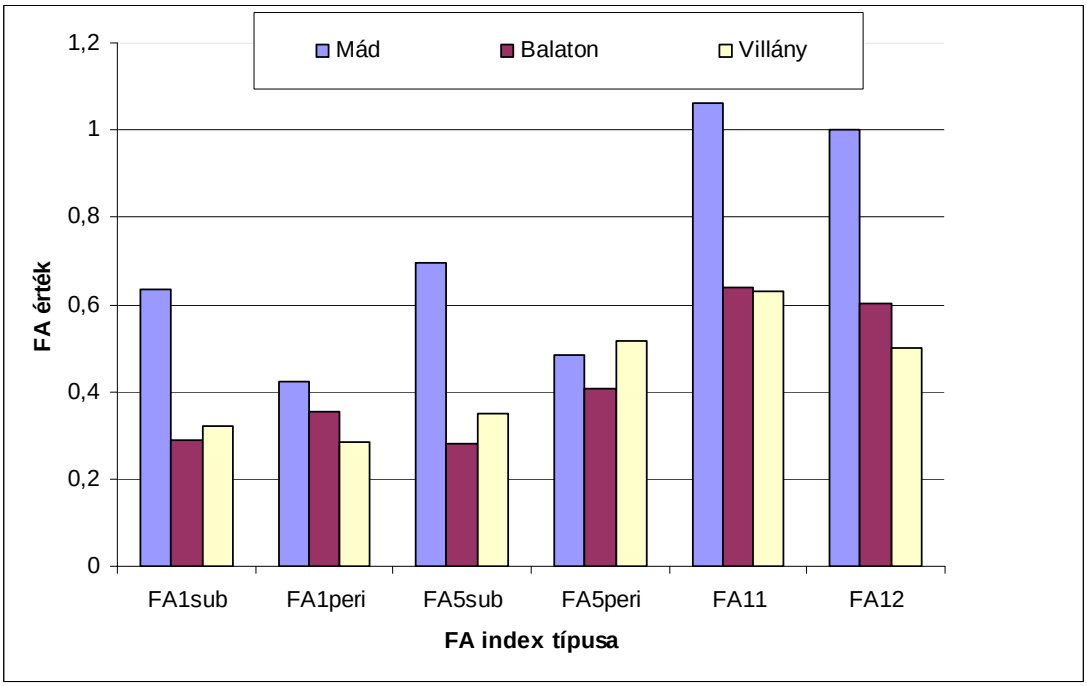
Az egyes populációkra kiszámított FA indexek főbb paramétereit a 21. és 22. táblázatban adom meg, egymáshoz való viszonyuk a 7. ábrán látható.

21. táblázat: A három populációra számított FA-indexek jellemző paraméterei

Lokalitás	Minta szám	Morf. karakter	(J+B)/2	(J-B)			|J-B|
			Átlag±SE	Közép±SE	Ferdeség ±SE	Kurtózis±SE	Közép
V (*D. caspius*)	28	sublab	10,02	0,12	-0,0068	-0,431	0,32
V (*D. caspius*)	28	perioc	5,12	0,23	0,545	2,092	0,28
M (*N. tessellata*)	33	sublab	9,5	-0,03	0,353	-0,898	0,64
M (*N. tessellata*)	33	perioc	6,3	0,18	0,357	0,1221	0,42
B (*N. tessellata*)	74	sublab	9,5	0,01	0,013	0,523	0,28
B (*N. tessellata*)	74	perioc	6,26	0,22	0,627	0,898	0,36

22. táblázat: Az egyes populációkban a két morfológiai bélyeg alapján számított aszimmetria-értékek

Lokalitás	Morf. karakter	FA1	FA5	FA11	FA12
V (*D. caspius*)	sublab	0,32	0,35	0,63	0,50
V (*D. caspius*)	perioc	0,285	0,518		
M (*N. tessellata*)	sublab	0,6364	0,696	1,06	1
M (*N. tessellata*)	perioc	0,424	0,485		
B (*N. tessellata*)	sublab	0,2875	0,28	0,64	0,603
B (*N. tessellata*)	perioc	0,3553	0,408		



8. ábra: Az egyes siklópopulációkra számított aszimmetria értékek grafikus összevetése

Az egyes populációk sublabiális pajzsainak adatsorából képzett FA-értékeinek összehasonlítása során (8. ábra) szignifikáns különbségeket találtunk a mádi és a balatoni kockássikló-populáció között az FA1 és FA5 index értékek alapján. A mádi élőhelyen található kockássikló-populációban a mindkét indexre számított fluktuáló aszimmetria értéke nagyobbnak adódott, mint a balatoni (tihanyi) populáció esetén.

Szintén szignifikáns különbség mutatkozott a mádi kockássikló- és a villányi haragossikló-populációt jellemző FA1 és FA5 index értékek között. A villányi haragossikló-populációban számított fluktuáló aszimmetria indexek értékei jelentősen kisebbek voltak, mint ugyanezen indexek értékei a mádi kockássikló-populációban.

A balatoni kockássikló- és a villányi haragossikló-állományt jellemző FA1 és FA5 index érték adatok között nem mutatható ki szignifikáns eltérés.

A fent bemutatottakkal megegyező eredményt kaptuk az összetett indexek FA11 és FA12 értékeinek összehasonlítása esetében is.

A periocularis pajzsok adatsoraiból képzett egyszerű indexek értékei nem mutattak szignifikáns eltérést az egyes hüllőpopulációk között (23. és 24. táblázat).

23. táblázat: az FA1, FA11 és FA12 index értékeinek összehasonlítása (Kruskal-Wallis-teszt) a három vizsgált siklópopulációban. (B = Balaton /*N. tessellata*/, M = Mád /*N. tessellata*/, V = Villány /*D. caspius*/, * = szignifikáns, ns = nem szignifikáns)

Index	Morf. jegy	Lelőhelyek	p	KW	Szign. α=0,05
FA1	sublab.	M vs. V	0,004	10,84	*
		B vs. V			ns
		M vs. B			*
	perioc.	M vs. V	0,356	2,056	ns
		B vs. V			ns
		M vs. B			ns
FA11		M vs. V	0,01	9,216	*
		B vs. V			ns
		M vs. B			*
FA12		M vs. V	0,006	9,87	*
		B vs. V			ns
		M vs. B			*

24. táblázat: FA5 index értékek összehasonlítása (Scheffé-teszt) a három vizsgált siklópopulációban (B = Balaton /N. tessellata/, M = Mád /N. tessellata/, V = Villány /D. caspius/, * = szignifikáns, ns = nem szignifikáns)

Index	Morf. jegy	Lelőhelyek	$S_{\alpha=0,01}$	S	Szign
FA5	sublab	M vs V	2,41	2,49	*
		B vs V	2,41	0,36	ns
		M vs B	2,41	3,5	*
	perioc	M vs V	2,41	0,15	ns
		B vs V	2,41	0,54	ns
		M vs B	2,41	0,39	ns

Az egyes bélyegek aszimmetria jelző képességének vizsgálatára végzett Khí-négyzet teszt eredményeit a 25. táblázatban mutatom be. Az eredményekből látható, hogy a perioculáris pajzsok aszimmetriájában a 3 sikló-populációban nem mutatkozik szignifikáns különbség, ám a sublabiális pajzsok esetén szignifikáns különbség tapasztalható a 3 populáció között. Összevetve a teszt által képzett várt és az egyes állományokban tapasztalt aszimmetriák eloszlási értékeket a sublabiális pajzsok esetében a tapasztalt szignifikanciáért a Mád állomány felelős.

25. táblázat: Az egyes bélyegek fluktuáló-aszimmetria jelző képességének összehasonlítására vlgzett Khí-négyzet teszt eredményei

Karakter	Khí-négyzet érték	df	p
periocularis	3,44	2	0,18
sublabialis	10,25	2	0,0059

Mivel a Khí-négyzet teszt a periocularis pajzsokra a 3 állomány között nem volt szignifikáns, az összehasonlítást Fisher-féle egzakt teszttel is elvégeztem, azzal a módosítással, hogy az aszimmetria alapadatokat itt nem vontam össze 0 és nem0 kategóriákba. A kétolalú Fisher-teszt szignifikáns eredményt adott (p=0,0263), amely alapján megállapítható volt, hogy a szignifikanciáért e karakter esetében a villányi adatok felelősek.

Az egyes minták számított fluktuáló aszimmetria értékei között mutatkozó különbség függ az index számításához kiválasztott morfológiai karaktertől. A két morfológiai karakter értékei nem mutattak korrelációt.

4.4. Az egyes élőhelyeket veszélyeztető tényezők feltárása

A vizsgált haragossikló-élőhelyek elméleti maximális veszélyeztetettségi pontszáma 24 pontnak adódott. A legmagasabb pontszámot (14 pont) a kis kiterjedésű, nem védett területen található haragossikló-élőhelyek érték el. A kapott veszélyeztetettségi pontszámok alapján a récens haragossikló-élőhelyeket három veszélyeztetettségi kategóriába soroltam.

- A közvetlenül nem veszélyeztetett élőhelyek csoportjába azok a területek kerültek, amelyek veszélyeztetettségi pontszáma 1 és 4 közé esett. Ebbe a csoportba csak jelenleg is törvényi védettséget élvező élőhelyek kerültek (Szársomlyó, Sas-hegy).

- A veszélyeztetett élőhelyek közé tartozó területek 5 és 10 pont közötti élőhelyek (Farkas-hegy, Szállás-hegy, Mátyás-hegy, Paks) szigorú védelmi intézkedések bevezetésével, valamint élőhelyrekonstrukciós munkák elvégzésével még megmenthetőnek, fenntarthatóknak látszanak.
- A fokozottan veszélyeztetett élőhelyeknek számítanak azok a területek, amelyek veszélyeztetettségi pontszáma a 10 pontot meghaladta (Dunaújváros, Dunaföldvár, Paks, Dunaszekcső). Megőrzésük érdekében az első lépés a törvényi védettség kell, hogy legyen. Ezekre a területekre jellemző, hogy pillanatnyilag semmilyen védettséget nem élveznek, valamint mind emberi, mind természetes tényezők által egyaránt fenyegetettek.

Az egyes élőhelyeket veszélyeztető tényezők pontértéke és az élőhelyek veszélyeztetettségi pontszáma az M7 sz. mellékletben került bemutatásra.

Az egyes veszélyeztető tényezők súlyát az adja, hogy a hazai és a legközelebbi külhoni élőhelyek közül a vizsgált tényező hány élőhely esetében jelent kockázatot annak fennmaradására. A legnagyobb súllyal (6 pont) rendelkező tényezőnek a terület méretét leszámítva az invazív növények térhódítása és a turizmus (emberi zavarás) adódott. E két tényezőt közvetlenül követi (5 pont) a mezőgazdaság által okozott közvetlen területfoglalás. Szintén jelentős kockázati tényezőként szerepel az élőhelyek fennmaradása tekintetében a külszíni bányászat és a beépítés és a dunaújvárosi és dunaföldvári élőhely esetén közvetlenül is jelentkező terepmotorozás (3 pont).

Az egyes élőhelyek kis területi kiterjedése szintén potenciális veszélyforrásként tartandó számon, mivel a kis területek jóval kevésbé ellenállóak akár az emberi hatásokkal, akár pedig a nem kívánatos természetes folyamatokkal szemben.

4.5. Genetikai vizsgálatok

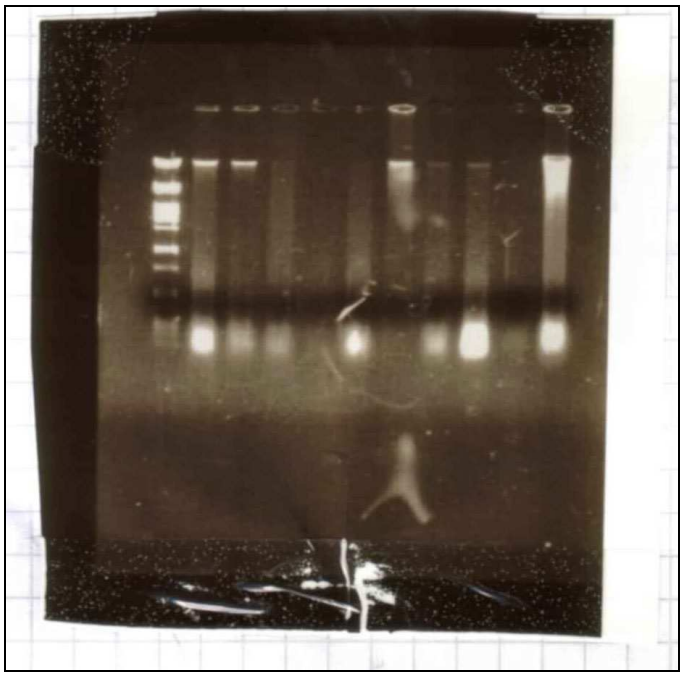
DNS izolálás

A begyűjtött szövetminták közül összesen 49 mintából sikerült kivonni a további elemzésekhez alkalmas minőségű és mennyiségű DNS-t. A minták a haragos sikló egész kelet-európai és kis-ázsiai elterjedési területét lefedték (vö. 6. ábra).

Az M2 mellékletben szereplő szövetminták egy része olyan közgyűjteményi (Budapest, Bécs, Belgrád) példányoktól származott, amelyek fixálása a hagyományos

formalinos kezeléssel történt, majd az egyedek a további tárolásra alkoholba kerültek. Ez a formalinos tartósítási eljárás oly mértékben károsította a nukleinsavak szerkezetét, hogy az így kezelt múzeumi példányokból vett szövetminták további genetikai vizsgálatra nem voltak alkalmasak. Ezt szemlélteti például a 4. képen található gélfotó negyedik, ötödik, hatodik és tizedik oszlopa.

A további vizsgálatokhoz a legjobb minőségű mintákat (legkevésbé töredezett DNS) az élő állatokból vette vérminták szolgáltatták, ezt követték a frissen megtalált elhullott példányokból vett izomszövet minták, majd a levedlett pikkelyingek és a közgyűjteményi példányokból származó izomszövet minták.

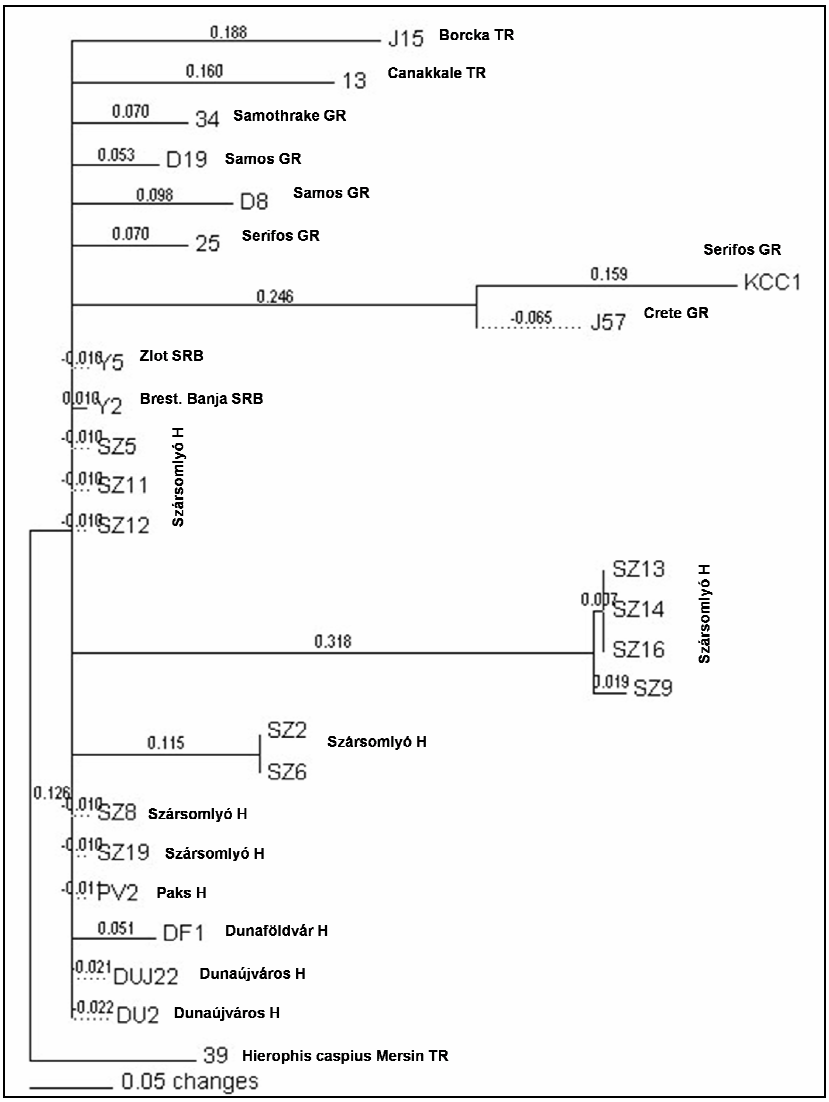


4. kép: Különböző „minőségű” DNS izolátumok képe agaróz gélen, hossz-standard mellett. (Az egyes minták között az izolált DNS fragmentumok hosszában jelentős különbséget látni, a csak igen rövid fragmentumokat tartalmazó minták (4., 5., 6.,10. oszlop) a további vizsgálatokra nem voltak alkalmasak)

Az ISSR-PCR kiértékelése

Az ISSR elemzéshez a következő minták voltak alkalmasak: J15, 13, No34, D19, D8, 25, KCC1, J57, Y5, Y2, SZ5, SZ11, SZ12, SZ13, SZ14, SZ16, SZ19, PV2, DF1, DUJ22, DU2, 39. Az ISSR-PCR eredményeként összesen 14 primert használva 181 különböző amplifikátumot kaptunk. A kapott termékeket agaróz gélen szétválasztva, UV fényben detektáltuk. Az egyes fragmentumok prezenciája-abszenciája alapján készített 0-1 mátrixunk szolgált a további elemzésünk alapjául. A PCR során a felhasznált mintákból öt

szövetminta esetében nem sikerült PCR termékeket előállítani, így azokat a további elemzésből kihagytuk. Szintén kihagytuk a további elemzésből azokat a termékfrontokat, melyek 85%-ban vagy annál magasabb szinten homomorfiát (csak 0 vagy 1) mutattak. Az UPGMA elemzés során kapott filogramot a 10. ábra szemlélteti. Meg kell említeni, hogy a módszer használatának legfőbb nehézségét okozó kiértékelési problémák munkánk során is felmerültek, ugyanis több mintában nem lehetett egyértelműen beazonosítani a sávokat. Az elemzés eredményeképpen egy igen alacsony információ tartalmú törzsfát kaptunk, amely alapján az egyes haragossikló-populációk között egyértelmű genetikai különbséget, illetve a populációk között rokonsági kapcsolatot nem tudtunk kimutatni.

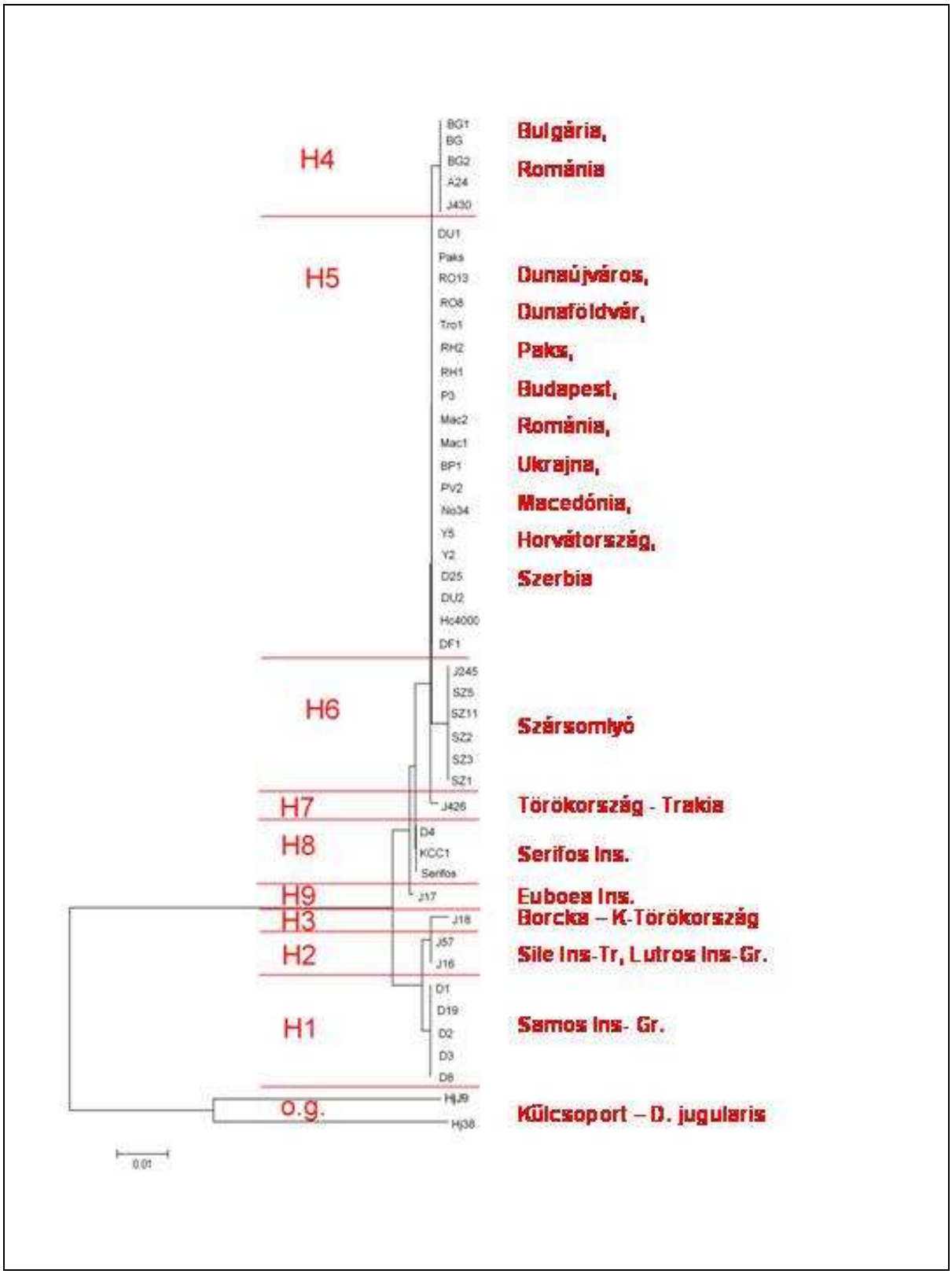


10. ábra: ISSR-PCR törzsfa.

A kapott törzsfát nem találtam alkalmasnak arra, hogy a szerkezete alapján az egyes haragossikló-populációk között egyértelmű genetikai különbséget, illetve a populációk között rokonsági kapcsolatot rajzoljak meg.

Citokrom *b* szekvenciák elemzése

A teljes hosszúságban (1117 bp) szekvenált *cit-b* gén szekvenciái alapján egyszerű szomszédösszevonó módszer alkalmazásával 9 különböző haplotípust tudtam elkülöníteni. A haplotípusokat a belcsoporton belül 147 variábilis pozíció határozta meg. Külcsoportnak a Hj38 jelű *D. jugularis* minták szekvenciáit választottam ki. A haplotípusok egymás közötti kapcsolatát a 11. ábra szemlélteti.



11. ábra: A haplotípusok (Hn) elkülönítésére készített egyszerű szomszéd-összevonó elemzés során kapott kladogrammja. Az ágak végén található kódok adatait a 21. táblázat tartalmazza.

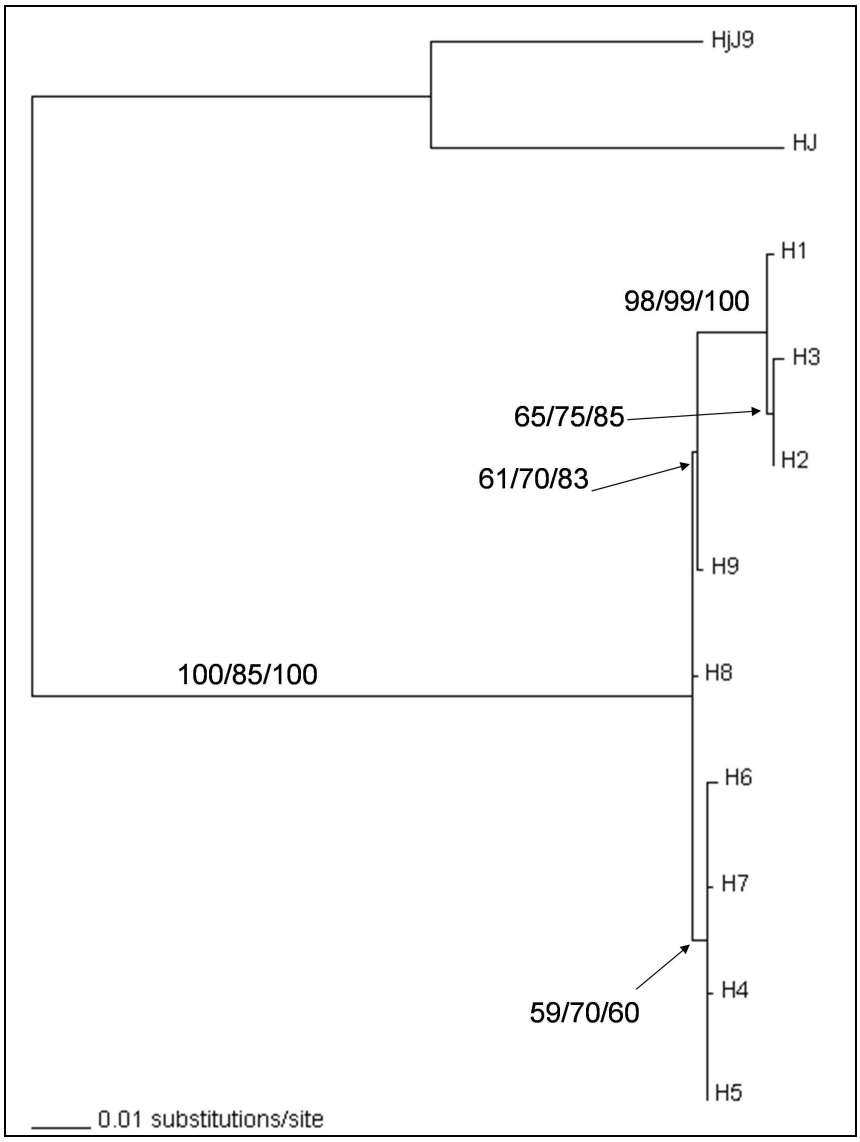
A 26. táblázatban az egyes haplotípusokba tartozó minták szerepelnek.

26. táblázat: Az egyes haplotípusokba tartozó minták és azok lelőhelyei.

Minta jele	Genus	Species	Lelőhely	Haplotípus csoport
J9	Dolichophis	jugularis	?	Külcsoport (o.g.)
Hj38	Dolichophis	jugularis	Mersin TR	Külcsoport (o.g.)
D1	Dolichophis	caspius	Samos GR	H1
D2	Dolichophis	caspius	Samos GR	H1
D3	Dolichophis	caspius	Samos GR	H1
D19	Dolichophis	caspius	Samos GR	H1
D4	Dolichophis	caspius	Andros GR	H8
D8	Dolichophis	caspius	Samos GR	H1
J16	Dolichophis	caspius	Sile TR	H2
J57	Dolichophis	caspius	Lutros GR	H2
J18	Dolichophis	caspius	Borcka TR	H3
J17	Dolichophis	caspius	Euboea GR	H9
KCC1	Dolichophis	caspius	Serifos GR	H8
Serifos	Dolichophis	caspius	Serifos GR	H8
J245	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	H6
SZ5	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	H6
SZ2	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	H6
SZ1	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	H6
SZ3	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	H6
SZ11	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	H6
D25	Dolichophis	caspius	Prespes GR	H5
DU1	Dolichophis	caspius	Dunaújváros H	H5
DU2	Dolichophis	caspius	Dunaújváros H	H5
DF1	Dolichophis	caspius	Dunaföldvár H	H5
BP1	Dolichophis	caspius	Sas-hegy H	H5
RH1	Dolichophis	caspius	Histria RO	H5
Ukr1	Dolichophis	caspius	Ivano-Rybalchenska UKR	H5
Ukr2	Dolichophis	caspius	Ivano-Rybalchenska UKR	H5
RH2	Dolichophis	caspius	Histria RO	H5
RO13	Dolichophis	caspius	Eselnita RO	H5
Mac1	Dolichophis	caspius	Veles, MAC	H5
Mac2	Dolichophis	caspius	Veles, MAC	H5
Tro1	Dolichophis	caspius	Batina HR	H5
Hc4000	Dolichophis	caspius	Temska SRB	H5
A T	Dolichophis	caspius	Thassos GR	H5
Pod1	Dolichophis	caspius	Podcenta SRB	H5
Y2	Dolichophis	caspius	Brest. Banja SRB	H5
RO8	Dolichophis	caspius	Bazias, Caras-Severin RO	H5
A Far	Dolichophis	caspius	Vajuga Milutinovac SRB	H5
No34	Dolichophis	caspius	Derven MAC	H5
Y5	Dolichophis	caspius	Zlot SRB	H5
J430	Dolichophis	caspius	Sumen BG	H4
Hal1	Dolichophis	caspius	Románia	H4
BG1	Dolichophis	caspius	Kolec BG	H4
BG2	Dolichophis	caspius	Kolec BG	H4

BG	Dolichophis	caspius	Kazanlak BG	H4
J426	Dolichophis	caspius	Tekirdag TR	H7
PV2	Dolichophis	caspius	Paks H	H5
Paks	Dolichophis	caspius	Paks H	H5
P3	Dolichophis	caspius	Paks H	H5

A 11. ábrán jelzett haplotípusok egymáshoz viszonyított helyzetét a 12. ábra mutatja be.



12. ábra: Az egyes haplotípusok helyzetét bemutató filogenetikai fa. Az elágazásoknál feltüntetésre kerültek a parszimónia, a maximum-likelihood és a Bayes-analízis posterior valószínűségi értékei. (Hj és HjJ9 külcsoportok)

A két fő kládusz közötti különbség mind a három alkalmazott módszer esetén szignifikánsnak mutatkozott, azonban az egyes kláduszokon belüli rokonsági kapcsolatok

nem egyértelműek. Csupán e gén vizsgálatával kláduszok közötti kapcsolatot nem tudjuk tökéletes biztonsággal jellemezni.

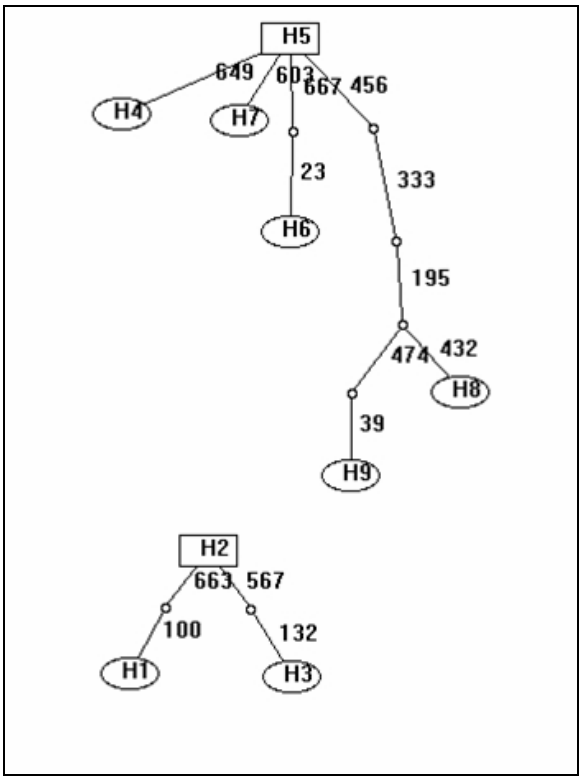
Ahol az ML és MP elemzés bootstrap értékei 70% alatt vannak, azoknál az elágazásoknál az elemzések nem mutatnak szignifikáns összefüggéseket. A Bayes-féle analízis poszterior valószínűségi értékei 90% alatt nem jeleznek szignifikáns elkülönüléseket.

A maximum parszimónia elemzés során 129 parszimónia tekintetében nem informatív és 23 parszimónikusan informatív karaktert találtam. A maximum-parszimónia elemzésben a kombinált fa hossza 146 lépés volt, a koegzisztencia-index 0,7879, a retenciós index 0,891 volt és 171 egyenlően parszimónikus törzsfát kaptam.

A haplotípus törzsfa topológiája (12. ábra) bizonytalan elágazásokat is tartalmaz, de két fő kládusz mégis jól elkülöníthető egymástól. Az egyik kláduszba az Égei-tenger és a Márvány-tengertől keletre található populációk tartoznak. A másik kláduszt az európai lelőhelyekről származó minták alkotják. E kládusz magába foglalja a dél görög területektől egészen a Sas-hegyig terjedő területekről származó mintákat. A két kládusz közötti „átmeneti” állományt, a H8 és H9 haplotípusba tartozó populációk képeznek, melyek az Égei-tenger szigeteiről származnak.

A további, egyes kláduszokon belüli rokonsági kapcsolatok nem egyértelműek, tekintve azok alacsony támogatottságait. A ML elemzés során kapott a legnagyobb valószínűségi érték –ln = 62.89; a Bayes-féle elemzés legnagyobb valószínűségi értéke –ln = 65,57.

A TCS 1.21 program segítségével végzett elemzések szintén két fő kláduszt eredményeztek (13. ábra). E két kládusz egymástól szignifikáns elkülönülést mutat. Egy rokonsági körbe kerültek a kelet-törökországi a Boszporusz környéki és az Égei-tenger keleti szigeteiről származó állományok, míg tőlük szignifikánsan elkülönülve találhatók az európai területek állományai. Az utóbbi csoportban a legősíbb haplotípusnak a H5 csoport tekinthető.



13. ábra: A TCS 1.21 program által rajzolt haplotípus-mátrix

4.6. Új tudományos eredmények

Munkám során aktualizáltam a haragos sikló magyarországi elterjedését, új, eddig a természetvédelem számára ismeretlen élőhelyeket térképeztem fel: (BELLAAGH *et al.* 2008).

A haragos sikló valamennyi hazai élőhelyét tanulmányozva feltérképeztem azon környezeti tényezőket, amelyek az egyes élőhelyeket és közvetve az ott élő fokozottan védett siklóállományokat veszélyeztethetik, ezek a(z): élőhelyek méretének csökkenése, külszíni bányászat, mezőgazdasági művelés közvetlen területhasználata, beépítés, illegális látogatás és hulladék-elhelyezés, invazív növényfajok okozta vegetációszerkezet-átalakulása, szukcesszió és az erózió.

Az élőhelyeket három veszélyeztetettségi kategóriába soroltam, illetve javaslatokat fogalmaztam meg az egyes élőhelyek tartós fennmaradását biztosító intézkedések megtételéhez (BELLAAGH, KORSÓS 2007). A közvetlenül nem veszélyeztetett élőhelyek (így pl a Szállás-hegy) esetében, ahol a jogi védettség megoldott, az élőhely-rekonstrukciós munkák elvégzését javaslom, elkerülendő a mozaikos vegetáció szukcesszió általi

záródását. A veszélyeztetett és fokozottan veszélyeztetett élőhelyek esetében a haragossikló-populációk hosszú távú fennmaradása szempontjából első lépésként a területek jogi védettségének megvalósítását és ezzel együtt kezelési tervek kidolgozását javaslom.

Élőhely-preferencia vizsgálatokat végezve felmértem azon élőhelyi paramétereket, amelyek a haragos sikló élőhely választása szempontjából kulcsszerepet játszanak. Közvetett habitatpreferencia vizsgálataim eredményei alapján a gyakorlati természetvédelem, élőhely-rekonstrukció számára is használható adatokkal szolgáltam a haragos sikló élőhelyekkel szemben támasztott igényeivel kapcsolatosan (BELLAAGH *et al.* 2007a).

Összehasonlító fluktuáló aszimmetria vizsgálatot végezve információval szolgáltam a legnagyobb magyarországi haragossikló-állomány fejlődési stabilitásáról, amely a morfológiai jegyekben is megmutatkozó stressz jelenlétére, mértékére utal. A szársomlyói alapadatokból számított értékeket két különböző (egy erősen zavart és egy természetközeli, zavarásmentes) élőhelyi körülmények között élő kockás sikló populációkon mért adatokból számított index-értékekel vetettem össze. Az összevetések során megállapítottam, hogy a szársomlyói haragossikló-populációban mérhető fluktuáló aszimmetria értéke szignifikánsan nem tér el egy zavarásmentes élőhelyen élő kockás sikló populációban mért aszimmetriától. A szársomlyói állomány tehát relatíve nagy fejlődési stabilitást mutat, összehasonlításunk alapján közel áll egy ideális élőhelyen élő siklópopuláció értékeihez. Eredményeim alapján kijelenthető, hogy a szársomlyói állományra a környezeti és genetikai stressz morfológiai bélyegekben csupán kis mértékben megjelenő hatást gyakorol (BELLAAGH *et al.* 2010a). Ez azonban nem zárja ki azt, hogy a területen jelentkező környezeti stresszorok a populációra egyéb, nem morfológiai deformitásokban megnyilvánuló, káros hatást gyakoroljanak.

Molekuláris genetikai módszerek segítségével feltártam az egyes hazai haragossikló-populációk közötti genetikai kapcsolatokat, valamint következtetéseket vontam le a faj jégkorszakot követő rekolonizációs útjával kapcsolatosan. Kimutattam, hogy a szársomlyói haragos sikló állomány genetikai tekintetben jelentős különbséget mutat a többi (budai, paksi, dunaújvárosi és dunaföldvári) hazai populációhoz képest, valamint magyarázatot adtam a kimutatott jelenség lehetséges okaira (BELLAAGH *et al.* 2010b, NAGY *et al.* 2010).

5. Konklúziók, eredmények megvitatása

5.1. A hazai haragossikló-állományok elterjedési képe

A kutatási időszak alatt felfedezett haragossikló-állományok alapján megállapíthatjuk, hogy a faj Magyarország területén a korábban vélelmezettnél (DELY 1997, BAKÓ, KORSÓS 1999) gyakoribb előfordulással bír, azonban még mindig ritka előfordulásúnak és élőhelyeinek veszélyeztetettsége okán fokozottan védettnek minősítendő.

A hazai haragossikló-állományok feltérképezésének összegzéseként elmondható, hogy az ország területén a legnagyobb stabil állomány továbbra is a Szársomlyó hegyen él. Kisebb, ám hazai szempontból mindenképpen jelentős és védelemre érdemes állományok élnek a Budai-hegység területén, a Budaörsi kopaszokon, a Farkas- és a Szekrényes-hegyen, valamint Dunaújváros déli határában a dunaparti löszterületeken és Dunaföldvártól északra a Magasparton. A legkevésbé ismert dunaszekcsői állomány fennmaradása élőhelyének megszűnését követően jelenleg nem látszik biztosítottnak.

A terepi tapasztalataink alapján a további potenciális lelőhelyeket ott vélelmezhetjük, ahol a mezőföldi, Duna menti löszterületek vertikálisan kellően tagoltak, így a jövőben két további helyszín bejárása lehet indokolt, ezek a Kulcs és Rácalmás közötti Duna menti löszfalak, valamint az Érd és Százhalombatta közötti területek. Amennyiben ezeken a területeken a faj jelenlétét megállapíthatjuk, a haragos sikló elterjedési térképe újabb két UTM négyzettel bővülhet.

5.2. Habitatpreferencia

Eredményeim szerint az egyes környezeti változók jelentősége a haragos sikló élőhely-választásában habitat és táj szinten eltérő lehet. Bizonyos változók csak habitat szinten játszanak meghatározó szerepet, más változók mind habitat, mind táj szinten meghatározó jelentőségűek.

Vizsgálataim során egyetlen vizsgált elem, a vegetációs szegélyhossz volt az, amely habitat és táj szinten is egyaránt szignifikánsan különbözött a siklók által bizonyítottan használt és a random területek között. Ezek az ökoton jellegű, kis területen több, eltérő

mikroklímájú mikrohabitatot tartalmazó (ún. high thermal quality) élőhelyek szerkezetüknek köszönhetően kis területen képesek az ectotherm állatok trade-off viselkedéséhez, az aktív termoregulációjához szükséges hőmérsékleti viszonyokat (CARFAGNO *et al.* 2006, ROW, BLOUIN-DEMERS 2006) valamint a táplálékbázist biztosítani (GLANDT 1991, NEMES 2006).

Az a tény, hogy a haragos sikló által használt és random kijelölt pontok fás- és lágyszárú borítottság értékei csak táji szinten mutattak szignifikáns különbséget, jelzi, hogy csupán e tájalkotók mennyiségi jellemzői, azaz a tájszerkezet (landscape composition) önmagában nem alkalmas egy optimális haragossikló-élőhely jellemzésére (FORMAN, GORDON 1986).

Megállapíthatjuk tehát, hogy a haragos sikló élőhely-választására mind a habitatok, mind a táj szerkezete (a szegélyhossz, meredekség és mozaikosság) is döntő hatással vannak (BELLAAGH *et al.* 2007a).

A szabad talajfelszín és sziklafelszín területi részaránya és a haragos sikló előfordulása kis léptéken vizsgálva pozitív korrelációt mutatott, mely jelenség a habitatok szerkezeti diverzitásának jelentőségére hívja fel a figyelmet (TEWS *et al.* 2004).

A tájszintű elemzés során 100 méter sugarú területek esetében észlelt gyepterület dominancia és a faj abszenciája mögött az állhat, hogy a nyílt habitatok használata egy 100-180 centiméter hosszúságot is elérő sikló számára predációs szempontból fokozott kockázatot (kiszolgáltatottságot) jelentene.

A meredekségi értékekben jelentkező különbségek csak a 2x2 méteres kvadrtákoban és 25 méteres sugarú területek esetén mutattak szignifikáns eltérést. Tehát azok a területek, amelyeket a faj bizonyítottan használ (vedlésre, lakóhelyként vagy táplálékkeresésre) kis léptékben vizsgálva jóval meredekebbek, mint a random kijelölt területek. Ezek a területek a kis térskálán, vertikálisan jóval tagoltabbak. Több eltérő mikroklimatikus jellemzővel bíró mikrohabitatot (sziklaperem, hasadékok, leszakadások) foglalnak magukba, amelyek a faj termoregulációs, valamint predációs viselkedése számára egyaránt optimális területet jelentenek.

A vizsgált területeken az egyes élőhely-szerkezeti jellemzők közötti kapcsolatot illetve hierarchiát elemezve elmondható, hogy az egyes paraméterek közül a lágyszárú borítás az, amelyik a legnagyobb jelentőséget hordozza a faj élőhelyének jellemzése során. További, szintén jelentős paraméternek – meredekség, szabad sziklafelszín, lágyszárúag magassága – és azoknak a sikló prezenciájával való kapcsolata szintén kulcsfontosságú információt jelent az egyes élőhelyek rekonstrukciójának tervezéséhez.

Módszertanilag látható, hogy nem minden esetben elégséges a kvantitatív élőhelyi paraméterek ismerete egy védett, veszélyeztetett faj degradált élőhelyének rekonstrukciójához, gyakran szükséges a természetközeli vagy természetes állapotban megmaradt élőhelyek mikroszerkezetének feltárása is.

Jelen vizsgálataink alapján kimondhatjuk, hogy egy haragossikló-élőhely restaurációjakor a terület diverz mikroszerkezetének kialakítása (kis kiterjedésű szikla és talajfoltok) mellett szükség van vegetációs szegélyek (fás és lágyszárú találkozási felület) kialakítására is, így az élőhelyekről több területen is foltszerűen vissza kell szorítani még az őshonos, zárt, fás szárú vegetációt is.

A vizsgált tájszerkezeti paramétereket elemezve megállapítottam, hogy a haragos sikló elkerüli a teljesen nyílt, kitett területeket, jóval inkább a fás szárú növényzettel mozaikosan fedett, de nem záródó lombozatú élőhely-foltokat preferálja. Ugyanakkor a faj kedveli a meredek élőhelyeket, amelyek domborzati sajátosságaik következtében a nap minden szakában lehetővé teszik az aktív testhőmérséklet-szabályozást és megkönnyítik a ragadozók elől való gyors menekülést is.

5.3. Fluktuáló aszimmetria vizsgálata

A villányi-hegységi haragossikló-populációban általunk regisztrált összesen öt morfológiai karakter közül, azok populáción belüli varianciája, illetve aszimmetriájának eloszlása alapján csupán két bélyeg volt alkalmas fluktuáló aszimmetria-számításra.

Az összetett indexek és az $FA1_{sublab}$ valamint $FA5_{sublab}$ értékei alapján a villányi-hegységi haragossikló-populáció állapota, a populáción belüli aszimmetriák előfordulási gyakoriságát tekintve, nem tér el szignifikánsan az ideális feltételek között élő balatoni kockássikló-populációtól. Megállapítható továbbá, hogy a három vizsgált siklópopuláció között van olyan, amelyben a fluktuáló aszimmetria szignifikánsan nagyobb mértékben van jelen, és ez a mi összehasonlításunkban a mádi kockássikló-populációra igaz. Tehát a Villányi-hegységben élő haragossikló-állomány a gyakori emberi zavarás valamint helyenkénti élőhely-pusztítás ellenére a populáción belül mért fluktuáló asszimetria alapján relatíve nagy fejlődési stabilitást mutat, azaz összehasonlításunk alapján közel áll egy ideális élőhelyen élő siklópopuláció értékeihez. (BELLAAGH *et al.* 2007b).

A vizsgált bélyegekről: mind a négy bilaterális karakter diszkrét értéke könnyen, gyorsan és hiba nélkül rögzíthető akár terepen is, tehát a szakirodalom szerint (PALMER,

1994) ideális a fluktuáló aszimmetria mérésére, ezért használatuk mindenképpen ajánlott. Jelen vizsgálatban két morfológiai karakter értékei nem mutattak kellő gyakoriságú aszimmetriát, ezért azokat az indexek számításához nem használhattuk fel. Nagyobb stressznek kitett populációk esetében valószínűleg ezek a karakterek is informatívak lesznek. A felhasznált másik két bélyeg aszimmetriája egymástól eltérő mértékű volt, amely megerősíti azt az elképzelést, mely szerint a fluktuáló aszimmetria karakterspecifikus is lehet (CLARKE, 1995). Annak ellenére, hogy esetünkben a sublabialis pajzsok értékei mellett a periocularis pajzsok információtartalma elhanyagolhatónak tűnik, mérése mégis feltétlenül ajánlott, a fenti okfejtést követve.

Az egyes bélyegek aszimmetria jelző képességének vizsgálatára végzett Khí-négyzet próba eredményei alapján látható volt, hogy a sublabiális pajzsok aszimmetriájában fajon belül is jelentős különbségek lehetnek, amelyek különböző stresszhatásokra vezethetők vissza. Azonban a perioculáris pajzsok esetében a Fisher-teszt által kimutatott, a villányi állományra jellemző elkülönülés mögött faji bélyegek is állhatnak.

Az alkalmazott bélyegek a haragos és a kockás sikló esetében egyaránt nagyon kevés értéket vettek fel az egyes oldalakon, illetve az oldalak közötti eltérés is nagyon kicsi lehet – leggyakrabban -1; 0; 1. Ilyen eloszlás mellett korlátozott az adatok statisztikai értékelhetősége. Nagyobb populációs stressz növelheti az adatmennyiséget, ami megkönnyíti az elemzést. A probléma megoldására fontos a jövőben újabb kétoldali bélyegek beépítése, illetve az eredmények összevetése egyéb, a populáció állapotára utaló életmenet-jellemzőkkel [pl.: testméreteloszlás (HERCZEG *et al.* 2005)].

Szintén hasznos lenne nem védett fajok esetében annak – akár kísérletes – vizsgálata, hogy az egyes siklófajok az azonos típusú és mértékű streszzre, hogyan reagálnak és a megahtározott stresszorok milyen fenotípusos elváltozást okokzhatnak az egyes fajokon.

5.4. Aktuális élőhelyek és védelmi javaslatok

A haragossikló-élőhelyek természetvédelmi vizsgálata és értékelése során a következő megállapításokat és javaslatokat fogalmazhatjuk meg.

1. A közvetlenül nem veszélyeztetett élőhelyek (Sas-hegy, Szársomlyó) esetében javasolt a területek háborítatlanságának további biztosítása, amely bekerítéssel és a

terület fokozottabb őrzésével, látogathatóságának korlátozásával a jövőben is fenntartható.

- A Sas-hegy déli oldalán levedlett pikkelyingek lelőhelyén jellegzetes lejtősztyepp-vegetációtípusú (ÁNÉR: H3) élőhelyet találunk. Amint az az M4. sz. melléklet ábráin is megfigyelhető a lejtősztyepp területekre egyre inkább veszélyt jelent a hegylábi, fásszárú vegetáció terjeszkedése. E vegetációtípus további fenntartása a haragos siklóra készített fajmegőrzési tervben (BAKÓ, BELLAAGH 2004) foglaltak szerint a jövőben is kívánatos, a megjelenő invázív növényfajok tartós térnyerésének megakadályozására folyamatosan gondot kell fordítani. Szintén a fajmegőrzési tervvel összhangban igen fontos cél a terület tényleges zavartalanságának biztosítása is (HERCZEG *et al.* 2002), amely kérdés a 2008. évben megvalósított fejlesztéseknek köszönhetően megoldódott. A Sas-hegyi állományt jelen pillanatban talán a legsúlyosabban a populáció méretének kritikus szint alá csökkenése fenyegeti, mely ellen külső beavatkozással védekezni nem célszerű, illetve nem is lehetséges.
- A Szársomlyó bekerítése gyakorlatilag lehetetlen feladat lenne és vadvédelmi szempontból aggályokat is felvethetne, éppen ezért a terület látogathatóságának korlátozása (DUDÁS 2001), illetve ennek alaposabb ellenőrzése jelenthetné a kulcsot az élőhely tartós zavartalanságának biztosításához. Továbbra is kiemelkedően fontosnak tartom az eredeti vegetáció fennmaradását elősegítő bálványfa irtások rendszeres végzését és a kezelések sikerességének folyamatos ellenőrzését.

2. A veszélyeztetett élőhelyek (Mátyás-hegy, Szállás-hegy, Farkas-hegy, Paks) megóvásáról minden élőhely esetén különböző módszerekkel gondoskodhatunk.

- A Szállás-hegy területén a téli, nyugalmi periódusban végzendő foltszerű cserjeirtással, léknyitással a hegyoldalra jellemző, természetes, ligetszerű, vegetációstruktúra visszaállítható lenne (BAKÓ, BELLAAGH 2004). A cserjésedés folyamatának visszaszorításával olyan mozaikos élőhely alakítható ki, mely szerkezetében az egykor jellemző ligetes karsztbokorerdős társulásokra hasonlíthat. Ezzel a hegy déli oldalában több különböző klimatikus sajátossággal rendelkező élőhely-típus jöhetne létre, mely mind a haragos sikló, mind a táplálékbázisát képező kisebb hüllők számára is optimális életteret biztosítana.
- A Mátyás-hegy területéről a haragos sikló vizsgálataink alapján eltűntnek tekinthető, ezért a területen a faj megőrzéséhez szükséges kezelést nem tartok

szükségesnek. A Farkas-hegy területén a fekete fenyő terjedése elleni védekezés továbbra is indokolt, annak ellenére, hogy haragossikló-észlelés az elmúlt években nem volt a területen.

- A Paks környéki élőhelyek védelme szempontjából kulcsfontosságú lenne a téglagyárhoz tartozó bányaterület maximális kiterjeszthetőségének, főleg északi irányban történő korlátozása. Továbbá célszerűnek tartom a bányagödörtől északra található szőlőterületek művelési határának megrövidítését is, melytől a löszfal peremén húzódó, gyakran mindössze 1,5 méter széles természetes gyepsáv területnövekedése várható. Az ilyen jellegű, bozótos, nehezen megközelíthető és ezáltal kevéssé bolygatott löszfal-peremeken mind a paksi, mind a dunaföldvári élőhelyeken rendszeresen figyeltünk meg napozó haragossikló-példányokat (KORSÓS *et al.* 2002, BELLAAGH *et al.* 2008).

3. A harmadik kategóriába a közvetlenül veszélyeztetett élőhelyek (Dunaújváros, Dunaföldvár, Dunaszekcső) kerültek.

- A dunaújvárosi haragossikló-élőhely megőrzésének kulcsa véleményem szerint a motoros forgalom radikális csökkentése, illetve annak a kijelölt területekre való korlátozása, valamint az illegális szemétlerakó felszámolása és az oda vezető út végleges lezárása. Második ütemben a terület vegetációjának nagyfokú degradáltsága indokolttá tehetné annak több lépcsőben történő átalakítását is, értve itt a feketefenyő illetve a keskenylevelű ezüstfa-állományok gyérítését, valamint a gyepfoltok cserjésedésének megakadályozását (BELLAAGH, KORSÓS 2007).
- A dunaföldvári haragossikló-élőhelyen lévő állomány védelme szempontjából létkérdés a löszfal platóján lévő mezőgazdasági tábla méretének csökkentése, és egy szélesebb bolygatatlan területet kialakítása, mely egészen a partfalig húzódik. A terület fásszárú vegetáció-összetételének megváltoztatása florisztikai szempontból indokolt lehet, mivel a fásszárú állomány jelentős részét a közönséges akác adja, de számolni kell e tevékenység talajvédelmi kockázatával is. A területen jelentkező emberi zavarás mértéke évről-évre csökkenő tendenciát mutat, jelenleg többnyire a mezőgazdasági tevékenységre korlátozódik.
- A dunaszekcsői területen legjelentősebb veszélyt a szukcesszió, a fásszárú vegetáció fokozott térhódítása jelenti, mely évi, rendszeres (a téli időszakban végzett) cserjeirtással megállítható lenne. A lösz-partfal nagymértékű, jól látható leszakadásai ellen védekezni nem lehet. A löszfalat a 2008 évben életvédelmi

okokból részben jövesztették, mellyel az ottani haragossikló-élőhely egy része is megsemmisült.

Az egyes élőhelyeket veszélyeztető tényezőket értékelő táblázatot az M7. sz. mellékletben mutatom be.

5.5. Genetikai kapcsolatok a hazai és külföldi állományok között, rekolonizációs utak

A genetikai eredményekből levonható konklúziók bemutatása előtt szükségesnek tartom itt is felhívni a figyelmet arra a már sok helyen bevett gyakorlat szélesebbkörű alkalmazására, hogy a begyűjtött szövetminták felhasználhatósága érdekében a közgyűjteményekbe kerülő elhullott állatokból azok tartósítása előtt szövetmintát vegyenek ki, és azokat az esetleges későbbi genetikai vizsgálatokhoz fagyasztva, szükség esetén alkoholban, steril körülmények között tárolják.

Eredményeink alapján a haragos sikló elterjedési területén alapvetően két nagy haplotípus-kőrt tudunk elkülöníteni (NAGY *et al.* 2010). Az egyik csoportba az Égei-tenger keleti szigetvilágán és a Kis-Ázsiában honos populációk (H2, H1 és H3 haplotípus) tartoznak, míg ettől genetikailag jelentősen elkülönülnek az Európában honos hapoltíushoz tartozó populációk (H4-9). Eurázsiai elterjedésű hüllőfajokon végzett vizsgálatok során e megállapításomhoz hasonló filogenetikai elkülönést mutattak ki a szintén Balkáni, Kis-Ázsiai pleisztocén refúgiummal rendelkező *Ablepharus kitaibelii* formakör vizsgálata során is (POULAKAKIS *et al*. 2005A), ahol az eurázsiai elterjedési területen belül szintén jól elkülöníthető egy keleti és egy nyugati formakör, amelyek közötti határvonalat az Égei-tenger jelenti.

A genetikai vizsgálatok során elkülönített haragossikló-haplotípusok területi eloszlása alapján arra következtethetünk, hogy a közép-kelet európai haragossikló-élőhelyek kolonizációja az egykori, Balkán-félsziget területén lévő refúgiumból történt. Több eurázsiai elterjedéssel rendelkező hüllőfaj filogeográfiai vizsgálata is megerősítette azt a tényt, hogy a közép-európai állományok eredetében a Kis-Ázsiai régiók refúgiumai nem játszottak jelentős szerepet (JOGER *et al*. 2007).

A kapott haragossikló-haplotípus mátrix alapján párhuzamot lehet felfedezni a haragos sikló és a kockás sikló haplotípusok területi eloszlása (GUICKING *et al.* 2006)

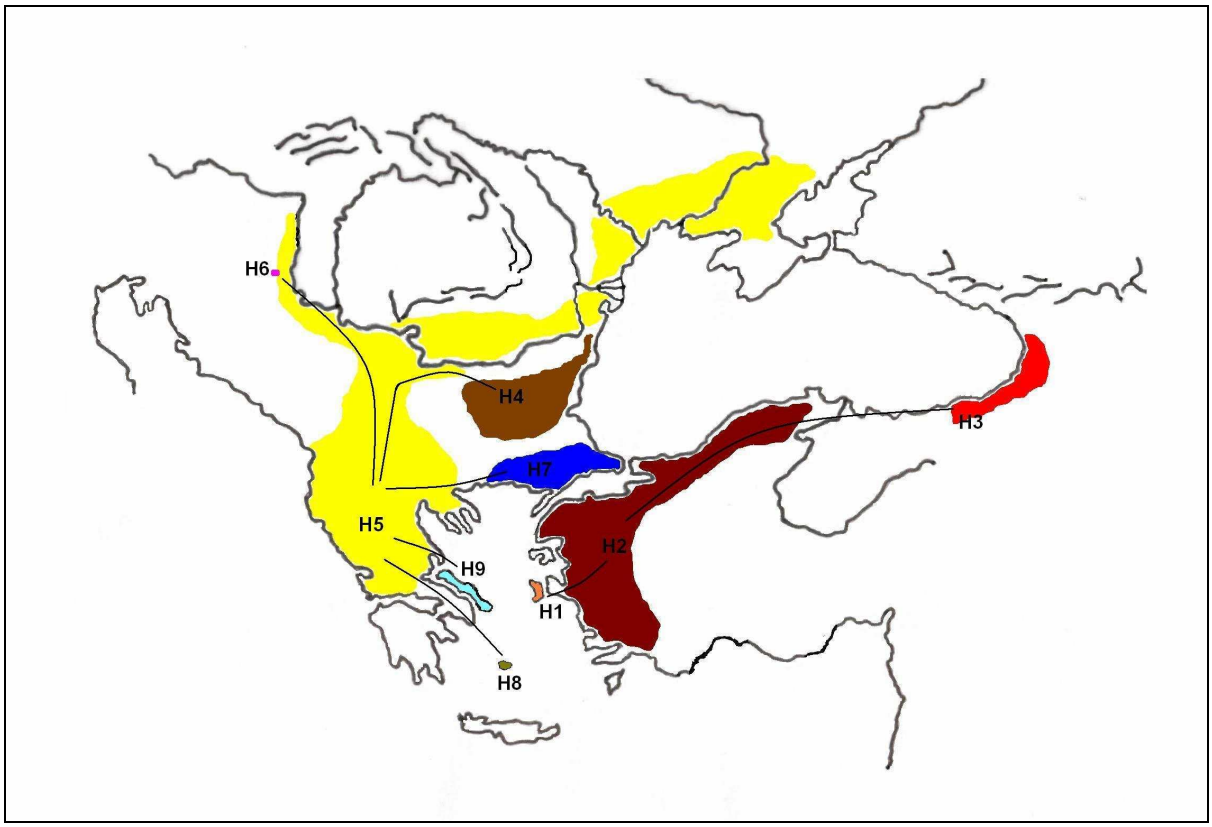
között abban a tekintetben, hogy a kockás sikló esetében a közép-európai állományok genetikai diverzitása – hasonlóan a haragos sikló H5 haplotípus nagy területi elterjedéséhez – meglehetősen alacsony. Az alacsony genetikai diverzitás mögött feltehetően mindkét faj esetében a gyors ütemben történt északi irányú radiáció áll.

A vizsgálataink és a kapott haplotípus-mátrix alapján megállapítható, hogy a két legősíbb *Dolichophis caspius* haplotípus a H5 és a H2 haplotípusok (ld. 14. ábra). A két fő haragossikló-haplotípus elkülönülése jóval korábbra tehető, mint a nyugati haplotípusból történt északi irányú migráció kezdeti ideje.

A Kárpát-medencei haragossikló-állományok genezise szempontjából a H5 haplotípusból divergálódott állományok és azok migrációja, valamint a köztük megállapítható kapcsolatok szolgáltatnak információkat. A H9 és H8 haplotípushoz tartozó állományok az Égei-tenger szigetein találhatók, amely szigetvilág az egybefüggő „Égei térség" fragmentációja során, mintegy 10-12 millió évvel ezelőtt, a miocén alatt nyerte el mai földrajzi szerkezetét (DERMITZAKIS, PAPANIKOLAOU 1981, KASAPIDIS *et al.* 2005). A kéregmozgások során kialakult földrajzi izoláció hozzávetőleg 6,5-5,2 millió évvel ezelőtt egy rövidebb időszakra az Égei-tenger kiszáradásával megszűnt (HSU 1972), így ekkor ismét lehetőség nyílt a terresztris fajok migrációjára az egyes „szigetek" között. E korai földrajzi elszigetelődés és egyúttal genetikai izoláció állhat a két említett haplotípus és a H5 haplotípus közötti jelentős genetikai távolság hátterében is. Az égei-tengeri térség ismételt víz alá kerülésével az egyes szigetek közötti természtes átjárhatóság a terresztris fajok számára ismételten megszűnt (GARCIA-CASTELLANOS *et al.* 2009). Hasonló, a szigeteken végbemenő izoláció okozta genetikai elkülönülés tetten érhető a *Natrix natrix* esetében is, mivel e faj esetében a Balkán-félszigeten honos és a krétai állományok egymástól szignifikánsan elkülönülő haplotípusokat alkotnak (GUICKING *et al.* 2006). Ez az izoláció a *Podarcis* fajok esetében faji szintű (*P. gaigeae – P. milensis – P. taurica*) elkülönülést is jelent (POULAKAKIS *et al.* 2005B).

Az ősinek tekinthető H5 haplotípustól a H4 és H7 haplotípusok is jelentős elkülönülést mutatnak. Földrajzi, földtörténeti tekintetben azonban itt nem az élőhelyek fizikai, földtörténeti síkon értelmezendő feldarabolódása, hanem a geomorfológiai barrierek állhatnak a genetikai különbözőségek hátterében. A pliocén idején, hozzávetlőleg (5-2 millió évvel ezelőtt) a Balkán-, Pirin- és Rodope- hegységek és a köztük létrejött, időszakosan jelentős vízborítással rendelkező völgyek izolálták a délkelet-európai haragossikló-állományokat, így az ősinek tekinthető H5 és a belőle származtatható H4 és H7 haplotípus között egyúttal a genetikai kapcsolat is megszűnt.

Figyelmet érdemel azonban az a tény, hogy a meglehetősen széles területi elterjedésű H5 haplotípustól – amely magába foglalja a Sas-hegytől a Duna-deltáig, illetve Balkánig húzódó lelőhelyeket is – szignifikánsan elkülönül a H6 haplotípus, amelybe csak a Szársomlyóról származó minták esnek. Ez az elkülönülés a H5 haplotípustól jelentősebb, mint a H4 és H7 haplotípusok szétválása, amely mögött az izolált, genetikai tekintetben sziget-populációkban (Szársomlyó H6) történő gyorsabb mértékű genetikai diverzitás-csökkenés jelensége állhat. Mivel nem volt lehetőség a faj valamennyi európai élőhelyéről szövetmintát gyűjteni, nem zárható ki annak lehetősége sem, hogy a H5 haplotípus elterjedési területén belül a szársomlyói H6 hapolotípushoz hasonló genetikai helyzetű, további önálló haplotípusok is megtalálhatók, amelyek megerősítenék a faj több ütemben történő északi irányú radiációját.



14. ábra: Az egyes haragossikló-haplotípusok földrajzi eloszlása. A sárga folt a H5 haplotípusba tartozó populációk elterjedési területét fedi le, amelyben szigetszerűen helyezkedik el a H6 (szársomlyói) állomány. Szintén szigetszerűen különülnek el a H8 és H9 haplotíousok is, amelyek az Égei-tenger egyes, különálló szigeteinek haragossikló-állományait fedik.

A haragos sikló tehát kétségkívül déli irányból, a Balkán és a Kárpátok vonalától délre eső területekről kolonizálta a Kárpát-medencét. A faj jelenlegi elterjedési képéből, miszerint a haragos sikló csak a Dunától nyugatra található meg, arra következtethetünk, hogy kárpát-

medencei kolonizációja a Duna mai folyásirányának kialakulása – hozzávetőleg 10000 éve (KARÁTSON *et al.* 2006) – után következett be. Ezt az elméletet erősíti meg az a tény is, hogy a posztglaciális időszakban a mogyoró (9000 – 7500 éve) és tölgy (7500 – 5000 éve) korszakban erőteljes szubmediterrán klímahatás jellemezte a Kárpát-medencét, nagy területeken alakultak ki szubmediterrán sztyepprétek, a domb- és hegyvidéki részeken molyhostölgyes ligeterdők (BORHIDI 1997). A Budai-hegyekben és a Mezőföld keleti peremén élő, valamint a szerb, román, bolgár és macedón területeken élő populációk között a genetikai vizsgálatok alapján erősebb kapcsolatot kell feltételeznünk, mint a mezőföldi és a szársomlyói állományok között. E jelenség magyarázható a pleisztocén utolsó szakaszainak periodikus felmelegedésével, amely során az areáját délről északi irányba kitoló haragos sikló első ütemben legalább a Villányi-hegység vonaláig kolonizálta a Kárpát-medencét, majd egy kisebb lehűlési hullám következtében – bükk I. és bükk II. időszaki lehűlések kb. 5000 évvel ezelőtt (BORHIDI 1997) – ismét jelentősen délebbre szorult. A mediterrán szigetként a környezetéből már akkor is kiemelkedő Szársomlyó-hegy (VARGA 1995) és környékének kedvező klimatikus viszonyai biztosíthatták egy kisebb állomány számára a túlélést, amely jelenleg is benépesíti az adott területet. Az alacsonyabb régiókból tehát a haragos sikló az utolsó, enyhébb lehűlési hullám idején eltűnhetett, majd az azt követő időszakokban, megkezdte a Kárpát-medence újabb kolonizálását. Az ilyen jellegű, több hullámban vébemenő északi irányú diszperzió nem egyedi eset az európai herpetofaunában. Hasonló elterjedéstörténeti képet eredményeztek az erdei sikló *(Zamenis longissimus)* filogeográfiáját vizsgáló tanulmányok is, amelyek megállapították, hogy a faj a postglaciális diszperzió során a récens elterjedési területétől jóval északabbra fekvő régiókba (jelenlegi Dánia területe) is eljutott, majd a holocén klimatikus optimumot követő lehülés során areája ismét délebbre, a Kárpátok vonaláig tolódott (MUSILOVÁ *et al.* 2010). Az ezt követő felmelegedés ismét megteremtette az északi irányú expanzió lehetőségét.

Amennyiben elfogadjuk ezt a kolonizációs teóriát, láthatóvá válik az is, hogy a fluktuáló aszimmetriának a genetikai háttere meglehetősen alacsony, hiszen a hosszú ideje bizonyítottan izoláltan élő szársomlyói haragossikló-populációban a fluktuáló aszimmetria gyakorisága szignifikánsan nem nagyobb, mint az összefüggő area egy ideális környezeti viszonyokkal rendelkező élőhelyén élő, nagy egyedszámú kockássikló-populációban.

6. Összefoglalás

A szakirodalomban rendelkezésre álló információk alapján megállapítható volt, hogy mind a haragos sikló magyarországi állományainak elhelyezkedéséről, az állományok veszélyeztetettségéről, a faj élőhelyekkel szemben támasztott ökológiai igényeiről, mind pedig az egyes állományok életminőségéről és az állományok közti rokonsági kapcsolatról nagyon kevés adattal rendelkezünk. A tudományos igényű háttér információk hiányában a haragos siklóval és élőhelyeivel kapcsolatos természetvédelmi, kezelési tervek nehezen tervezhetők és a célfajra gyakorolt hatásuk sem ítélhető meg objektíven.

A kutatási program elején felvetett kérdések megválaszolásához terepi kutatások mellett a lehető legszélesebb körű módszertani, technikai eszközök közül kiválasztottam azokat, amelyek segítségével – a rendelkezésre álló anyagi korlátok között – a legnagyobb megbízhatóságú eredményeket kaphattam. A fluktuáló aszimmetria vizsgálata kellő pontossággal tájékoztat bennünket egy adott populáció fejlődési instabilitásáról, amely szoros kapcsolatban áll az adott állomány életkörülményeivel, a populációkra nyomást gyakorló stressz mértékével, első sorban annak külső háttértényezőivel, élőhelyének állapotával. Az élőhely-preferencia vizsgálatok során a haragos sikló területhasználatának közvetlen megfigyelése alapján gyűjtött habitatszerkezeti adatokból – azokat különböző léptékben elemezve – vontam le következtetéseket a faj ökológiai igényével kapcsolatban. Az egyes populációk genetikai kapcsolatainak feltárására a molekuláris genetikai elemzési módszerek közül a széles körben alkalmazott cit-*b* szekvenálást választottam.

Munkám során több potenciális haragossikló-élőhelyet jártam be, mind a Budai-hegyek, mind a Mezőföld területén és munkatársaimmal több új haragossikló-populációt (Szállás-hegy, Dunaújváros, Dunaföldvár, Dunaszekcső) fedeztem fel, ezzel a bizonyított élőhelyek száma hazánkban hétre nőtt. Megállapítottam, hogy a faj az Újlaki-hegy és a Mátyás-hegy területéről, az elmúlt évek bizonyító megfigyeléseinek hiányában kihaltnak tekinthető. Javaslatot tettem két további, eddig még nem vizsgált Duna menti potenciális haragossikló-élőhely bejárására, ahol a faj előfordulása valószínűsíthető.

Összehasonlító adatokkal szolgáltam a szársomlyói haragossikló-populáció életminőségét illetően azzal, hogy az állományban előforduló fluktuáló aszimmetria adatokat összevetettem két, másik fajhoz tartozó, de élőhelyi körülményeik tekintetében egymástól is markánsan elkülönülő habitatokban élő sikló állományok aszimmetria értékével. Megállapítottam, hogy a szársomlyói haragossikló-állomány a populáción belüli

aszimmetriák előfordulási gyakoriságát tekintve, nem tér el szignifikánsan az ideális feltételek között élő balatoni kockássikló-populációtól. Ennek értelmében hazánk legnagyobb haragossikló-populációjában nem mutathatók ki olyan fenotípusos jelek, amelyek az állomány fejlődési stabilitásának csökkenését, illetve ezen keresztül élőhelyének degradáltságát jeleznék.

Részletes adatokkal szolgáltam a haragos sikló élőhelyekkel szemben támasztott igényeiről, amelyek szakmai háttérként használhatók a jövőbeli élőhely-megőrzési tervek kidolgozása során. Számítások segítségével igazoltam, hogy az egyes környezeti változók jelentősége a haragos sikló élőhely-választásában habitat és táj szinten eltérő lehet.

Az egyes hazai élőhelyek részletes terepi vizsgálata során feltártam azokat a tényezőket, amelyek a területek hosszútávú zavartalanságát veszélyeztethetik. A veszélyeztető tényezők jelenléte alapján az egyes élőhelyeket különböző veszélyeztetettségi kategóriába soroltam. Kulcsfontosságúnak tartom, hogy az egyes élőhelyekre vonatkozó specifikus kezelési tervek elkészítése előtt a jogi védettséget nem élvező élőhelyek megóvása szempontjából a jogi védettség kimondását. Ezt követheti a z egyes területekre vonatkozó, a haragos sikló ökológiai igényeit prioritásként alkalmazó kezelési tervek elkészítése.

A rendelkezésre álló szövetminták feldolgozásával elvégzett genetikai vizsgálatok eredményeképpen a haragos sikló eurázsiai állományát kilenc haplotípusra csoportosítottam és megállapítottam az egyes haplotípusok közötti genetikai kapcsolatokat. A genetikai távolságok illetve a haplotípusok egymáshoz viszonyított földrajzi elhelyezkedéséből kiindulva megrajzoltam azt a potenciális utat, amellyel a haragos sikló jégkorszakot követően a Kárpát-medencét rekolonizálhatta. Ezzel magyarázatot adtam a faj jelenlegi elterjedési képére is.

7. Summary

On the basis of the information available in the special literature, it could be understood that we have little data about the actual Caspian whipsnake populations in Hungary. In order to get an up-to-date picture, we need more information about the habitats they are located, the level of their endangered status, the specific ecological demands, the living conditions of the individual populations, and about the relationship among the populations. Due to the lack of scientifically adequate background information it is difficult to design and to carry out a conservation plan of any species. It is also difficult to assess, in an objective way, how the implementation of such a plan will influence the target species.

In order to answer the questions raised at the beginning of the research programme, I have done extensive fieldwork, and have chosen the methodological approaches and technical tools to provide the most reliable results (within the limits of the financial support available). The fluctuating asymmetry analysis informs us about the developmental instability of a given population. This instability is interrelated with the living conditions of the species, with the degree of stress the population is exposed to, and with the external background factors and the state of the habitat. During the habitat-preference analyses I collected data on the habitat structure by directly observing the whipsnakes' territorial use. I analysed the data on different levels, and drew the conclusions about the ecological needs of the species. In the molecular genetic analysis I followed the widely used method of cit-b sequencing to reveal the genetic relationship among the individual populations.

During my research I have observed many Caspian whipsnake habitats, both in the territory of the Buda hills and in Mezőföld, and, together with my colleagues, several new Caspian whipsnake populations have been discovered (in the Szállás hill, Dunaújváros, Dunaföldvár, and Dunaszekcső). With these findings the number of verified habitats increased to seven in Hungary. The species was found to have been c extinct in the territory of Újlak and the Mátyás hill, due to the lack of observation in the past several years. I have proposed the exploration of two further potential habitats next to the Danube, which haven't been examined yet and where the presence of the species is probable.

I have provided comparative data on the conditions of the Caspian whipsnake population of Szársomlyó by comparing the data from the fluctuating asymmetry analysis with that of two other snake populations. These latter populations belong to a different species, and they also differ by their living conditions. In terms of the incidence of within-

population asymmetries there were no significant differences between the Caspian whipsnake population of Szársomlyó and the Dice snake population of Lake Balaton, the latter living under quasi-ideal circumstances. According to these results, we can declare that the fenotypical characters potentially indicating the decline of the developmental stability in the Szársomlyó population, and/or of the degradation of its habitat could not be detected. I have provided detailed information about the needs of the Caspian whipsnake with regard to its habitats, which might serve as a theoretical background to elaborate habitat-conservation plans. With the help of calculations I have proven that the significance of environmental variables influencing the habitat choice of the Caspian whipsnake may differ at the level of habitat and landscape, respectively.

During my fieldwork I closely examined the habitats and identified those factors which might pose a threat to the long-term tranquillity of these territories. Taking these factors into account, I have placed the individual habitats into different categories, according to the degree of threat they are exposed to. Before the elaboration of specific management plans regarding the individual habitats it would be crucial to declare legal protection for those habitats that are not yet protected by law. This could be followed by designing conservation plans, which would be applied to the individual territories and which would give priority to the ecological needs of the Caspian whipsnake.

Based on the results of the genetic analysis, which I carried out by examining tissue-samples, I have classified the Eurasian population of the Caspian whipsnake into nine haplotypes, and I have established the genetic relationship between the individual haplotypes. Having examined the genetic distance and having compared the geographic location of haplotypes, I theoretized the potential route the Caspian whipsnake might have used to re-coloniz the Carpathian Basin in the post-glacial period. With these findings I have also been able to give a possible explanation to the distribution map of the species.

M1. Irodalomjegyzék

ALEXEYEV M. F., LEDOUX S. P., WILSON G. L., (2004): Mitochondrial DNA and aging – *Clinical Science* 107: 355-364 http://www.clinsci.org/cs/107/0355/cs1070355.htm Hozzáférés: 2007. december 3.

ARNOLD E. N., BURTON J. A. (1978): Parey's Reptilien- und Amphibienführer Europas. Verlag Paul Parey. Hamburg und Berlin.

AVISE J. C. (2000): Phylogeography – The history and formation of species. Harward University Press, Cambridge.

BAKÓ B., BELLAAGH M. (2004): A haragos sikló *(Coluber caspius)* védelmi terve Magyarországon. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 29 pp.

BALDWIN, R. F., CALHOUN, A. J. K., DEMAYNADIER P. G. (2006): Conservation planning for amphibian species with complex habitat requirements: A case study using movements and habitat selection of the Wood Frog *Rana sylvatica*. *Journal of Herpetology,* 40 (4): 442–453

BELLAAGH M. (2003): Adatok a magyarországi haragossikló-populációk taxonómiájához és populációbiológiájához. – *Diplomadolgozat, SZIE MKK, Gödöllő*

BELLAAGH M., KORSÓS Z. SZELÉNYI G. (2006): A fokozottan védett haragos sikló *(Hierophis caspius)* új, Duna menti lelőhelyei Magyarországon – *Állattani Közlemények* 91(2): 139-144.

BELLAAGH M., BÁLDI A., KORSÓS Z. (2007a): Élőhely-preferencia vizsgálatok a magyarországi haragossikló-állományokon. – *Természetvédelmi Közlemények 13.: 431-438.*

BELLAAGH M., DEÁKNÉ LAZÁNYI-BACSÓ Á., KORSÓS Z. (2007b): Fluktuáló aszimmetria vizsgálata hüllőpopulációk életminőségének jellemzésére. – *Állattani Közlemények 92(2): 27-36*

BELLAAGH M., KORSÓS Z. (2007): Exploration of the endangering factors of the newly dicovered Caspian Whipsnake populations in Hungary – Fauna Pannonica Symposium on Conservation and Genesis of the Fauna of the Carpathian Basin. HNHM, Book of Abstracts. p. 13.

BELLAAGH M., KORSÓS Z., SZELÉNYI G. (2008): New occurrences of the Caspian Whipsnake *Dolichophis caspius (Reptilia: Serpentes: Colubridae)* along the River Danube in Hungary – *Acta Zoologica Bulgarica 60(2): 213-217*

BELLAAGH M., LAZÁNYI E., KORSÓS Z. (2010a): Calculation of fluctuating asymmetry of the biggest Caspian whipsnake population in Hungary compared to a common snake species. – *Biologia 65/1: 1-5*

BELLAAGH M., NAGY Z. T., KORSÓS Z. (2010b): Phylogeography and conservation of the Caspian whipsnake in Central and South-East Europe – Conference Booklet, Spring Wind, Pécs pp.: 35-39

BHAGWAT A. S., WILLIS J. K. (2008): Species persistence in northerly glacial refugia of Europe: a matter of change or biogeographical traits? – *Journal of Biogeography (35): 464-482*

BOLKAY I. (1913): Adatok Magyarország pannoniai és praeglaciális herpetofaunájához. – A m. kir. Földtani Intézet Évkönyve. XXI. Köt. 7. füzet

BORHIDI A (1997): Gondolatok és kételyek: Az Ősmátra-elmélet – *Studia Phytologica Jubilaria Dissertaciones in Honorem Jubilantis Adolf Olivér Horvát. Pécs pp: 161-188*

BOULIN-DEMERS G., WEATHERHEAD P., J. (2001): An experimental test of the link between foraging, habitat selection and thermoregulation in black rat snakes (*Elaphe obsoleta obsoleta*). - *Journal of Animal Ecology 70: 1006-1013.*

BÖHME M. U., FRITZ U., KOTENKO T., DŽUKIC G., LJUBISAVLJEVIC K., TZANKOV N., BERENDONK T. U. (2007): Phylogeography and cryptic variation within the *Lacerta viridis* complex (Lacertidae, Reptilia). – *Zoologica Scripta 36: 119-131*

BRICKER J., BUSHAR L. M., REINERT H. K., GELBERT L. (1996): Purification of high Quality DNA from Shed Skin. – *Herpetological Rewiew 27(3): 133-134.*

BRUFORD, M. W., CHEESMAN D. J., COOTE T., GREEN H. A. A., HAINES S. A., O'RYAN C., WILLIAMS T. R.: Microsatellites and their application to conservation genetics. In: SMITH T. B., WAYNE R. K. (1996): Molecular genetics approaches in conservation. Oxford University Press. p: 278-298.

BURNS, E. L., HOULDEN, B. A. (1999): Isolation and characterization of microsatellite markers in the broad-headed snake *Hoplocephalus bungaroides*. – *Molecular Ecology* 8: 520.

CADÉE N. (2000): Genetic and environmental effects on morphology and fluctuating asymmetry in nestling Barn Swallows. – *Journal of Evolution Biology* 13: 359-370.

CARFAGNO G. L. F., HESKE E. J., WEATHERHEAD P. J. (2006): Does mammalian prey abundance explain forest-edge use by snakes? – *Ecoscience 13 (3): 293-297*

CLARKE M. G. (1995): Relationship between developmental stability and fitness: application for conservation biology. – *Conservation Biology* 9: 18-24.

CLEMENT M., D., POSADA D., CRANDALL K., A. (2000): TCS: a computer program to estimate gene genealogies. – *Molecular Ecology* 9: 1657-1660.

COOPER S. J., IBRAHIM K. M., HEWITT G. M. (1995): Postglacial expansion and genome subdivision in the European grasshopper Chorthippus paralellus – *Mol. Ecol. 4: 49-60*

COVACIU-MARCOV S-D., DAVID A. (2010): *Dolichophis caspius (Serpentes: Colubridae)* in Romania: New distribution records from the northern limit of its range – *Turk J. Zool. 34: 119-121*

DELY O. GY. (1978): Hüllők – Reptilia. In: Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae). XX, 4. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 120

DELY O. GY. (1997): A csíkos vagy ugró sikló *(Coluber caspius Gmelin, 1789)* magyarországi előfordulásáról. – *Állattani Közlemények, 82: 39-46*

DERMITZAKIS, D.M., PAPANIKOLAOU, D.J. (1981): Paleogeography and geodynamics of the Aegean region during the Neogene. - *Ann. Geol. Pays Hellen. 30: 245-289.*

DOBOLYI K. (2001): Sziklagyep-moitorozó vizsgálatok a Csiki-hegyek (Budai TK) területén. – *Tanulmány, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest*

DUDÁS GY. (2001): A fokozottan védett Szársomlyó TT. herpetofaunája. – Szakdolgozat. Veszprémi Egyetem. Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar, Keszthely. p. 86

DYTHAM C. (1999): Choosing and using statistics, A biologist guide. Blackwell Publishing, Oxford

ELSON J. L., ANDREWS R. M., CHINNERY P. F., LIGHTOWLERS R. N., TURNBULL D. M., HOWELL N. (2001): Analysis of European mtDNAs for recombination – *American Journal of Human Genetics 68: 145-153*

ESRI (2000): ARCWIEW 3.2. Environmental System Research Institute, Redlands, California

FEJÉRVÁRY-LÁNGH A. M. (1943): Kígyóinkról. – *Az Erdő, 4-6: 1-9*

FELSENSTEIN J. (1981): Evolutionary trees from DNA sequences: a maximum likelihood approach – *J. Mol. Evol. 17: 368-376*

FELSENSTEIN J. (1985): Confidence limits of phylogenies: an approach using the bootstrapp – *Evolution 39: 783-791*

FORMAN, R. T. T., GODRON M. (1986): Landscape Ecology. John Wiley and Sons, Inc., New York, NY, USA.

FRIVALDSZKY I. (1825): Monographia serpentum Hungariae. – Pest, 37p.

FRIVALDSZKY I. (1865): Jellemző adatok Magyarország faunájához. – *A Magy. Tud. Akad. Évkönyvei XI. kötetének IV. darabja. Pest*

FROESE A. D. (1978): Habitat preference of the Common Snapping Turtle, *Chelydra s. serpentina (Reptilia, Testudines, Chelydridae) – Journal of Herpetology 12: 53-58*

GARCIA-CASTELLANOS D., ESTRADA F., JIMÉNEZ-MUNT I., GORINI C., FERNÁNDEZ M., VERGÉS J., DE VINCENTE R. (2009): Catastrophic flood of the mediterranean after the Messinian salinity crisis – *Nature 462: 778-781*

GLANDT D (1991): The vegetation structure preferred by the sand lizard *(Lacerta agilis)* and the common lizard *(Lacerta vivipara)* in an experimental outdoor enclosure. – *Acta Biologica Benrodis 3: 79-86*

GRUBB F. E. (1969): Procedure for detecting outlying observations in samples. *Technometrics* 11: 1-21.

GUICKING D., LAWSON R., JOGER U., WINK M. (2006): Evolution and phylogeny of the genus *Natrix* (Serpentes:Colubridae) – *Biol. J. Linn. Soc. 87:127-143*

HUELSENBECK J. P., RONQUIST F (2001): MrBayes: Bayesian inference of phylogeny – *Bioinformatics 17: 754-755*

HERCZEG G., KRECSÁK L., MARSI Z. (2002): Új bizonyító adat a haragos sikló előfordulásáról Budapest belterületén a Sas-hegyről. – *Folia historico-naturalia Musei Matrensis*, 26: 341-344.

HERCZEG G., SZABÓ K., KORSÓS Z. (2005): Asymmetry and population characteristic in Dice Snake *(Natrix tessellata)*: an interpopulation comparison. *Amphibia–Reptilia* 26: 422-426.

HEWITT G. M. (1999): Post-glacial re-colonization of European biota. – *Biological Journal of the Linnean Society 68: 87-112*

HEWITT G. M. (2001): Speciation, hybrid zones and phylogeography – or seeing genes in space and time. – *Molecular Ecology 10: 537-549*

HSÜ, K.J. (1972): Origin of saline giants: a critical review after the discovery of the Mediterranean evaporates. *Earth-Sci. Rev. 8: 371-396.*

HUELSENBECK J. P., RONQUIST F. (2001): MrBayes: Bayesian inference of phylogeny. – *Bioinformatics 17: 754-755*

INGER R. F., CLARK P.J. (1943): Partition of the genus *Coluber – Copeia 3: 141-145.*

IVANOV M. (2007): Herpetological assemblages from the Pliocene to middle Pleistocene in Central Europe: palaeoecological significance. – *Geodiversitas 29(2): 297-320*

JOGER U., LENK M. (1997): Entnahme und Behandlung von Blutproben für molekulargenetische Untersuchungen in der Feldherpetologie. – *Mertensiella 7: 329-340*

JOGER U., FRITZ U., GUICKING D., KALYABINA-HAUF S., NAGY Z.T., WINK M. (2007): Phylogeography of western Palearctic reptiles – Spatial and temporal speciation patterns – *Zoologischer Anzeiger 246:293-313*

KARÁTSON D., NÉMETH K., SZÉKELY B., RUSZKICZAY-RÜDIGER ZS, PÉCSKAY Z. (2006): Incision of a river curvature due to exhumed Miocene volcanic landforms: Danube Bend, Hungary. – *International Journal of Earth Sciences (online)*: DOI 10.1007/s00531-006-0075-9

KASAPIDIS P., MAGOULAS A., MYLONAS M, ZOUROS E. (2005): The phylogeography of the gecko *[Crytopodion kotschyi Rreptilia, Gekkonidae)]* in the Aegean archipelago – *Molecular Phylogenetics and Evolution 35(2): 612-623*

KENNEY J. F., KEEPING E. S. (1951): Mathematics of Statistics – Priceton NJ., Van Nostrand.

KEREK L, VARGA A. (1989): A haragos sikló *(Coluber jugularis caspius* Gmelin*)* a Zselicben [The Large Whip Snake *(Coluber jugularis caspius* Gmelin) in Zselic (Hungary)] – Fol. Hist. nat. Mus. Matr. Gyöngyös 14:138

KLETECKI E., LANSZKI J., TRÓCSÁNYI B., MUZINIC J., PURGER J. J. (2009): First record of *Dolichophis caspius* (Gmelin, 1789), (Reptilia, Colubridae) on the island of Olib, Croatia – *Nat. Croat. 18(2): 437-442*

KORDOS L. (1981): A Magyar-Középhegység gerinces faunájának fejlődése az elmúlt tízezer évben. – *Állattani Közlemények 71: 109-117*

KORSÓS, Z., MARA GY., TRASER GY. (2002): A haragos sikló *(Coluber caspius Gmelin, 1789)* újabb előfordulása Magyarországon. – *Folia historico-naturalia Musei Matrensis*, 26: 335-339.

KORSÓS Z. (2007): A magyarországi hüllőfauna története a jégkorszak után. IN FORRÓ ED.: A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása. Magyar Természettudományi Múzeum. Budapest

KREINER G (2007): Schlanges Europas – *Chimaira Verlag p. 317*

KRČMAR S., MIKUSKA J., KLETEČKI E. (2007): A new records of *Dolichophis caspius (Gmelin, 1789), (Reptilia: Colubridae)* in Croatia, Montenegro and Serbia. – *Acta Zool. Bulg., 59(1): 101-103*

LEAMY L. J. (1997): Is developmental stability heritable? – *Journal of Evolution Biology* 10: 21-29.

LEAMY L. J., KLINGENBERG C. P. (2005): The genetics and evolution of fluctuating asymetry. – *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 36: 1-21.*

LEUNG B., FORBES M. R., HOULE D. (2000): Fluctuating asymmetry as a bioindicator of stress: Comparing efficacy of analyses involving multiple traits. – *American Naturalist 155: 101-115*

LIU Y, CHEN S, LI J., LI B. (2006): Genetic diversity in three japanese flounder *(Paralichthys olivaceus)* populations revealed dy ISSR markers. – *Aquaculture 255: 565-572*

LUKÁCS D. (1956): Adatok a Bükk-hegység kétéltőinek és hüllıinek állatföldrajzához. – *Egri Ped. Főisk. Évk. 2: 622–629*

MAJER J (2000): Adatok a Szársomlyó (Villány-hegység) hüllőfaunájához (Reptilia) – *Dunántúli Dolg. Term. Tud. Sorozat 10: 369-383*

MARGÓ T. (1879): Budapest és környéke állattani tekintetben. – Magyar Királyi Egyetemi Könyvnyomda, Budapest

MIRCEA-DRAGOMIR A. (2002): Contributions to the knowledge of the Herpetofauna of Southern Dobruja (Romania) – *Travaux du Museum National d'Histoire Naturelle „Grigore Antipa" XLIV: 357-373*

MOORE J. A., GILLINGHAM J. C. (2006): Spatial ecology and multi-scale habitat selection by a threatened Rattlesnake: the Eastern Massasauga *(Sistrurus catenatus catenatus)*. - *Copeia: Vol. 2006, No. 4 pp. 742–751*

MOSKÁT CS., BÁLDI A., WALICZKY Z. (1993): Habitat selection of breeding and migrating populations of the Icterine Warbler *(Hippolais icterina)*: a multivariate study. – *Ecography 16: 137-142.*

MUSILOVÁ R., ZAVADIL V., MARKOVÁ S., KOTLIK P. (2010): Relics of the Europe's warm past: Phylogeography of the Aesculapian snake – *Mol. Phyl. and Evol. 57:1245-1252*

NAGY Z. T., SCHMIDTLER J. F., JOGER U., WINK M. (2003): Systematik der Zwergnatern *(Reptilia: Colubridae: Eirenis)* und verwandter Gruppenanhand von DNA-Sequenzen und morphologischen Daten. – *Salamandra 39: 149-168*

NAGY, Z. T., LAWSON, R., JOGER, U., WINK, M. (2004): Molecular systematics of racers, whipsnakes and relatives *(Reptilia: Colubridae)* using mitochondrial and nuclear markers. – *J. Zool. Syst. Evol. Research* 42: 223-233.

NAGY Z. T., BELLAAGH M, WINK M., ANA P., KORSÓS Z. (2010): Phylogeograpy of the caspian whipsnake in Europewith emphasis on the westernmost populations – *Amphibia-Reptilia DOI: 10.1163/017353710X518397*

NEI M. (1991): Relative efficiencies of different tree-making methods for molecular data. IN: MIYAMOTO M. M., CRACRAFT J.: Phylogenetic analysis of DNA sequences. Oxford Univ. Press.

NEMES S., VOGRIN M., HARTEL T., ÖLLERER K. (2006): Habitat selection at the sand lizard *(Lacerta agilis)*: ontogenetic shifts. – *North-Western Journal of Zoology 2(1): 17-26*

NYLANDER, J. A. A. (2004): MrModeltest v2. Program distributed by the author. Evolutionary Biology Centre, Uppsala University.

PALMER A. R. (1994): Fluctuating asymmetry analyses: A primer. In: MARKOW T. A. (ed.): Developmental instability: Its origins and evolutionary implications. Kluwer, Dordrecht, Netherlands, pp. 335-364.

PALMER A. R., STROBECK C. (1992): Fluctuating asymmerty as a measure of developmental stability: Implications of nonnormal distributions and power of statistical test. – *Acta Zool.Fennica 191:57–72*

PALMER A. R., STROBECK C. (2003): Fluctuating asymmetry analyses revisted. In: POLAK M. (ed.): Developmental instability (DI): Causes and consequences. Oxford University Press, pp. 279-319.

POPOV S.,V., RÖGL F., ROZANOV A. Y., STEINIGER F. F., SHCHERBA I. G., KOVAC M. (2004): Lithological-Paleogeographic maps of Paratethys: 10 maps Late Eocene to Pliocene. 250: 1-46. Courier Forschungsinstitut Senckenberg

POULAKAKIS N., LYMBERAKIS P., TSIGENOPOULOS C.S., MAGOULAS A., MYLONAS M. (2005A): Phylogenetic relationship and evolutionary history of snake-eyed skink *Ablepharus kitaibelii* (*Sauria:Scincidae*) – *Mol. Phylogenetic and Evolution 34: 245-256*

POULAKAKIS N., LYMBERAKIS P., VALAKOS E., PAFILIS P., ZOUROS E., MYLONAS M. (2005B): Phylogeography of Balkan wall lizard *(Podarcis taurica)* and its relatives inferred from mitochondrial DNA sequences – *Mol. Ecol. 14:2433-2443*

PROSSER, M. L., GIBBS, H. L., WEATHERHEAD, P. J. (1999): Microgeographic population genetic structure int he northern water snake, *Nerodia sipedon sipedon* detected using microsatellite DNA loci. – *Molecular Ecology*, 8: 329-333.

RASSMANN K., ZISCHLER H., TAUTZ D. (1996): DNA Multilocus Fingerprint Using Simple Repeat Motif Oligonucleotides. In: SMITH B. T., WAYNE R. K.: *Molecular Genetic Approaches in Conservation*. Oxford University Press

REICZIGEL J, HARNOS A, SOLYMOSI R. (2007): Biostatisztika, nem statisztikusoknak – Pars Kft. Nagykovácsi p. 455

REUTER C. (1941): Mecseki kígyók. *Mecsek Egyesület Évkönyve az 50. egyesületi évről 1940.* - Rákóczi Nyomda, Pécs: 19–21.

ROLDAN E. R. S., CASSINELLO J., ABAIGAR T., GOMENDIO M. (1998): Inbreeding, fluctuating asymmetry, and ejaculate quality in an endangered ungulate. *Proceeding of Royal Society London* 265: 243-248.

ROW J. R., BLOUIN-DEMERS G. (2006): Thermal quality influences habitat selection at multiple spatial scales in milksnakes. - *Écoscience 13: 443-450.*

SAITOU N., NEI M. (1987): The neighbour-joining method: a new method for reconstucting phylogenetic trees – *Mol. Biol. Evol. 6: 514-525*

SAMBROOK, J. E.; FRITSCH, F.; MANIATIS, T. (1989): Molecular cloning: A laboratory manual. Cold Spring Harbor, NY: Cold Spring Harbor Laboratory

SCOTT, I. A. W., HAYES, C. M., KEOGH, J. S., WEBB, J. K. (2001): Isolation and characterization of novel microsatellite markers from the Australian tiger snake *(Elapidae: Notechis)* and amplification in the closely relatd genus *Hoplocephalus*. – *Molecular Ecology Notes 1, 117-119*

SEDDON J. M., SANTUCCI F., REEVE N. J., HEWITT G. M. (2001): DNA footprints of European hedgehogs *Erinaceus europaeus* and *E. concolor*: Pleistocene refugia, postglacial expansion and colonization routes – *Mol. Ecol. 10: 2187-2198*

SELIGMANN H., MORAVEC J., WERNER Y. L. (2008): Morphological, functional and evolutionary aspects of tail autotomy and regeneration in the living fossil Sphenodon (Reptilia: Rhynchocephalia) – *Biol. J. of Linnean Soc.93: 721-743*

SPSS. (1999):. SPSS Base 10.0. SPSS Incorporation, Chicago.

STIGE L. C., HESSEN D. O., VØLLESTAD L. A. (2006): Fitness, developmental instability, and the ontogeny of fluctuating asymmetry in *Daphnia magna*. – *Biological Journal of the Linnean Society* 88: 179-192.

SWOFFORD D. (2002): PAUP*: Phylogenetic analysis using parsimony (* and other Methods), Version 4 - Sinauer Associates, Sunderland

SCHÄTTI, B. (1988): Systematik und Evolution der Schlangengattung *Hierophis* Fitzinger, 1883. – Diss. Univ. Zürich, 50 pp.

SCHÄTTI B., UTIGER U. (2001): Hemerophis, a new genus for *Zamenis socotrae* Günther, and a contribution to the phylogeny of Old World racers, whipsnakes and related genere *(Reptilia: Squamata: Colubrinae) – Rev. Suisse Zool. 108: 919-948*

SCHMITT T. (2007): Molecular biogeography of europe: pleistocene cycles and postglacial trends. – *Frontiers in Zoology* 4:11 /http://www.frontiersinzoology.com/content/4/1/11.

SZYNDLAR Z., RAGE J. C. (2002): Fossil records of the true vipers. Pp. 419-444 IN: SCHUETT G. W., HÖGGERN M., DOUGLAS M. E., GREENE H. W. (ED.): Biology of the vipers. Eagle Mountains Publishing LC.

SZUNYOGHY J. (1932): Beitrage zur vergleichenden Formenlehre des Colubridenschadels, nebst einer kraniologischen Synopsis der fossilen Schlangen Ungars. – *Acta Zool. Stockholm, 13: 1-56.*

TABACHISHINA I. E., TABACHISHIN V. G, ZAVIALOV E. V. (2006): Modern distribution of *Hierophis caspius Gmelin, 1789* in north of the Lower Volga region and adject territories. – *Povolzhskiy Journal of Ecology 1: 91-95*

TABERLET P., BOUVET J. (1994): Mitochondrial DNA polymorphism, phylogeography and conservation genetics of the brown bear (*Ursus arctos*) in Europe – *Proc. Royal Soc. of London B: 195-200*

TABERLET P., FUMAGALLI L., WUST-SAUCY A. G., COSSON J. F. (1998): Comparative phylogeography and postglacial colonization routes in Europe – *Mol. Ecol 7: 453-464*

TAMURA K., DUDLEY J., NEI M., KUMAR S. (2007): MEGA4: Molecular evolutionary genetics analysis (MEGA) software version 4. 0. – *Mol. Biol. Evol. 24(8): 1596-9.*

TEMPLETON, A. R., ROUTMAN, E. PHILLIPS, C. A. (1995): Separating population structure from population history: a cladistic analysis of the geographical distribution of mitochondrial DNA haplotypes in the tiger salamander, *Ambystoma tigrinum.* – *Genetics 140: 767–782*.

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 (1), 79–92*

THORPE R. S. (1975): Quantitative handling of characters useful in snake systematics with particular reference to intraspecific variation in the Ringed Snake Natrix natrix (l.) – *Biol. J. Linn. Soc. 7:27-43*

THORPE R. S. (1979): Multivariate analysis of the population systematics of the ringed snake Natrix natrix (L.). – *Proc. of. Royal. Soc. of Edinburgh 78B: 1-62*

TÓTH, T. (2002): Data on the North Hungarian records of the Large Whip Snake *Coluber caspius* Gmelin, 1789. – *Herpetozoa* 14: 163-167.

TRÓCSÁNYI B., SCHAFFER D, KORSÓS Z. (2007): A Mecsek kétéltű és hüllőfaunájának áttekintése, újabb faunisztikai adatokkal – *Acta Naturalia Pannonica 2:189-206*

ÚJVÁRI B., KORSÓS Z. (1997): Thermoregulation and movements of radiotracked *Vipera ursinii rakosiensis* in Hungary. - In: BÖHME W., BISCHOFF, W. ZIEGLER, T. (eds): Herpetologia Bonnensis. Bonn (SEH), pp. 367-372.

ÚJVÁRI B., KORSÓS Z., PÉCHY T. (2000): Life history, population characteristics and conservation of Hungarian Meadow Viper *(Vipera ursinii rakosiensis). – Amphibia-Reptilia. 21:267-278*

VAN VALEN L. (1962): A study of fluctuating asymmerty. – *Evolution* 16: 125-142.

VARGA, Z. (1995): Geographical patterns and biological diversity in the Palearctic region and the Carpathian Basin. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 41: 71–92.

VÖRÖS, J., ALCOBENDAS, M., MARTÍNEZ-SOLANO, I., GARCÍA-PARÍS, M. (2006): Evolution of *Bombina bombina* and *Bombina variegata (Anura: Discoglossidae)* in the Carpathian Basin: a history of repeated mt-DNA introgression across species. – *Molecular Phylogenetics and Evolution* 38: 705–718.

VÖRÖS J., MAJOR Á. (2007): Kétéltű-populációk földrajzi szerkezete a Kárpát-medencében. IN FORRÓ ED.: A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása. Magyar Természettudományi Múzeum. Budapest

WINK, M., GUICKING, D., FRITZ, U. (2000): Molecular evidence for hybrid origin of *Mauremys iversoni* Pritchard et McCord, 1991, and *Mauremys pritchardi* McCord, 1997 *(Reptilia: Testudines: Bataguridae) – Zool. Abh. Mus. Tierkunde, Dresden 51(5): 41-49.*

ZANE, L., BARGELLONI, L., PATARNELLO, T. (2002): Strategies for microsatellite isolation: a review. – *Molecular Ecology*, 11: 1-16.

ZAR J. H. (1984): Biostatistical analysis – Prentice-Hall International, INC., London

ZINNER H. (1972): Systematics and evolution of the species group *Coluber jugularis* Linnaeus 1758 – *Coluber caspius*, Gmelin 1789 (Reptilia, Serpentes). Ph.D. Dissertation, Hebrew University, Jerusalem, 78 pp.

M2 A kutatási időszak alatt gyűjtött illetve felhasznált haragos sikló szövetminták főbb adatai.

A táblázatban található rövidítések jegyzéke: AL = Albánia, BG = Bulgária, GR = Görögország, HR = Horvátország, H = Magyarország, KOS = Koszovó, MAC = Macedonia, MT = Montenegró, RO = Románia, SRB = Szerbia, TR = Törökország, UKR = Ukrajna, ? = ismeretlen, NMW = Bécsi Természettudományi Múzeum, NHM600BEO = Belgrádi Természettudományi Múzeum, HNHM = Magyar Természettudományi Múzeum, UNI HD = Universitat Heidelberg IPMB, priv.coll = magán gyűjtemény

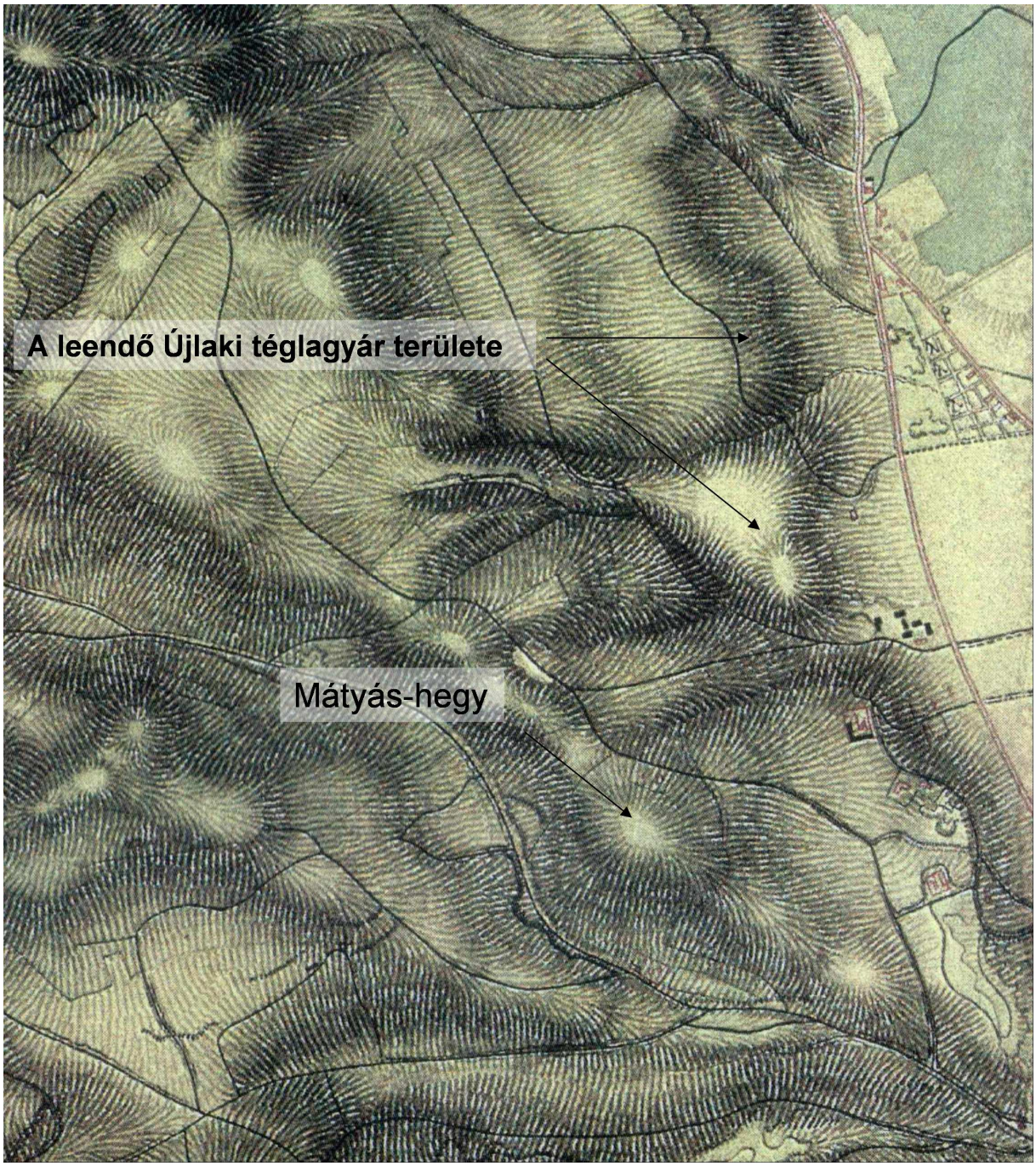
Gyüjtemény azonosító	Gyűjteményi azonosító	Szövet minta jele	Szövetminta típusa	Genus	species	Lelőhely	Dátum	Gyűjtő
NMW	26612	1	izomszövet	Dolichophis	caspius	Limnos GR	1982	Bilek
NMW	18620/2	2	izomszövet	Dolichophis	caspius	Ephesus TR	?	?
NMW	18620/1	3	izomszövet	Dolichophis	jugularis	Ephesus TR	?	?
NMW	15181/1	4	izomszövet	Dolichophis	caspius	Ofen H	?	?
NMW	15181/3	5	izomszövet	Dolichophis	caspius	Rus BG	?	Kowatscheff
NMW	15181/2	6	izomszövet	Dolichophis	caspius	Ofen H	?	?
NMW	15181/4	7	izomszövet	Dolichophis	caspius	RO	1903	?
NMW	7131	8	izomszövet	Dolichophis	caspius	Buzias RO	?	?
NMW	7248	9	izomszövet	Dolichophis	caspius	Bazias RO	?	?
NMW	7132	10	izomszövet	Dolichophis	caspius	Fehertemplom SRB	?	?
NMW	18621	11	izomszövet	Dolichophis	caspius	Fehertemplom SRB	1903	?
NMW	18622	12	izomszövet	Dolichophis	caspius	Konya TR	1960	Ressl
NMW	34975	13	izomszövet	Dolichophis	caspius	Canakkale TR	1968	Böhme
NMW	34974	14	izomszövet	Dolichophis	caspius	Canakkale TR	1967	Bauer
NMW	34972	15	izomszövet	Dolichophis	caspius	Bursa TR	1968	Spitzenberger
NMW	35401	16	izomszövet	Dolichophis	caspius	Agathonissi Ins. GR	1992	Foufopulos
NMW	34973	17	izomszövet	Dolichophis	caspius	Kirklareli TR	1967	Bauer
NMW	29812	18	izomszövet	Dolichophis	caspius	Alonnisos GR	1985	Bilek
NMW	26557	19	izomszövet	Dolichophis	caspius	Toros GR	1982	Bilek
NMW	18702	20	izomszövet	Dolichophis	caspius	Istambul TR	1901	?
NMW	22109	21	izomszövet	Dolichophis	caspius	Athos GR	1976	Bilek
NMW	27526/2	22	izomszövet	Dolichophis	caspius	Tinos GR	1983	Bilek
NMW	27526/1	23	izomszövet	Dolichophis	caspius	Tinos GR	1983	Bilek
NMW	29099	24	izomszövet	Dolichophis	caspius	Korfu GR	1984	Keymar
NMW	34134	25	izomszövet	Dolichophis	caspius	Serifos GR	1995	Beyerlein
NMW	34971	26	izomszövet	Dolichophis	caspius	Gümüshane TR	1968	Stenin
NMW	28726	27	izomszövet	Dolichophis	caspius	Thassos GR	1975	Bilek
NMW	35821	28	izomszövet	Dolichophis	caspius	Kos GR	1984	Tiedemann
NMW	35820	29	izomszövet	Dolichophis	caspius	Kos GR	1984	Grillitsch
NMW	33119/3	30	izomszövet	Dolichophis	caspius	Tinos GR	1993	Keymar
NMW	33119/2	31	izomszövet	Dolichophis	caspius	Tinos GR	1993	Keymar
NMW	33119/1	32	izomszövet	Dolichophis	caspius	Tinos GR	1993	Keymar
NMW	33119/4	33	izomszövet	Dolichophis	caspius	Tinos GR	1993	Keymar
NMW	33119/6	34	izomszövet	Dolichophis	caspius	Samothrake GR	1993	Keymar
NMW	33119/5	35	izomszövet	Dolichophis	caspius	Andros GR	1993	Keymar
NMW	30970	37	izomszövet	Dolichophis	caspius	Ikaria GR	1987	Grillitsch
NMW	30646/1	38	izomszövet	Dolichophis	jugularis	Mersin TR	1986	Mayer

NMW	30646/2	39	izomszövet	Dolichophis	jugularis	Mersin TR	1986	Mayer
NMW	26593	40	izomszövet	Dolichophis	caspius	Ofen H	?	?
NMW	31027/1	41	izomszövet	Dolichophis	caspius	Lamia GR	1987	Malicky
NMW	33003	42	izomszövet	Dolichophis	caspius	Thrakien GR	1965	Bauer
NMW	34980/2	43	izomszövet	Dolichophis	?	Mersin TR	?	?
NMW	34980/1	44	izomszövet	Dolichophis	?	Mersin TR	?	?
NMW	19551	45	izomszövet	Dolichophis	jugularis	Bulgan Gecidi TR	?	?
NMW	28304	46	izomszövet	Dolichophis	jugularis	Leros Ins. GR	?	?
NMW	19511	47	izomszövet	Dolichophis	jugularis	Gaziantep TR	?	?
NMW	25431	48	izomszövet	Dolichophis	jugularis	Adana TR	?	?
NMW	18618/3	49	izomszövet	Dolichophis	?	Rhodos GR	?	?
NMW	18618/2	50	izomszövet	Dolichophis	jugularis	Rhodos GR	?	?
NMW	18618/1	51	izomszövet	Dolichophis	jugularis	Rhodos GR	?	?
priv. coll.	Sz1	Sz1	vér	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2004	Bellaagh
priv. coll.	Sz2	Sz2	vér	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2004	Bellaagh
priv. coll.	Sz3	Sz3	vér	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2004	Bellaagh
priv. coll.	Sz4	Sz4	vér	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2004	Bellaagh
priv. coll.	Sz5	Sz5	vér	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2004	Bellaagh
priv. coll.	Sz6	Sz6	vér	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2004	Bellaagh
priv. coll.	Sz7	Sz7	vér	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2004	Bellaagh
priv. coll.	Sz8	Sz8	vér	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2004	Bellaagh
priv. coll.	Sz9	Sz9	izomszövet	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2004	Bellaagh
priv. coll.	Sz10	Sz10	vér	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2004.10.01	Bellaagh
priv. coll.	Sz11	Sz11	izomszövet	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2004.10.01	Bellaagh
priv. coll.	Sz12	Sz12	vér	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2004.10.02	Bellaagh
priv. coll.	Sz13	Sz13	vér	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2004	Bellaagh
priv. coll.	Sz14	Sz14	izomszövet	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2004	Bellaagh
priv. coll.	Sz15	Sz15	vér	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2005.05.02	Bellaagh
priv. coll.	Sz16	Sz16	vér	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2005.05.22	Bellaagh
priv. coll.	Sz17	Sz17	vér	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2005.05.22	Bellaagh
priv. coll.	Sz18	Sz18	vér	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2005.05.23	Bellaagh
priv. coll.	Sz19	Sz19	vér	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	2005.05.03	Bellaagh
priv. coll.	DU1	DU1	vér	Dolichophis	caspius	Dunaújváros H	2003.05.06	Korsós
priv. coll.	DU2	DU2	vér	Dolichophis	caspius	Dunaújváros H	2004	Korsós
priv. coll.	DUJ22	DUJ22	vér	Dolichophis	caspius	Dunaújváros H	2006	Bellaagh
priv. coll.	PV2	PV2	vér	Dolichophis	caspius	Paks H	2006	Bellaagh
priv. coll.	DF7	DF7	pikkelying	Dolichophis	caspius	Dunaföldvár H	2006	Bellaagh
priv. coll.	DF1	DF1	vér	Dolichophis	caspius	Dunaföldvár H	2006	Bellaagh
NHM600BEO	Y1	Y1	izomszövet	Dolichophis	caspius	Zlot SRB	1994	Paunovic
NHM600BEO	Y2, Y3, Y4	Y2, Y3, Y4	izomszövet	Dolichophis	caspius	Brest. Banja SRB	?	Paunovic
priv. coll	Y5	Y5	vér	Dolichophis	caspius	Zlot SRB	2005.09.14	Bellaagh
priv. coll	Y6	Y6	vér	Dolichophis	caspius	Zlot SRB	2005.09.14	Bellaagh
priv. coll.	DZ273S	DZ273S	izomszövet	Dolichophis	caspius	Novo Brdo, SRB	1986.05.04	Dzukic
priv. coll.	No 2	ANNA2	izomszövet	Dolichophis	caspius	Ciceva SRB	1959	Micic
priv. coll.	101/S	101/S	izomszövet	Dolichophis	caspius	Krupacko Jezero, Bruina Vrela SRB	1977.05.23	Dzukic
priv. coll.	DZ272s	DZ272s	izomszövet	Dolichophis	caspius	Novo Brdo, KOS	1986.06.10	Dzukic
priv. coll.	40.000	40.000	izomszövet	Dolichophis	caspius	Temska SRB	2006.06.10	Dzukic

priv. coll.	No 1	ANNA1	izomszövet	Dolichophis	caspius	Mali Pesak, Kremzov Salas SRB	1993.	Dzukic
priv. coll.	DZ275s	DZ275s	izomszövet	Dolichophis	caspius	Prokuplje: Borovndak SRB	1962.	Dzukic
priv. coll.	No 3	Anna3	izomszövet	Dolichophis	caspius	Mali Pesak Kremzov Salas SRB	1905.06.15	Markovic
priv. coll.	Dz2988	Dz2988	izomszövet	Dolichophis	caspius	Ulucinj MT	1989.	Dzukic
priv. coll.	No 33	No 33	izomszövet	Dolichophis	caspius	Derven MAC	1972	Dzukic
priv. coll.	No 34	No 34	izomszövet	Dolichophis	caspius	Derven MAC	1972	Dzukic
priv. coll.	1/S	1/S	izomszövet	Dolichophis	caspius	Kovin SRB	1969.	Dzukic
-priv. coll	POD1	POD1	vér	Dolichophis	caspius	Podcenta SRB	2007.	Bellaagh
priv. coll.	M.P.	ANNA M.P.	izomszövet	Dolichophis	caspius	Mali Pesak, Kremzov Salas SRB	2000	Dzukic
priv. coll.	far	ANNA far	izomszövet	Dolichophis	caspius	Vajuga Milutinovac SRB	2007	Dzukic
NHM600BEO	ANNA T	ANNA T	izomszövet	Dolichophis	caspius	Thassos GR	2007	Paunovic
priv. coll.	ANNA DM	ANNA DM	izomszövet	Dolichophis	caspius	D.Milanovac SRB	2007	Dzukic
Uni HD	D1	D1	izolált DNS	Dolichophis	caspius	Samos GR	?	?
Uni HD	D2	D2	izolált DNS	Dolichophis	caspius	Samos GR	?	?
Uni HD	D3	D3	izolált DNS	Dolichophis	caspius	Samos GR	?	?
Uni HD	D4	D4	izolált DNS	Dolichophis	caspius	Andros GR	?	?
Uni HD	D8	D8	izolált DNS	Dolichophis	caspius	Samos GR	?	?
GenBank	HM210778	D19	izolált DNS	Dolichophis	caspius	Samos GR	?	?
Uni HD	J15	J15	izolált DNS	Dolichophis	caspius	Borcka TR	?	?
Uni HD	J57	J57	izolált DNS	Dolichophis	caspius	Lutros, Kreta GR	?	?
Uni HD	J245	J245	izolált DNS	Dolichophis	caspius	Szársomlyó H	?	?
GenBank	AY376739	KCC1	izolált DNS	Dolichophis	caspius	Serifos GR	?	?
Uni HD	AL	AL	izomszövet	Dolichophis	caspius	AL	?	?
Uni HD	J9	J9	izolált DNS	Dolichophis	jugularis	???	?	?
GenBank	HM210777	J16	izolált DNS	Dolichophis	caspius	Sile TR	?	?
GenBank	HM210780	J17	izolált DNS	Dolichophis	caspius	Euboea GR	?	?
GenBank	HM210776	J18	izolált DNS	Dolichophis	caspius	Borcka TR	?	?
Uni HD	D25	D25	izolált DNS	Dolichophis	?	Prespes GR	?	?
Uni HD	J426	J426	izolált DNS	Dolichophis	?	Tekirdag TR	?	?
Uni HD	J430	J430	izolált DNS	Dolichophis	?	?	?	?
Uni HD	D9	D9	izolált DNS	Dolichophis	?	GR	?	?
HNHM	2008.2.1.	HcBP1	pikkelying	Dolichophis	caspius	Sas-hegy H	2006	Bellaagh
priv. coll.	Hal1	Hal1	izomszövet	Dolichophis	caspius	RO		Halpern
priv. coll.	Mac1	Mac1	izomszövet	Dolichophis	caspius	Veles, MAC	2006	Dányi
priv. coll.	Mac2	Mac2	izomszövet	Dolichophis	caspius	Veles MAC	2006	Dányi
HNHM	2008.5.1.	P3	pikkelying	Dolichophis	caspius	Paks H	2006	Bellaagh
priv. coll.	RH1	RH1	izomszövet	Dolichophis	caspius	Histria RO	2007	Vörös
priv. coll.	RH2	RH2	izomszövet	Dolichophis	caspius	Histria RO	2007	Vörös
priv. coll.	Tro1	Tro1	izomszövet	Dolichophis	caspius	Batina HR	2007	Trócsányi
priv. coll.	RO8	RO8	izomszövet	Dolichophis	caspius	Bazias, Caras-Severin RO	2004	Sas
priv. coll.	RO13	RO13	izomszövet	Dolichophis	caspius	Eselnita RO	2004	Sas
Uni HD	144	144	izomszövet	Dolichophis	caspius	Elmail TR	1998	?
Uni HD	145	145	izomszövet	Dolichophis	caspius	Nis SRB	1998	?
Uni HD	146	146	izomszövet	Dolichophis	caspius	Beypazari TR	1998	?
Uni HD	150	150	izomszövet	Dolichophis	caspius	Karamanli TR	2000	?
priv. coll.	BG2	BG2	izomszövet	Dolichophis	caspius	Kolec, Haskovo, BG	2006	Popgeorgiev

M3 Újlaki téglagyár és környezetének áttekintő térképei

Újlaki téglagyár és a Mátyás-hegy környezetének áttekintő térképei
(minden térkép iránymegjelölés nélkül, északi irányba forgatva szerepel)

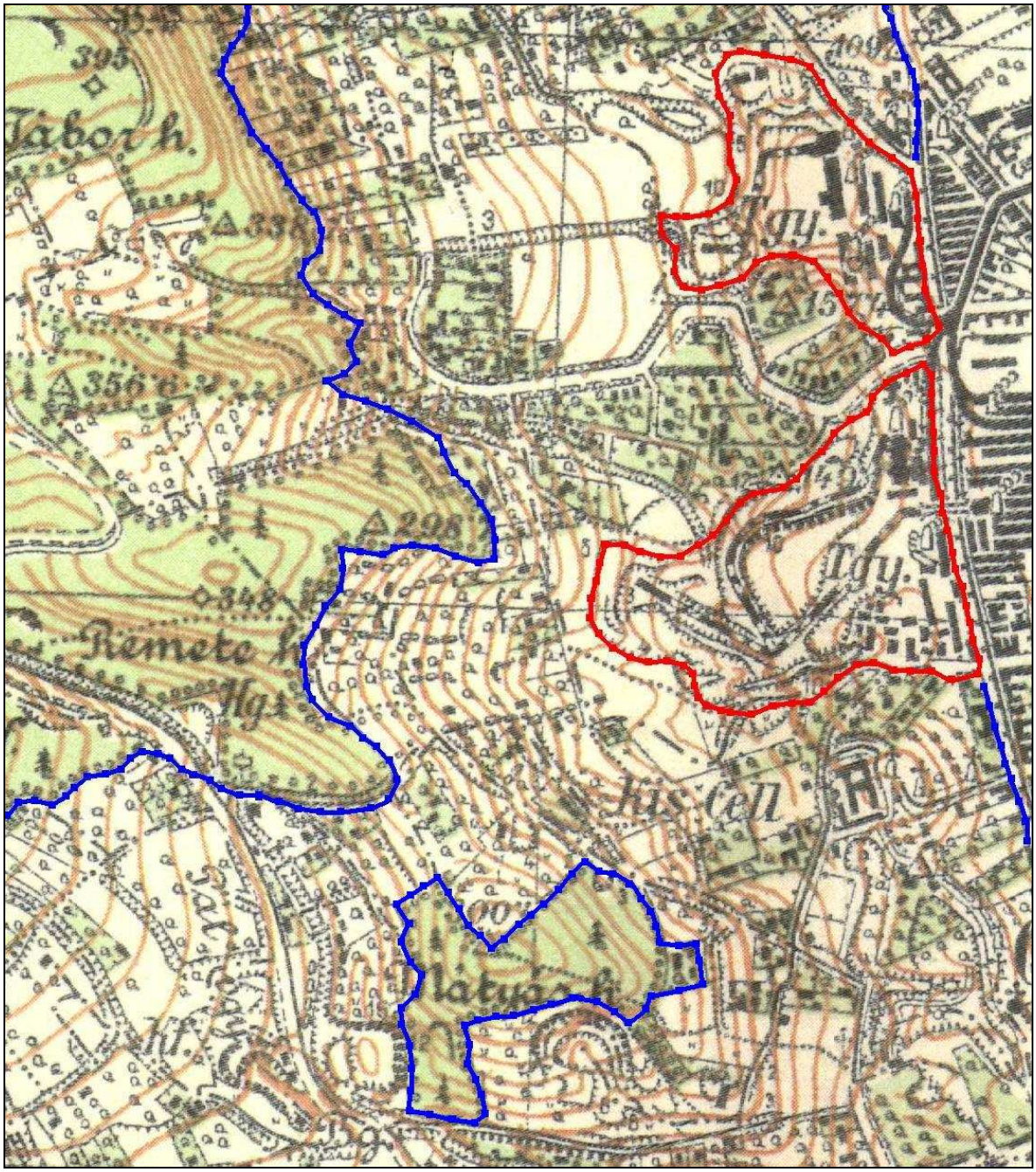


Az Újlaki Téglagyár és a Mátyás-hegy területe az I. Katonai Felmérés térképén 1766 körül.
(Forrás: Hadtörténeti Intézet és Múzeum)

A térképen jól látható, hogy az Újlaki-téglagyár ebben az időszakban még nem működött téglagyárként, sem pedig bányászat nem folyt a területen. A téglagyár „helyén” természetes, délkeleti kitettségű erdős, ligetes társulás figyelhető meg. Óbuda belterülete ekkor még nem érintette a környéket. A Mátyás-hegy és annak környezet szintén érintetlen erdős területként figyelhető meg.

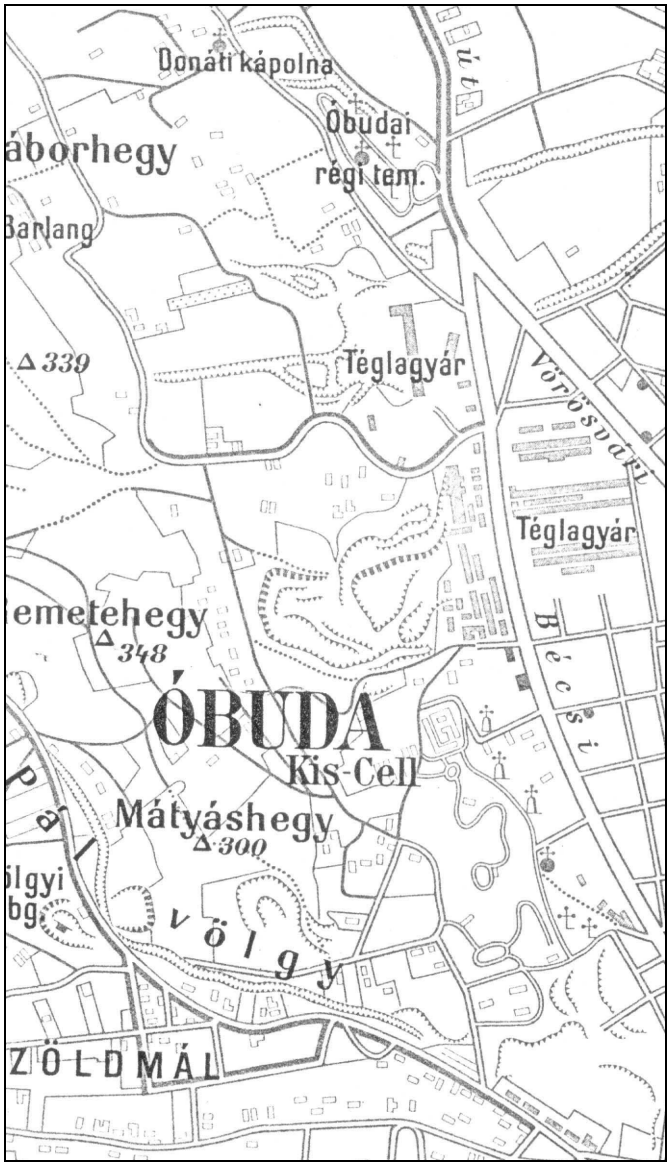
A már működő Újlaki Téglagyár és a Mátyás-hegy (Mathias B.) területe a II. Katonai Felmérés térképén 1806 körül.
(Forrás: Hadtörténeti Intézet és Múzeum)

Az 1800-as évek elején Óbuda város növekedésével már ez a térség is egyre sűrűbben lakott területté vált, így mind a bányászat, mind a természetes vegetáció visszaszorulása egyaránt negatívan hathatott a területen élő haragossikló-állományra. A Mátyás-hegy déli oldalában ekkor már kisebb kőfejtő működött, és a Kiscelli területen megkezdődött a téglagyártáshoz szükséges anyag bányászata is.



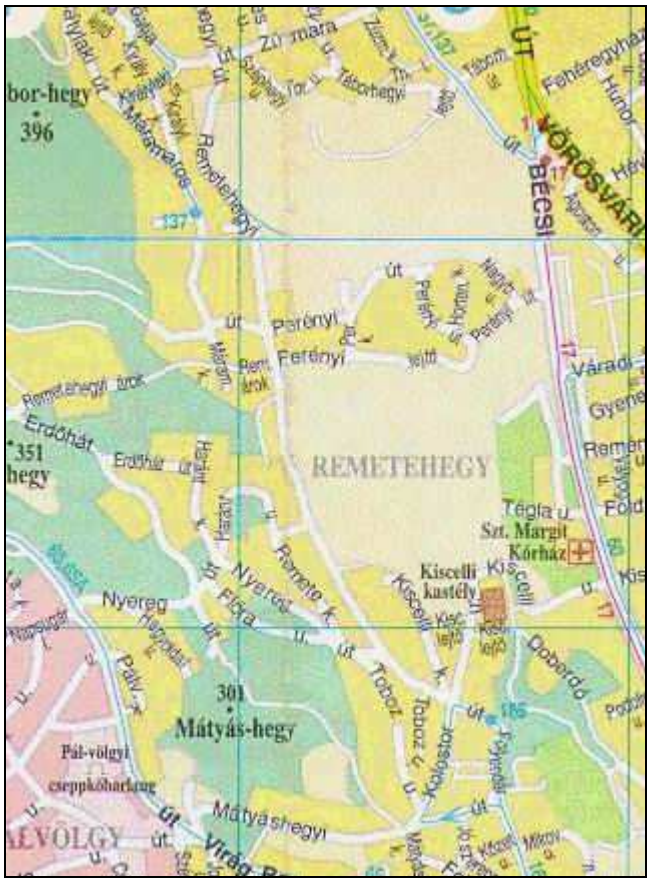
Az Újlaki Téglagyár és a Mátyás-hegy területe egy 1928-as kiadású térképlapon.
(Forrás: Hadtörténeti Intézet és Múzeum)

Piros vonallal az Újlaki Téglagyár anyagfejtői láthatók. Kék vonallal körülhatárolva a megmaradt „érintetlen” erők láthatók. A Mátyás-hegy déli délkeleti része és feltehetően így a haragos sikló élőhelye csaknem teljesen a bányaművelés áldozatául esett a 19. században. Látható továbbá, hogy az 1800-as évek során az Újlaki téglagyár feletti területek természetes erdős-ligeterdős vegetációját nagyrészt felváltotta a kiskertes gazdálkodás, valamint lakóépületek és utak foglalták el az egykori élőhelyek területét. Ebben az időszakban az Újlaki téglagyár bányatelkei felett még igen nagy valószínüséggel találkozhattak haragos siklóvalmivel az akkor környezet nagy mértékben hasonlított a récens paksi állomány élőhelyéhező.



Térképrészlet az 1950-es évekből.
(Forrás: Hadtörténeti Intézet és Múzeum)

A térképrészlet alapján az Újlaki téglagyár feletti területen már a kertek mellett egyre több épület található, amelyek az ember fokozódó jelenlétét, a terület egyre növekvő zavarását, az élőhelyek fokozódó átalakítását jelzik. Az elmúlt század második felét jellemző fokozódó urbanizáció következtében az Újlaki és Mátyás hegyi élőhelyeken az 1950 és 1990 évek között oly mértékű változások mentek végbe, amely a haragos sikló eltünését eredményezte.



Az egykori Újlaki Téglagyár és a Mátyás-hegy területe egy 1995-ös kiadású Budapest várostérképen.

Látható, hogy a téglagyár ekkor már nem szerepel a térképeket, bezárt és a bányagödör egykori területét rekultiválták, rendezték. A korábban a bányahatár és a Hármashatárhegy erdős területei közötti kiskertes, ligetes övezet ekkorra már teljes egészében beépített lakóövezetté vált, amelyből a Mátyás-hegy is csupán a Nyereg úttal kettévágott, izolált zöld szigetként emelkedik ki.

Az egykori Újlaki Téglagyár és a Mátyás-hegy területe a „Google Earth” digitális légifelvételén 2008-ban.
Jelenleg a Perényi úttól délre található terület golfpályaként működik.
(Forrás: Google Earth)

M4 A Sas-hegy és környezetének áttekintő térképei

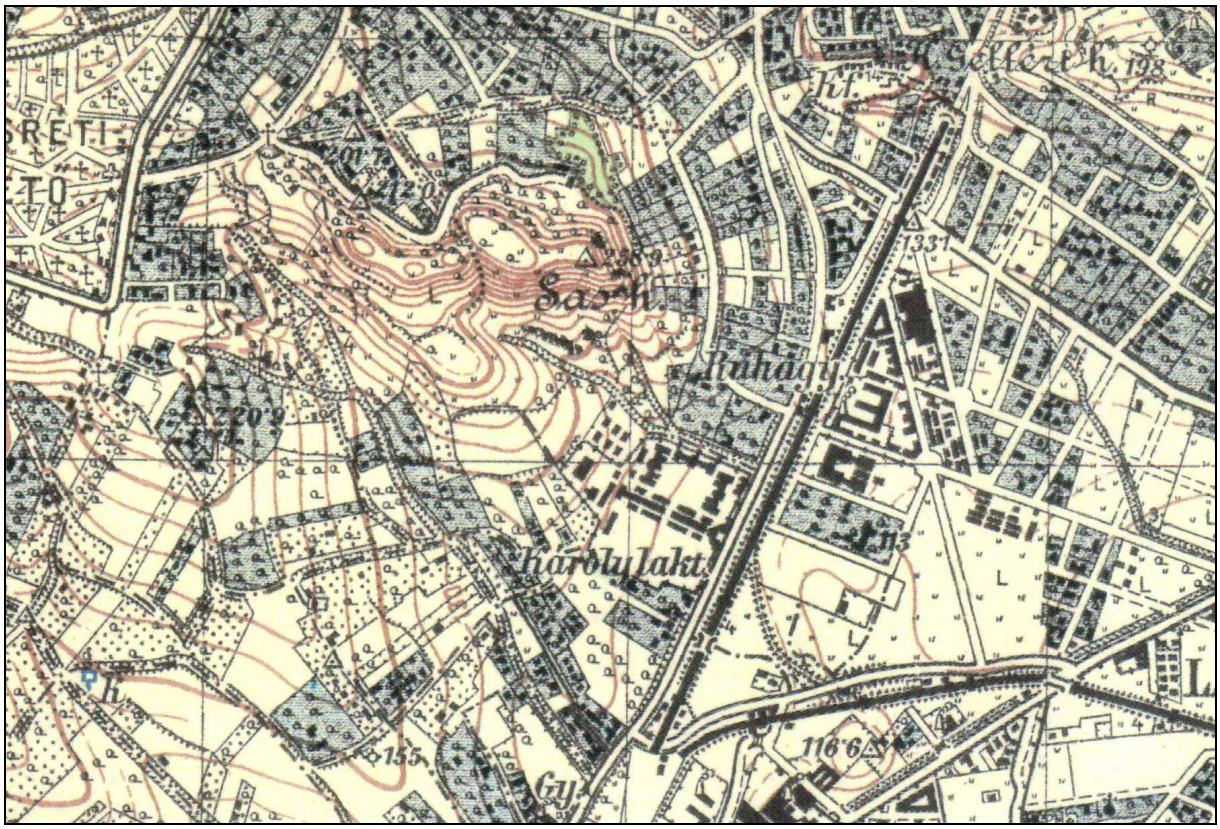
A Sas-hegy és környezetének áttekintő térképei
(minden térkép iránymegjelölés nélkül, északi irányba forgatva szerepel)

A Sas-hegy (Adler Berg) területe az I. Katonai Felmérés alapján készült térképrészleten 1766 körül.
(Forrás: Hadtörténeti Intézet és Múzeum)

A térkép részleten látható, hogy a Sas-hegy és környezete ebben az időben még külterületnek számított mindössze a hegytől keletre húzódó út és a dél-délkeletre található szőlőterületek jelntették az emberi zavarást.

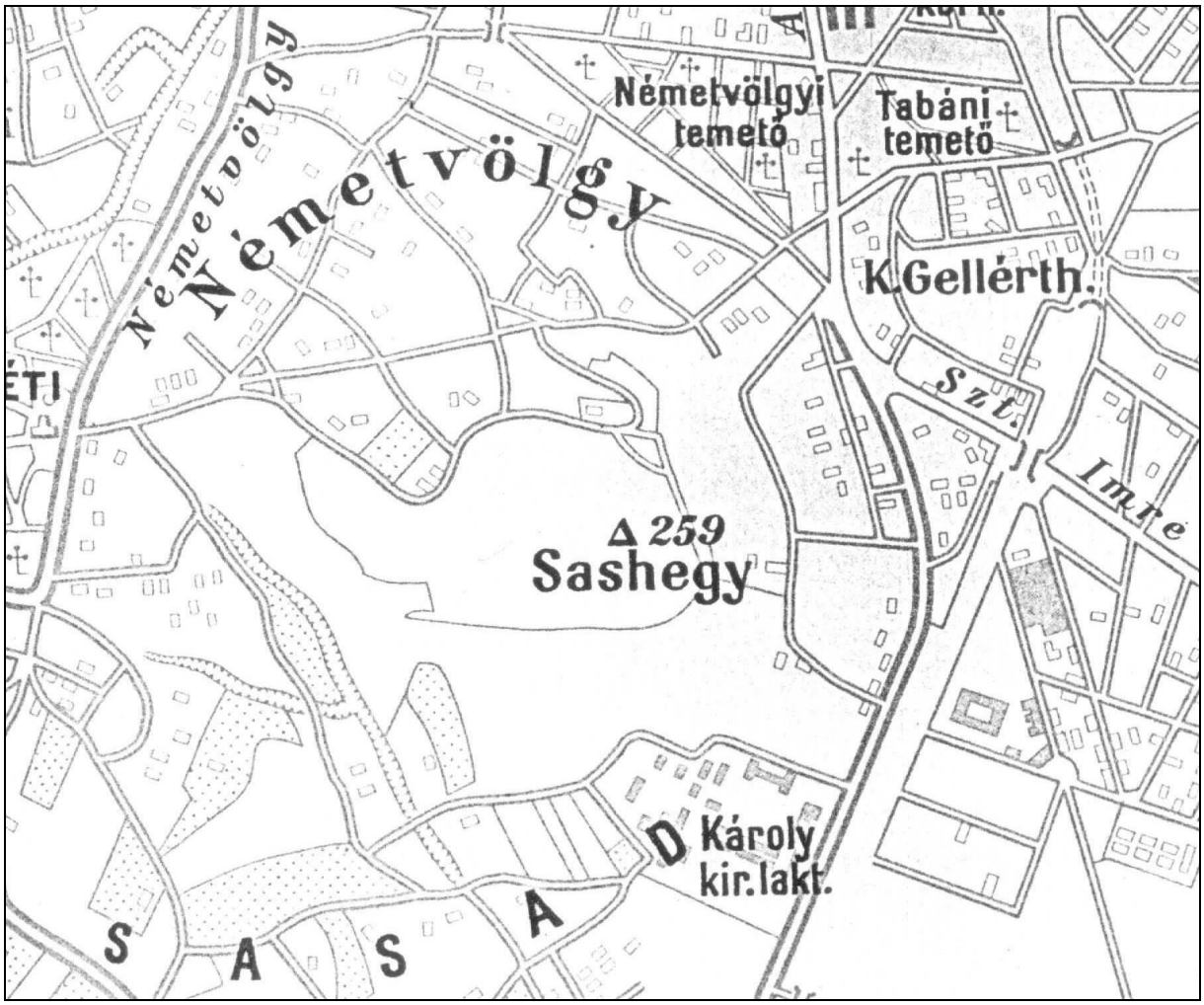
A Sas-hegy (Adler Berg) területe az II. Katonai Felmérés alapján készült térképen 1806 körül.
(Forrás: Hadtörténeti Intézet és Múzeum)

Az 1800-as évek elején már a Sas-hegytől keletre és délre is szőlőterületek húzódtak, amelyek egészen a hegylábi területekig felkúsztak. A mezőgazdasági hasznosítással párhuzamosan fokozódott a területen az ember jelenléte is. Jól látható, hogy a hegyet ekkor már északról, nyugatról és délről is közutak fogták közre.



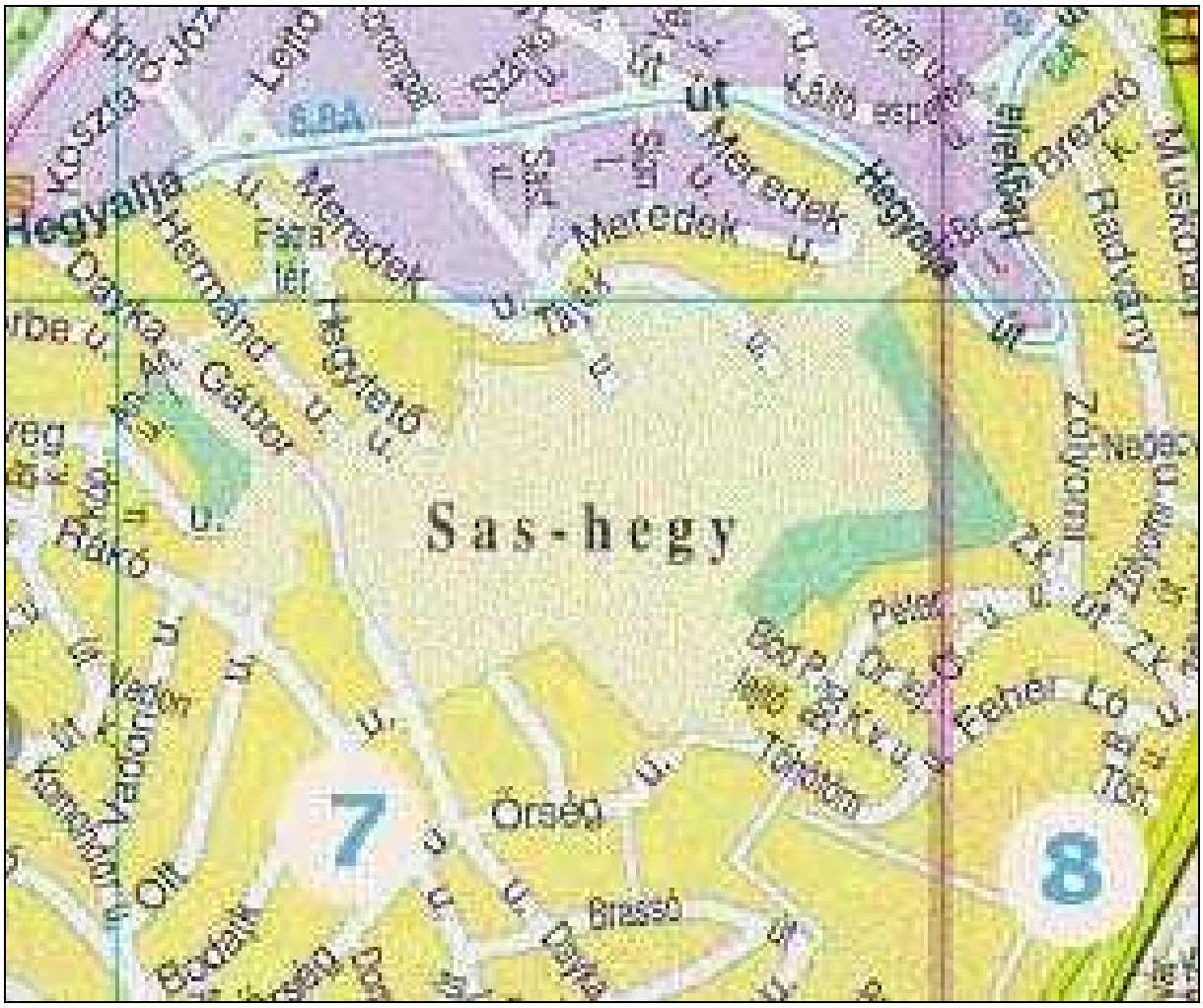
A Sas-hegy területe egy 1928-as kiadású térképlapon.
(Forrás: Hadtörténeti Intézet és Múzeum)

Az 1900-as évek elején a hegyet délről, nyugatról és északról főként zártkertek, gyümölcsösök határolják. A délkeleti oldalon a Károly laktanya és környezetének beépítése is megkezdődött. A hegy környezetében, a hegylábi területeken ekkor még jelelntős zöld, természetközeli terület maradt fenn, amely potenciális haragossikló-élőhelyként szolgálhatott.



Térképrészlet az 1950-es évekből.
(Forrás: Hadtörténeti Intézet és Múzeum)

Az 1950-es évekből származó térkép alapján a Sas-hegy északi, nyugati és délnyugati lábánál jelentősen megnövekedett a beépített lakóterületek aránya. Az úthálózat fejlődése is az egyre fokozódó emberi jelenlétre utal. A Sas-hegy izolált „zöld” szigetté alakult, a haragos sikló számára kedvező, zavartalan élőhely mérete jelentősen lecsökkent nemcsak a közvetlen területfoglalás, hanem a hegy nagyfokú látogatottsága okán is.

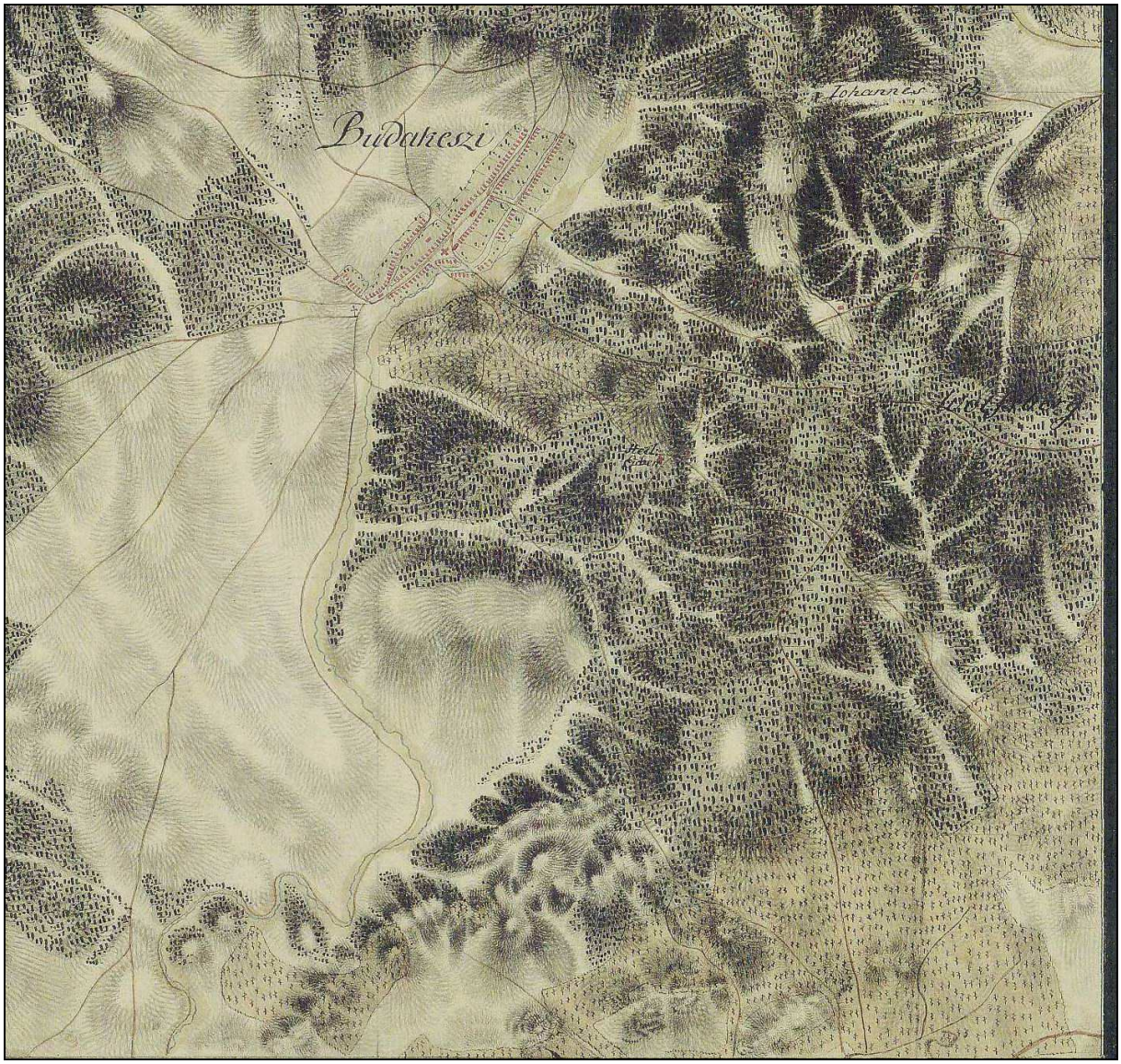


Térkép részlet az 1990-es évekből. Ekkor már a Sas-hegy a város belterületén lakóövezettel minden oldalról körülhatárolva fekszik.

A Sas-hegy területe a „Google Earth” digitális légifelvételén 2008-ban.
Jól látható a déli kitettségű hegyoldal hegylábi vegetációjának a csúcs felé történő terjedése. A ligetes szerkezetű molyhos tölgyes társulásokat helyenként betelepített fafajok „szennyezik”, ezzel megnövelve a felszín borítottságát és csökkentve a szegély élőhelyek területi kiterjedését. (Forrás: Google Earth)

M5 A Budaörsi kopaszok, Csíki-hegyek áttekintő térképei

A Budaörsi kopaszok, Csíki-hegyek áttekintő térképei
(minden térkép iránymegjelölés nélkül, északi irányba forgatva szerepel)



Áttekintő térkép a Csíki-hegyek területéről az I. Katonai Felmérés idején 1766 körül.
(Forrás: Hadtörténeti Intézet és Múzeum)

A Csíki-hegyek és a Budaörsi kopaszok területe ebben az időszakban összefüggő erdőterület volt, amelyet délről a budai borvidék szőlőterületek határoltak. Az emberi zavarás ekkor gyakorlatilag elhagyagolható hatást jelentett az itt élő haragossikló-állományokra.

Térkép a Csíki-hegyek déli lejtőiről valamint a Törökugratóról az I. Katonai Felmérés idején 1766 körül.
(Forrás: Hadtörténeti Intézet és Múzeum)

A Törökugrató déli területe már ebben az időben is szőlőtermesztésre használt terület, a budai borvidék része volt, azonban az extenzív hasznosítás mellett – akárcsak napjainkban a Szársomlyó déli oldalán – a haragos sikló megtalálta életfeltételeit.

Áttekintő térkép a Csíki-hegyek területéről a II. Katonai Felmérés idején 1806 körül.
(Forrás: Hadtörténeti Intézet és Múzeum)

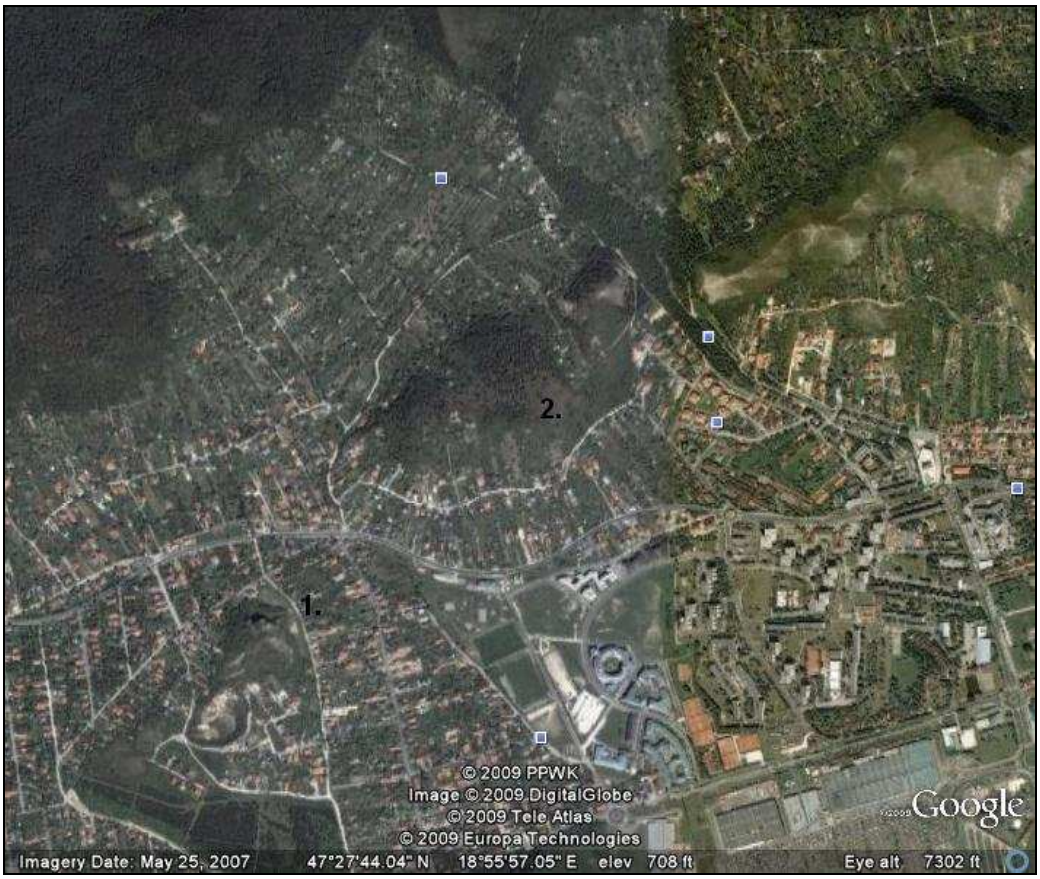
A térképen megfigyelhető, hogy a szőlőtermesztéssel hasznosított területek részaránya jelentősen megnövekedett és észak felé a Kő-hegy mögött a Farkas-hegy valamint a Szekrényes-hegy lábáig kiterjedt. A Törökugratót zárt kertes területek és út is elválasztja a Budaörsi kopaszoktól.

Áttekintő térkép a Csíki-hegyek és a Törökugrató területéről 1928-ból
(Forrás: Hadtörténeti Intézet és Múzeum)

A filoxéra járvány következtében kipusztult szőlőterületek helyett zártkertek jelentek meg a Kálvária, Odvas-hegy, Kő-hegy, Út-hegytől délre eső területeken és a Szekrényes-hegy, Fakas-hegy déli lejtőinél is. A kipusztult szőlőültetvények helyét láthatóan sovány gyepek és egyéb pionír társulások foglalhatták el. A Törökugrató teljes mértékben izolálva a Csíki-hegyektől.

A Farkas-hegy és a Szállás-hegy aGoogle Earth légifelvételein 2006-ban

(Forrás: Google Earth)



Budaörsi-hegyek képe 2006-ban (1: Törökugrató, 2: Újhegy)
(Forrás: Google Earth)

M6 A terepbejárások során begyűjtött és a Magyar Természettudományi Múzeumnak átadott pikkelyingek táblázata

gyüjteményi azonosító szám	lelőhely	gyüjtő	dátum
2008.4.1.	Szállás hegy	Bellaagh M., Somlyay L.	2007.10.04
2008.5.1	Paks	Bellaagh M., Zörényi M.	2006.05.22
2008.2.1.	Sas hegy	Bellaagh M.	2006.05.25
2008.3.1	Szállás hegy	Bellaagh M., Somlyay L.	2007.10.04
2008.1.1	Dunaföldvár	Bellaagh M	2006.06.09
2010.291.1	Budai hg, Kőkereszt	Bellaagh M	1999.10.08
2010.308.6	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.09.09.
2010.308.5	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.09.09.
2010.308.9	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.09.09.
2010.308.8	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.09.09.
2010.308.2	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.09.09.
2010.308.4	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.09.09.
2010.308.3	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.09.09.
2010.306.10.	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.9	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.8	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.7	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.6	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.5	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.4	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.308.1	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.09.09
2010.306.3	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.2	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.1	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.308.7	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.09.09
2010.306.26	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.25	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.24	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.23	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.22	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.21	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.20	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.19	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.313.1	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.07.19
2010.315.1	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.07.19
2010.313.2	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.07.19
2010.314.5	Szársomlyó	Bellaagh M.	2001.07.19
2010.314.1	Szársomlyó	Bellaagh M.	2001.07.19
2010.314.2	Szársomlyó	Bellaagh M.	2001.07.19
2010.313.3	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.07.19
2010.313.4	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.07.19
2010.313.5	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.07.19
2010.313.6	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.07.19
2010.313.7	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.07.19
2010.313.8	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.07.19
2010.313.9	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.07.19

2010.313.10	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.07.19
2010.313.11	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.07.19
2010.313.12	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.07.19
2010.313.13	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.07.19
2010.314.3	Szársomlyó	Bellaagh M.	2001.07.19
2010.314.4	Szársomlyó	Bellaagh M.	2001.07.19
2010.314.7	Szársomlyó	Bellaagh M.	2001.07.19
2010.314.6	Szársomlyó	Bellaagh M.	2001.07.19
2010.314.8	Szársomlyó	Bellaagh M.	2001.07.19
2010.314.9	Szársomlyó	Bellaagh M.	2001.07.19
2010.321.1	Szársomlyó	Bellaagh M.	2004
2010.321.2	Szársomlyó	Bellaagh M.	2004
2010.316.1	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.09.06
2010.319.1	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.09.06
2010.318.3	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.09.06
2010.318.2	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.09.06
2010.318.1	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.09.06
2010.317.2	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.09.06
2010.316.2	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.09.06
2010.317.1	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.09.06
2010.316.3	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.09.06
2010.316.4	Szársomlyó	Bellaagh M.	2000.09.06
2010.306.18	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.17	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.16	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.15	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.14	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.13.	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.12	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.306.11	Szársomlyó	Bellaagh M.	2002.08.01
2010.309.5	Szársomlyó	Bellaagh M.	1999.10.01
2010.311.1	Szársomlyó	Bellaagh M.	2001.10.06.
2010.311.2	Szársomlyó	Bellaagh M.	2001.10.06.
2010.311.3	Szársomlyó	Bellaagh M.	2001.10.06.
2010.311.4	Szársomlyó	Bellaagh M.	2001.10.06.
2010.311.5	Szársomlyó	Bellaagh M.	2001.10.06.
2010.311.6	Szársomlyó	Bellaagh M.	2001.10.06.
2010.311.7	Szársomlyó	Bellaagh M.	2001.10.06.
2010.310.1	Szársomlyó	Bellaagh M.	1999.06.16
2010.311.8	Szársomlyó	Bellaagh M.	2001.10.06
2010.311.9	Szársomlyó	Bellaagh M.	2001.10.06
2010.309.9	Szársomlyó	Bellaagh M.	1999.10.01
2010.309.11	Szársomlyó	Bellaagh M.	1999.10.01
2010.309.7	Szársomlyó	Bellaagh M.	1999.10.01
2010.309.8	Szársomlyó	Bellaagh M.	1999.10.01
2010.309.10	Szársomlyó	Bellaagh M.	1999.10.01
2010.309.4	Szársomlyó	Bellaagh M.	1999.10.01
2010.309.3	Szársomlyó	Bellaagh M.	1999.10.01
2010.309.2	Szársomlyó	Bellaagh M.	1999.10.01
2010.309.1	Szársomlyó	Bellaagh M.	1999.10.01
2010.309.6	Szársomlyó	Bellaagh M.	1999.10.01

M7 Az egyes magyarországi haragossikló-élőhelyek veszélyeztetettségét bemutató táblázat

Élőhelyek	Észlelés	Veszélyeztető tényezők											Védettség	Élőhelyek	Veszélyeztetettségi pontszám
		Emberi							Természetes						
		Külszíni bányászat	Parcellázás	Beépítés	Mezőgazdaság	Szemét-lerakás	Turizmus	Terep-motorozás	Invazív növények	Erózió	Szukcesszió	Élőhely kiterjedése			
Szállás-hegy	folyamatos	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	2	I	Szálláshegy	5
Farkas-hegy	1999	0	1	0	0	0	1	1	1	0	1	2	I	Farkas-hegy	7
Sas-hegy	2006	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2	I	Sashegy	4
Mátyás-hegy	1958	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2	I	Mátyáshegy	5
Dunaújváros	folyamatos	0	0	2	2	2	0	2	2	2	0	2	N	Dunaújváros	14
Dunaföldvár	folyamatos	0	2	0	2	0	0	2	2	2	0	4	N	Dunaföldvár	14
Paks	folyamatos	2	2	0	2	0	0	0	0	2	0	2	N	Paks	10
Dunaszekcső	folyamatos	0	2	2	2	0	0	0	0	2	2	4	N	Dunaszekcső	14
Szársomlyó	folyamatos	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	I	Szársomlyó	3
Batina-HR	folyamatos	0	1	1	1	0	1	1	0	1	0	2		Batina-HR	7
Veszélyeztető tényező súlya		3	6	3	5	1	6	4	6	5	3	9			

Köszönetnyilvánítás

Doktori dolgozatom befejezéseképpen szeretnék mindazoknak köszönetet mondani, akik mind tevőlegesen, mind pedig elméleti tanácsaikkal segítették munkámat. Mindenekelőtt szeretném témavezetőmnek, **dr. Báldi András**nak (MTA-ÖKI) megköszönni értékes segítségnyújtását, amely nélkül e dolgozat valóban nem jöhetett volna létre.

Külön köszönöm hasznos útmutatásait külső konzulensemnek **dr. Korsós Zoltán**nak (MTM Állattár).

Továbbá köszönöm mindazon emberek közreműködését, akik mind egy-egy lépéssel közelebb segítettek kutatásaim és kiértékelésük sikeres elvégzéséhez. Ők név szerint a következők:

Ana Paunovic (Belgrádi Természettudományi Múzeum),
Bakó Botond (KvVM TVH),
Deákné Lazányi-Bacsó Eszter (ELTE Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék.),
Dudás György (Duna-Dráva Nemzeti Park),
dr. Fekete József (SZIE MKK Talajtani és Agrokémiai Tanszék),
dr. Georg Dzukic (Institute for Biological Research, Beograd),
dr. Jeney Zsigmond (Halászati és Öntözési Kutatóintézet),
Jeney Zsuzsa (SZIE Környezettudományi Doktori Iskola),
dr. Nagy Zoltán Tamás (Royal Belgian Institute of Natural Sciences),
Pintér Balázs (Tölgy Természetvédelmi Egyesület),
Sály Péter (SZIE Állattani és Ökológiai Tanszék)
dr. Sárospataki Miklós (SZIE Állattani és Ökológiai Tanszék),
Somlyay Lajos (Magyar Természettudományi Múzeum, Növénytár),
dr. Franz Tiedemann (Naturhistorisches Museum Wien),
dr. Turcsányi Gábor (SZIE KTI Természetvédelmi Tanszék),
dr. Újvári Beáta,
dr. Vörös Judit (Magyar Természettudományi Múzeum, Állattár),
dr. Michael Wink (Universität Heidelberg IPMB),
Zörényi Miklós (Paks).

Munkámat az egyes területileg illetékes természetvédelmi hatóság ill. kezelő engedélyével végeztem (DDNPI 14/2214-2/2004, 14/1679-2/2006).

Nyilatkozat

Alulírott Bellaagh Mátyás kijelentem, hogy a dolgozat a saját munkám. Kutatásaim során a felhasznált irodalmat korrekt módon kezeltem, munkám során a SZIE Környezettudományi Doktori Iskola előírásait betartottam.

…….

Bellaagh Mátyás