

UNIVERSITATEA “OVIDIUS” DIN CONSTANȚA

ȘCOALA DOCTORALĂ DE ȘTIINȚE APLICATE

DOMENIUL DE DOCTORAT BIOLOGIE

- Rezumatul tezei de doctorat -

Utilitatea modelelor spațiale în managementul biodiversității: studii de caz pe amfibieni și reptile

Conducător de doctorat

Prof.univ.dr. Dan Cogălniceanu

Student-doctorand

Ruben Iosif

CONSTANȚA, 2015

Cuprinsul integral al tezei

Lista de lucrări științifice ale autorului	iii
INTRODUCERE	1
Amfibienii și reptilele.....	2
Datele spațiale	3
Calitatea datelor spațiale	4
Modelarea spațială.....	6
Scopul și obiectivele tezei	8
CONTRIBUȚIA PERSONALĂ	10
Capitolul 1. Dezechilibrele spațiale în datele de distribuție ale amfibienilor și reptilelor din România	12
1.1. Distribuția amfibienilor și reptilelor din România: tipare spațiale, zone supra-inventariate și zone sub-inventariate	13
Introducere	13
Metode	15
Rezultate	17
Discuții.....	21
1.2. Factorii care au determinat dezechilibre de inventariere a distribuției amfibienilor	25
Introducere	25
Metode	27
Rezultate	28
Discuții.....	31
1.3. Validarea tiparelor spațiale: extinderea arealului geografic cunoscut al speciei <i>Pelobates syriacus</i>	35
Introducere	35
Metode	35
Rezultate și discuții	36
Capitolul 2. Avantajele siturilor arheologice: impactul pozitiv al gropilor arheologice asupra țeptoasei dobrogene	41
Introducere	42
Metode	47
Rezultate și discuții	50
Perspective de cercetare	56
Capitolul 3. Conectivitatea peisajului pentru comunitățile de amfibieni din nord-vestul Franței	58
Introducere	59
Metode	61
Rezultate	62
Discuții.....	64
Capitolul 4. Nișa ecologică și extinderea arealului broaștelor din genul <i>Pelobates</i> în contextul schimbărilor climatice	71
Introducere	72
Metode	74

Rezultate	80
Discuții.....	83
CONCLUZII GENERALE	91
MULȚUMIRI.....	95
BIBLIOGRAFIE.....	97
ANEXE	113

Cuvinte cheie: amfibieni, reptile, date spațiale, abundență, microhabitate antropice, conectivitatea de peisaj, pierderea habitatelor, nișă ecologică, schimbări climatice.

Lista de lucrări științifice ale autorului

Articole științifice în reviste cu factor de impact:

- Iosif R**, Rozyłowicz L, Popescu VD (2013) Modeling road mortality hotspots of Eastern Hermann's tortoise in Romania. *Amphibia-Reptilia* 34(2):163–172.
- Cogălniceanu D, Székely P, Samoilă C, **Iosif R**, Tudor M, Plăiașu R, Stănescu F, Rozyłowicz L (2013) Diversity and distribution of amphibians in Romania. *ZooKeys* 296:35–57.
- Cogălniceanu D, Rozyłowicz L, Székely P, Samoilă C, Tudor M, Székely D, Stănescu F, **Iosif R** (2013) Diversity and distribution of reptiles in Romania. *ZooKeys* 341:49–76.
- Iosif R**, Papeș M, Samoilă C, Cogălniceanu D (2014) Climate induced shifts in the niche similarity of two related spadefoot toads (genus *Pelobates*). *Organisms Diversity and Evolution* 14:397–408.
- Stănescu F, **Iosif R**, Székely P, Székely D, Cogălniceanu D (2016) Mass migration of *Pelobates syriacus* (Boettger, 1889) metamorphs. *Herpetozoa* 29 (1/2)

Articole științifice în reviste fără factor de impact:

- Buică G, **Iosif R**, Cogălniceanu D (2013) Demography and conservation of an isolated Spur-thighed tortoise *Testudo graeca* population in Dobrogea (Romania). *Ecologia Balkanica* 5:87–96.
- Stănescu F, **Iosif R**, Székely D, Székely P, Roșioru D, Cogălniceanu D (2013) Salinity tolerance in *Pelobates fuscus* (Laurenti, 1768) tadpoles (Amphibia: Pelobatidae). *Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa"* 56(1):103–108.
- Cogălniceanu D, Székely P, **Iosif R**, Székely D, Stănescu F (2013) Life history and conservation of spadefoot toads (genus *Pelobates*) in Romania. *FrogLog* 21(107):24–26.
- Székely P, **Iosif R**, Székely D, Stănescu F, Cogălniceanu D (2013) Range extension for the Eastern spadefoot toad *Pelobates syriacus* (Boettger, 1889) (Anura: Pelobatidae). *Herpetology Notes* 6:481–484.

Articole științifice în pregătire:

- Iosif R**, Arntzen JW. Connectivity of amphibian populations over a 36-year interval in North-Western France.
- Iosif R**, Hartel T, Rozyłowicz L, Cogălniceanu D. Ecological advantages inside archaeological sites: the positive impact of archaeological diggings on Spur-thighed tortoise.
- Iosif R**, Rozyłowicz L, Cogălniceanu D. Spatial factors determining inventory bias in distribution atlas of amphibians and reptiles of Romania.
- Bîrsan CC, **Iosif R**, Székely P, Cogălniceanu D. Spatio-temporal bias in the European pond turtle (*Emys orbicularis*) distribution in Romania.

Comunicări orale și postere:

- Iosif R**, Popescu V, Rozyłowicz L (2012) Modeling road mortality hotspots of Eastern Hermann's tortoise in Romania. 4th Annual Zoological Congress of "Grigore Antipa" Museum (CZGA), București, România.
- Stănescu F, **Iosif R**, Székely D, Székely P, Cogălniceanu D (2012) Salinity tolerance in *Pelobates fuscus* tadpoles. 4th Annual Zoological Congress of "Grigore Antipa" Museum (CZGA), București, România.

- Iosif R**, Papeş M, Samoilă C, Cogălniceanu D (2013) What limits range overlap of Common and Syrian Spadefoot toads: climate or competition? 17th European Congress of Herpetology, Veszprém, Ungaria.
- Iosif R**, Stănescu F, Székely P, Székely D, Buhaciuc E, Roşioru D, Cogălniceanu D (2013) Life history strategies in spadefoot toads (genus *Pelobates*). BIOTA Symposium. Biodiversitate: Tradiţii şi Actualitate, Cluj-Napoca, România.
- Cogălniceanu D, Székely P, Székely D, Stănescu F, Buhaciuc E, Samoilă C, **Iosif R**, Băncilă R, Roşioru D (2013) Life history strategies of spadefoot toads (genus *Pelobates*). 5th Annual Zoological Congress of “Grigore Antipa” Museum (CZGA), Bucureşti, România.
- Buhaciuc E, Stănescu F, Székely P, Székely D, Samoilă C, **Iosif R**, Băncilă R, Roşioru D, Cogălniceanu D (2014) What shapes species distribution? A case study on spadefoot toads (genus *Pelobates*). Ecology and Evolutionary Biology Symposium, Istanbul, Turcia.
- Iosif R**, Buică G, Cogălniceanu D (2014) Do tortoises take advantage of archaeological diggings in a man-modified habitat? 6th Annual Zoological Congress of “Grigore Antipa” Museum (CZGA), Bucureşti România.
- Bogdan M, **Iosif R**, Székely D, Székely P, Buhaciuc E, Stănescu F, Cogălniceanu D (2014) The status of *Testudo graeca* and *T. hermanni* populations in southeastern Romania. 6th Annual Zoological Congress of “Grigore Antipa” Museum (CZGA), Bucureşti România.
- Samoilă C, **Iosif R**, Stănescu F, Marangoni F, Cajade R, Cogălniceanu D (2015) Modificări ale arealului la anurele din America de Sud sub influenţa schimbărilor climatice. BIOTA Symposium. Biodiversitate: Tradiţii şi Actualitate, Cluj-Napoca, România.
- Iosif R**, Bîrsan C, Székely P, Cogălniceanu D (2015) Spatio-temporal bias in the European freshwater turtle distribution in Romania. 5th International Symposium on *Emys orbicularis* and other European freshwater turtles. Kiten, Bulgaria.

MULȚUMIRI

Îi mulțumesc conducătorului de doctorat pentru sprijin moral, financiar, pentru comunicare, pentru conexiunile sale, pentru eficiență dar mai ales pentru prietenie.

Le mulțumesc pentru sfaturi și prietenie lui Laurențiu Rozylowicz, Tibor Hartel, Viorel Popescu, Pim Arntzen, Teodora Trichkova, Teodora Onciu și Marius Skolka. Le mulțumesc colegilor alături de care am *suferit* pe teren: Paul și Diana Székely, Rodica Plăiașu, Raluca Băncilă, Florina Stănescu, Daniyar Memedemin, Elena Buhaciuc, Sebastian Topliceanu.

Le mulțumesc celor care m-au ajutat financiar atunci când bursele nu erau plătite la timp: părinții, fratele și sora mea, Paul și Diana Székely, Florina Stănescu, Cristina Preda.

Capitolul 1.1.

Mulțumesc Dr. Franco Andreone (Museo Regionale di Scienze Naturali, Torino, Italia) și Dr. Antonio Romano (Università di Roma "Tor Vergata", Roma, Italia) pentru comentariile lor constructive asupra capitolului 1.1 și pentru sugestia de a calcula indicele de raritate. Munca intensivă de compilare și analiză a celor două baze de date din acest capitol a fost susținută financiar de două granturi ale Autorității Naționale pentru Cercetare Științifică, CNCS-UEFISCDI, proiect numărul PN-II-RU-TE-2011-3-0183 (responsabil Prof. univ. dr. Laurențiu Rozylowicz) și proiect numărul PN-II-ID-PCE-2011-3-0173 (responsabil Prof. univ. dr. Dan Cogălniceanu).

Capitolul 1.2.

Participarea mea la Fourth International Course in Doñana Biological Reserve “Ecological consequences of climate changes: integrating research approaches” a fost suportată financiar de proiectul LIFE+ NAT/RO/000740 “Improving the conservation status for the priority species and habitats in the Iron Gates wetlands”. Această participare m-a ajutat să înțeleg metodologia de evaluare a dezechilibrelor spațiale din bazele de date de distribuție.

Capitolul 1.3.

Capitolul 1.3. a fost realizat cu ajutorul Autorității naționale pentru Cercetare Științifică, CNCS-UEFISCDI, proiect numărul PN-II-ID-PCE-2011-3-0173. Mulțumesc Elenei Buhaciuc, Rodicăi Plăiașu și Ralucăi Băncilă pentru sprijinul acordat în timpul campaniei de teren. Mulțumesc lui Tibor Hartel pentru comentariile făcute pe versiunea preliminară a acestui subcapitol.

Capitolul 2

Mulțumesc Muzeului de Istorie Națională și Arheologie Constanța și personalului de la Complexul Arheologic Histria pentru că ne-au oferit acces în zona de studiu timp de șase ani. Mulțumesc Administrației Rezervației Biosferei Delta Dunării pentru eliberarea permiselor de cercetare. Mulțumiri speciale colegilor și studenților care m-au însoțit pe teren și fără de care acest capitol nu ar fi existat: Florina Stănescu, Elena Buhaciuc, Diana și Paul Székely, Sebastian Topliceanu, Monica Bogdan, Oana Parnica, Ioana Matei, Alis Petrescu, Irina Butcaru, Daniela Iordache, Ștefan Hrițcu, Vlad Gheorghe, Sabina Occeană, Elena Șușter, Alexandra Kutnik, Marian Hură, Iris Țițineanu, Florin Butnariu, Cristina Martin. Mulțumesc Ralucăi Băncilă pentru ajutorul statistic oferit. Acest capitol a beneficiat de suport financiar prin proiectul “*CERO - PROFIL DE CARIERĂ: CERCETĂTOR ROMÂN*”, contract nr. POSDRU/159/ 1.5/S/135760, proiect cofinanțat din Fondul Social European prin Programul Operațional Sectorial Dezvoltarea Resurselor Umane 2007-2013. Mulțumiri speciale fundației Idea Wild pentru suportul tehnic oferit.

Capitolul 3

Mulțumesc lui Annie Zuiderwijk, Nuno Curado și Willem Meilink pentru datele puse la dispoziție de-a lungul timpului. Acest capitol a fost susținut financiar de o Bursă Martin oferită de Naturalis Biodiversity Center, Leiden, Olanda.

Capitolul 4

Acest capitol a fost realizat cu susținerea financiară a Autorității Naționale pentru Cercetare Științifică grant numărul PN-II-PCE-2011-3-0173. Mulțumesc Dr. Roberto Sindaco, Dr. Wiesław Babik, Dr. Paul Székely, Dr. Laurențiu Rozyłowicz, și Dr. Jan Arntzen pentru datele puse la dispoziție. Mulțumesc Dr. Florina Stănescu și Dr. Marton Venczel pentru ajutorul oferit în compilarea semnalărilor fosile. Apreciez sugestiile oferite de Dr. Jan W. Arntzen și de către un recenzor anonim pentru îmbunătățirea acestui capitol.

INTRODUCERE

Amfibienii și reptilele au rol de bioindicatori, prezența lor reflectând un ecosistem sănătos (Lambert 1997). Cercetarea acestor organisme a generat resurse importante de date spațiale în întreaga lume. Grupurile de lucru Global Amphibian Assessment și Global Reptile Assessment din cadrul IUCN oferă date actualizate despre distribuția tuturor speciilor descrise până la ora actuală. Alte resurse spațiale sub forma datelor de distribuție sunt disponibile la scară globală (e.g., Global Biodiversity Information Facility oferea acces la 3.745.874 semnalări pentru amfibieni și 4.817.569 pentru reptile în data de 01.09.2015) și națională (e.g., Centre de Coordination pour la Protection des Amphibiens et des Reptiles de Suisse gestionează distribuția amfibienilor și reptilelor din Elveția; AmphibiaWebEcuador gestionează datele de distribuție a 558 de specii din această țară). Pentru România s-a realizat recent actualizarea distribuției amfibienilor și reptilelor în Cogălniceanu și colab. (2013a, b) însă nu există o platformă de colectare și management a datelor de distribuție. Aceste exemple demonstrează că resursele spațiale sunt un mod eficient de a evalua statutul de conservare al amfibienilor și reptilelor la nivel local, regional și global, însă de multe ori cantitatea și/sau calitatea acestor date limitează utilitatea lor.

Datele de distribuție la nivel European nu au o acoperire uniformă, fiind identificate multe regiuni, respectiv specii, cu distribuții incomplete (Sillero și colab. 2014). În Europa de Est spre exemplu, numărul redus de cercetători implicați în cartografierea biodiversității și uneori absența implicării publicului limitează acoperirea spațială a datelor și generează dezechilibre severe între regiuni.

Principalii factori care generează dezechilibre intra-regionale în seturile de date spațiale sunt:

1. Ariile protejate ce acționează ca punct de atracție pentru fondurile de conservare și implicit pentru efortul cercetătorilor de a inventaria biodiversitatea (Botts și colab. 2011). Acest efect afectează majoritatea bazelor de date spațiale de biodiversitate (Lobo și colab. 2007). Ariile protejate devin foarte ușor zone cu inventariere completă (se identifică rapid numărul total de specii care trăiesc în regiunea respectivă) în detrimentul altor regiuni fără regim de protecție unde inventarierea întârzie sau nu devine niciodată completă.

2. Zonelor unde anumite specii au fost semnalate istoric prezintă atractivitate. Există tendința de inventariere mai ales a zonelor unde specia de interes a mai fost găsită în trecut pentru motivul că există siguranța de a o reîntâlni. Astfel numărul de semnalări devine uneori exagerat de mare pentru regiuni relativ restrânse fără să contribuie la inventarierea completă a biodiversității.

3. Zonele cu bogăție specifică mare atrag fonduri de conservare dar și atenția amatorilor și a voluntarilor. De cele mai multe ori aceste zone prezintă o inventariere completă însă acest lucru nu este suficient pentru o bază de date eficientă dacă la nivel național zonele cu bogăție specifică mai redusă sunt ignorate.

4. Localitățile mari, de obicei orașe universitare sau orașe unde activează centre de cercetare, dispun de echipe de cercetători care colectează și publică datele din teren. De aceea, orice efort național de compilare a datelor spațiale biologice trebuie să țină cont de efectul accesibilității prin apropierea de orașe.

5. Cercetătorii, dar mai ales amatorii și voluntarii evită regiunile mai greu accesibile. Din această cauză apare efectul de aglomerare a numărului de semnalări spre exemplu în apropierea drumurilor.

Modelarea spațială presupune evaluarea cantitativă a acestor date spațiale și are avantajul că poate analiza răspunsurile speciilor la perturbările antropice. Cele mai multe perturbări generează un răspuns cuantificabil spațial din partea speciilor. Modelele spațiale pot fi utilizate în funcție de scop la diferite scări spațiale:

Impactul schimbărilor globale poate fi analizat la **scara arealelor geografice** (Pearson și Dawson 2003). Se urmăresc răspunsuri biologice precum dispariția speciilor endemice, restrângerea arealului de distribuție, deplasarea către latitudini și altitudini mai mari (Cheung și colab. 2009), modificarea zonelor de contact dintre speciile înrudite (Iosif și colab. 2014), dereglarea competiției interspecifice (Costa și Schlupp 2010), sau ipoteze de conservare aplicată precum suprapunerea cu ariile protejate (Popescu și colab. 2013). Cele mai utilizate sunt modelele de nișă ecologică. Acestea corelează datele de distribuție a speciilor cu variabile de mediu pentru a estima favorabilitatea nișei ecologice în spațiul geografic (Guisan și Zimmermann 2000). Dintre cele mai utilizate programe de modelare a nișei ecologice amintesc BIOMOD (Thuiller și colab. 2009), Maxent (Phillips și colab. 2006), și BioMapper (Hirzel și colab. 2006).

Impactul pierderilor de habitat poate fi cuantificat la **scara complexelor de ecosisteme** (Firbank și colab. 2008). Se urmăresc răspunsuri biologice precum reducerea conectivității din cadrul metapopulațiilor (Compton și colab. 2007), sau izolarea și declinul populațiilor (Andren 1994, Moilanen și Hanski 1998). Aceste abordări sunt utile atunci când există date de peisaj disponibile la intervale mari de timp, însoțite de date de distribuție sau de ocupare a habitatelor. În acest fel se poate testa răspunsul speciilor la expansiunea agricolă din ultimele decenii (Burel și colab. 2004), la reducerea suprafețelor împădurite (Ferraz și colab. 2007), etc. Dintre cele mai utilizate abordări amintim modelarea „graph” (Urban și Keitt 2001) implementată spre exemplu în programul Conefor Sensinode (Saura și Torné

2009) și modelele „least cost” (Adriaensen și colab. 2003). Mai mult, teoria circuitelor electrice a fost transpusă la sistemele de peisaje cu scopul de a estima capacitatea de dispersie între populații (McRae 2006).

Modelele spațiale pot aborda și **modificări locale** precum impactul anumitor activități antropice asupra unei populații. Aici se urmăresc efectele asupra populației precum reducerea abundenței (Bender și colab. 1998), dezechilibrarea raportului pe sexe (Wolff și colab. 1997), etc. Astfel de modele analizează date spațiale de ocupare a habitatului și de abundență și necesită deci date colectate în aceeași locație prin vizite repetate la mai multe intervale de timp.

Scopul și obiectivele tezei

Scopul acestei teze este acela de a evalua utilitatea modelelor spațiale în managementul amfibienilor și reptilelor în contextul schimbărilor actuale de mediu ce afectează biodiversitatea.

Pentru a atinge acest scop am realizat patru studii de caz: primul tratează calitatea datelor spațiale de distribuție și oferă o perspectivă despre cum se identifică o distribuție incompletă atât prin modelare cât și prin validare în teren; cel de-al doilea evaluează abundența spațială la scară locală pentru a identifica impactul microhabitatelor create de om; cel de-al treilea abordează modificările de peisaj la scară regională și impactul lor asupra conectivității din cadrul metapopulațiilor; iar cel de-al patrulea vizează impactul schimbărilor globale ale climei asupra arealelor de distribuție. Legăturile logice dintre aceste studii de caz sunt prezentate schematic în **Figura 1**.

Obiectivele specifice pentru cele patru studii de caz sunt:

- 1.1. Identificarea tiparelor spațiale ale datelor de distribuție a amfibienilor și reptilelor din România. Delimitarea zonelor supra- și sub-inventariate.
- 1.2. Identificarea factorilor care au determinat dezechilibrele în efortul de prelevare a datelor de distribuție a amfibienilor din România.
- 1.3. Studiu de caz pilot: validarea tiparelor spațiale identificate la punctele anterioare pentru specia *Pelobates syriacus* prin campanii de teren.
2. Evaluarea impactului gropilor arheologice asupra viabilității și abundenței țestoasei dobrogene *Testudo graeca*.
3. Cuantificarea reducerii conectivității de peisaj de-a lungul a 36 de ani pentru amfibienii din nord – vestul Franței.
4. Cuantificarea modificărilor arealelor de distribuție a două specii înrudite ale genului *Pelobates* în contextul schimbărilor climatice.

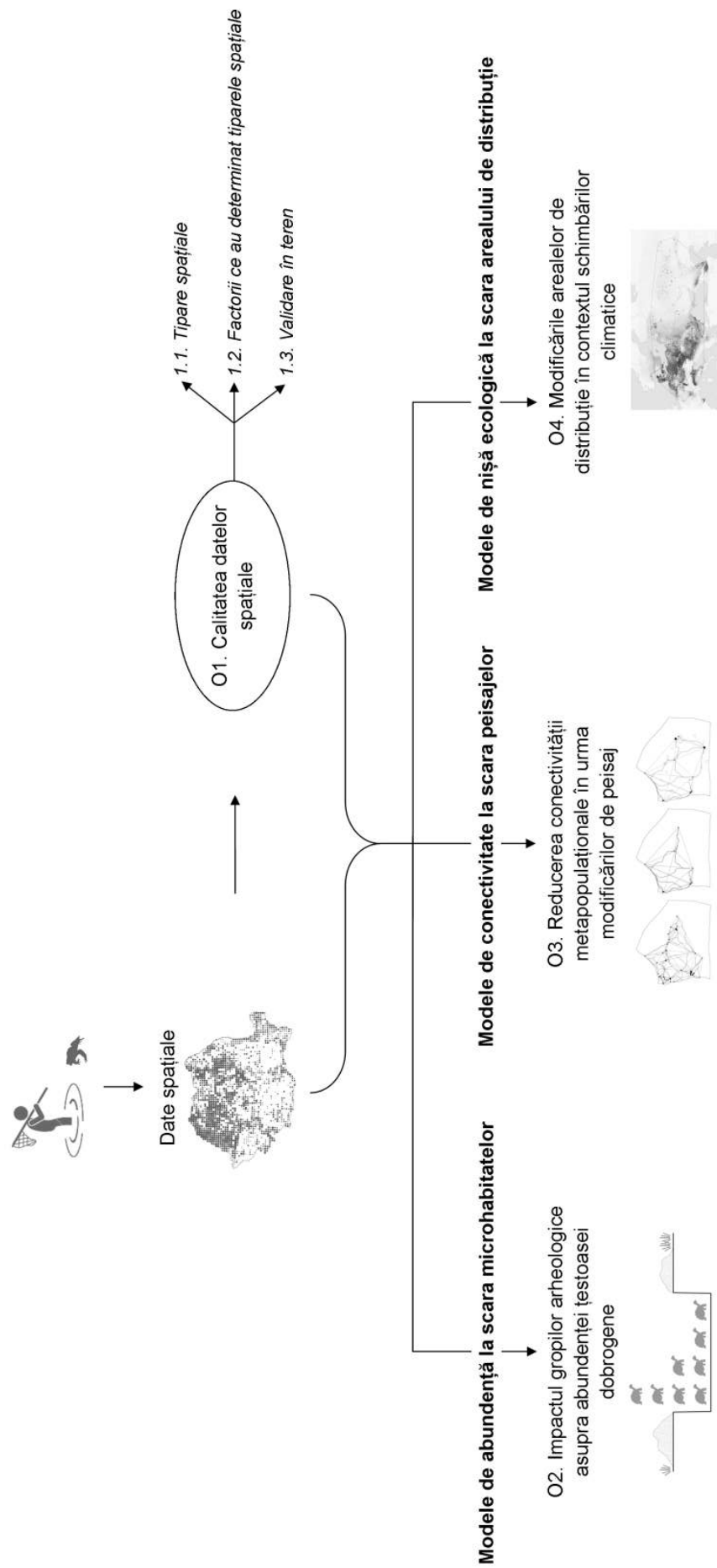


Figura 1 – Obiectivele prezentei teze de doctorat și relațiile dintre ele.

CAPITOLUL 1

Dezechilibrele spațiale în datele de distribuție ale amfibienilor și reptilelor din România

1.1. Distribuția amfibienilor și reptilelor din România: tipare spațiale, zone supra-inventariate și zone sub-inventariate

Introducere

România deține proporții semnificative de habitate acvatice cu valoare conservativă mare (Rey și colab. 2007). Din acest motiv statutul de conservare al unora dintre speciile de amfibieni din Europa depinde de viabilitatea populațiilor din România (i.e., *Lissotriton montandoni*, *Triturus dobrogicus*). Diversitatea reptilelor este mare pentru o țară cu un climat preponderent temperat continental. Există 23 de specii de reptile, din care 12 ating aici limita arealului lor de distribuție (Gasc și colab. 1997). După cincizeci și doi de ani de la publicarea volumelor din seria Fauna României (Fuhn 1960, Fuhn și Vancea 1961) se reactualizează hărțile de distribuție ale amfibienilor și reptilelor din România în Cogălniceanu și colab. (2013a, b). Aceste reactualizări au uniformizat rezultatele eforturilor de inventariere din ce în ce mai intense din ultimele decenii, permițând evaluarea calității datelor de distribuție. În acest capitol mi-am propus să analizez tiparele spațiale a acestor date de distribuție cu scopul de a le înțelege limitările calitative.

Metode

După agregarea semnalărilor la gridul UTM 5×5 km am folosit testul Global Moran's I pentru a evalua tendința generală de autocorelare spațială a acestora. Dacă testul este semnificativ statistic atunci tiparul spațial al semnalărilor poate fi grupat ($Z > 0$), dispersat ($Z < 0$) sau randomizat ($Z = 0$) (Fortin și Dale 2005). Pentru a delimita zonele unde efortul de inventariere este semnificativ mai mare (i.e., zone supra-inventariate) sau mai mic (i.e., zone sub-inventariate) decât ne-am aștepta prin șansă am utilizat indicele statistic Getis Ord G_i^* (Getis și Ord 2010, Ord și Getis 1995).

Pentru calcularea bogăției specifice am agregat gridul UTM 5×5 km la un grid de 50×50 km. Utilizarea acestei rezoluții a mascat dezechilibrele locale din efortul de inventariere și a permis înțelegerea mai bună a tiparelor spațiale regionale (Graham și Hijmans 2006).

Rezultate

În cazul amfibienilor, testul Moran's I a scos în evidență un tipar grupat al numărului de semnalări per celulă UTM ($Z = 66,91$, $p < 0,001$), sugerând astfel un posibil dezechilibru în efortul national de inventariere, îndreptat neuniform între regiuni. Și în cazul reptilelor numărul de semnalări per celulă a avut un tipar grupat la nivel național însă mai puțin pronunțat ($Z = 19,98$, $p < 0,001$). Zonele semnificativ supra-inventariate, au fost identificate cu succes atât pentru amfibieni cât și pentru reptile (Figura 2).

În ceea ce privește bogăția specifică, aceasta a luat valori de la 3 la 16 specii per celulă 50×50 km pentru amfibieni și de la 1 la 17 pentru reptile (Figura 3). Pe harta bogăției specifice a amfibienilor se remarcă o inventariere uniformă a centrului și vestului țării iar pe harta reptilelor se remarcă o sub-inventariere a sudului țării cu peisaj extensiv-agricol.

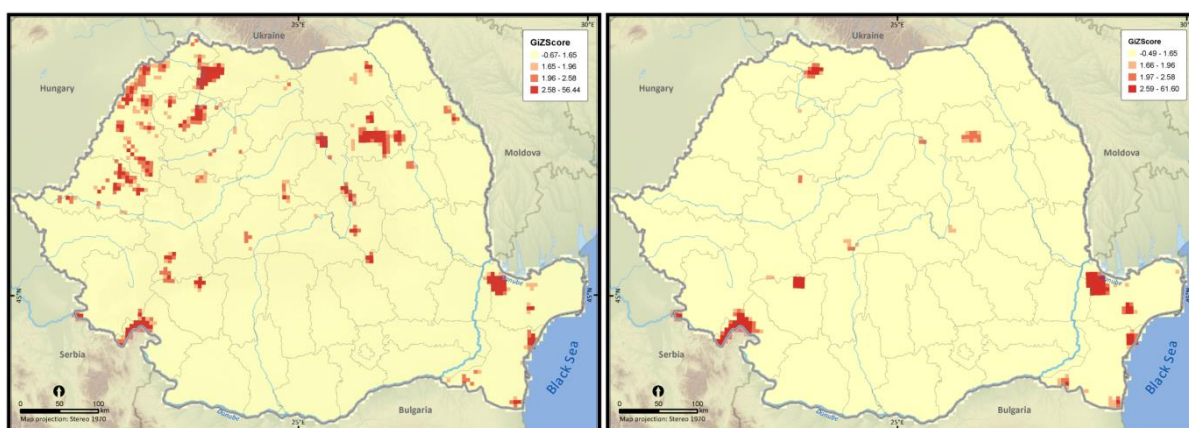


Figura 2 – Zonele supra-inventariate în ceea ce privește semnalările de amfibieni (stânga) și reptile (dreapta) din România. $p < 0,05$ atunci când scorurile Z iau valori între 1,96 și 56,44, pentru amfibieni și între 1,96 și 61,60 pentru reptile (nuanțele de roșu), sugerând un tipar puternic grupat al numărului de semnalări per celulă UTM 5×5 km.

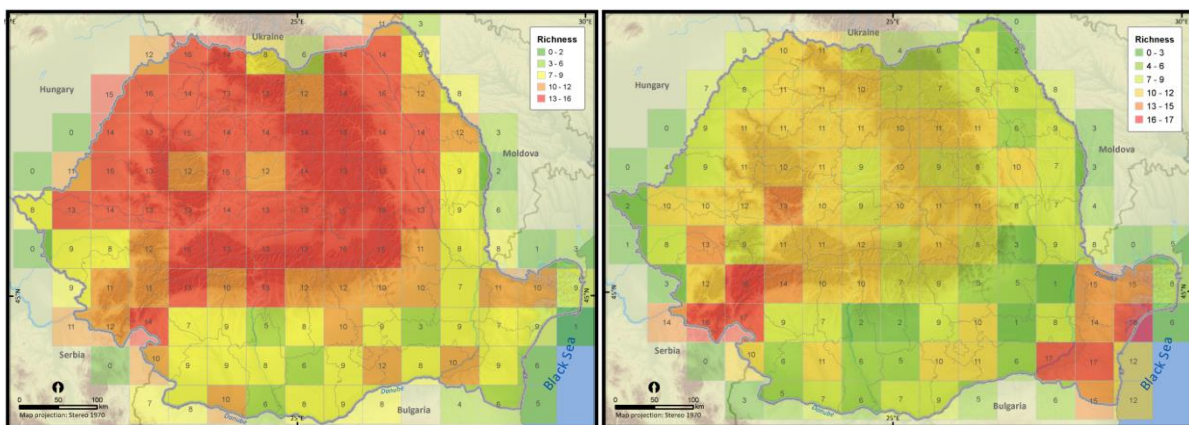


Figura 3 – Bogăția specifică de amfibieni (stânga) și reptile (dreapta) în România la o rezoluție a celulei de grid de 50×50 km.

Discuții

Rezultatele acestui subcapitol oferă un punct de plecare pentru integrarea datelor naționale de distribuție într-o bază de date Europeană. În acest subcapitol am identificat tiparele spațiale

din efortul de inventariere a distribuției amfibienilor și reptilelor din România. Au fost delimitate zonele supra-inventariate și zone sub-inventariate. Zonele supra-inventariate corespund în special ariilor protejate precum Parcul Național Defileul Jiului, Parcul Național Munții Măcinului, și Parcul Natural Porțile de Fier. Acest tipar al atractivității ariilor protejate a fost raportat și în alte țări și pe taxoni diferiți (e.g., Loureiro și colab. 2010, Botts și colab. 2011).

Tiparele bogăției specifice la nivel național sugerează existența unor dezechilibre de inventariere mai ales pentru amfibieni. Sudul României tinde să fie sub-eșantionat în timp ce o inventariere uniformă acoperă centrul și vestul țării. Pentru reptile, tiparul de bogăție specifică evidențiază regiunile de sud-vest și sud-est unde climatul este mai cald și mai uscat (e.g., Rodríguez și colab. 2005). O bogăție specifică relativ constantă caracterizează restul țării. Două regiuni care necesită inventariere viitoare au fost identificate atât pentru amfibieni cât și pentru reptile în sudul țării (Câmpia Olteniei cu Lunca Dunării și Câmpia Bărăganului). Acestea au fost probabil neglijate datorită lipsei de interes a cercetătorilor, determinată de extinderea peisajului agricol.

1.2. Factorii care au determinat dezechilibrele în efortul de inventariere al amfibienilor

Introducere

Deoarece datele de distribuție sunt colectate în majoritatea țărilor în mod oportunist, au apărut dezechilibre în bazele de date astfel obținute, atât de ordin spațial cât și temporal (e.g., Botts și colab. 2011, Chapman 1999). Astfel de dezechilibre apar cu magnitudini diferite în funcție de organismele biologice studiate și limitează aplicabilitatea datelor, mai ales pentru planificarea conservării la scări regionale sau locale (Hortal și colab. 2007). De exemplu, în Guineea Ecuatorială inventarierea este aproape completă pentru primat și păsări (detectabilitate mare, atractivitate mare) în timp ce mai mult de jumătate de speciile de plante descrise au inventariere deficitară (detectabilitate slabă, accesibilitate redusă; Zafra-Calvo și colab. 2010).

Inventarierea incompletă și dezechilibrată a amfibienilor din România, documentată în subcapitolul 1.1. are mai multe cauze: accesul dificil în anumite regiuni cu densitate redusă a drumurilor, relieful și topografia complexe, lipsa fondurilor pentru inventarieri la scară largă și pe termen lung. În acest subcapitol ne-am propus să identificăm factorii care au determinat dezechilibre în efortul de inventariere din datele de distribuție ale amfibienilor din România. Mai specific, am testat dacă efortul de inventariere a fost complet sau nu în raport

cu următorii factori: altitudinea, suprafața ariilor protejate, și distanța până la orașele universitare în care activează herpetologi.

Metode

Pentru a înțelege cât de completă este inventarierea la nivel național am calculat Indicele de Inventariere Completeness în fiecare celulă UTM 50 × 50 km pentru speciile de amfibieni din România. Indicele Completeness se calculează prin raportarea bogăției specifice observate într-o celulă de grid la o valoare estimată a bogăției specifice (Romo și colab. 2006). Indicele ia valori între 0 (inventariere lipsă) și 1 (inventariere completă). Inventarierea este completă atunci când numărul de specii estimate este identic cu numărul de specii observate. Pentru a obține valoarea estimată a bogăției specifice de amfibieni am estimat rata de inventariere de noi specii în fiecare celulă UTM folosind ca măsură a efortului de inventariere publicațiile ce semnalează amfibieni în celula respectivă. Am estimat apoi bogăția specifică utilizând estimatorul neparametric de bogăție specifică Chao 2 cu ajutorul programului EstimateS 9 (Colwell și colab. 2004), rezultând valoarea maximă de specii ce ar putea fi înregistrată în fiecare celulă UTM (Colwell și colab. 2012).

În final, valorile indicelui Completeness au fost analizate într-un model de regresie cu funcție quadratică, în raport cu altitudinea (extrasă din setul de date SRTM, Jarvis și colab. 2008, cu scopul de a înțelege în ce măsură accesibilitatea topografică influențează inventarierea), cu suprafețele protejate din România (am inclus ariile protejate la nivel național și comunitar cu scopul de a înțelege în ce măsură atractivitatea acestor zone protejate dezechilibrează inventarierea), și cu distanța până la orașele unde activează echipe de herpetologi (distanța euclidiană până la orașele Tulcea, Constanța, Iași, Piatra Neamț, București, Craiova, Cluj Napoca, Sighișoara, Oradea și Baia Mare, listă extrasă din publicațiile utilizate în Cogălniceanu și colab. (2013a) (Anexa 1 din teza extinsă).

Rezultate

La nivel național, relația indicelui Completeness cu intervalul de altitudine este pozitivă, indicele Completeness fiind mare în zonele montane (i.e., inventariere completă) și mic la altitudini joase (i.e., inventariere deficitară). Altitudinea explică 6,3 % din variabilitatea generală a indicelui Completeness ($R^2_{\text{Quadratic}} = 0,063$; Figura 4a). Cu toate acestea, există regiuni unde altitudinea ar putea explica mai mult din această variabilitate (e.g., sudul Câmpiei de Vest și Câmpia Bărăganului; Figura 4a).

Relația indicelui Completeness cu suprafața ocupată de arii protejate este pozitivă, valorile indicelui crescând proporțional cu creșterea suprafeței protejate. Ariile protejate

explică 4,3% din variabilitatea națională a indicelui Completeness ($R^2_{\text{Quadratic}} = 0,043$; Figura 4b). Totuși, la nivel regional atractivitatea ariilor protejate ar putea joaca un rol mai mare (e.g., regiunea Dobrogea; Figura 4b).

Relația indicelui Completeness cu distanța până la orașele unde activează herpetologi este negativă, indicele Completeness scăzând dacă distanța față de orașe crește. Distanța față de orașe explică 3,9 % din variabilitatea națională a indicelui Completeness ($R^2_{\text{Quadratic}} = 0,039$; Figura 4c). Din nou, la nivel regional, există exemple unde depărtarea respectiv apropierea de centre universitare cu herpetologi activi are influență mai mare asupra inventarierii (e.g., sudul Banatului respectiv centrul Moldovei, Figura 4c).

Discuții

Relația dintre efortul de inventariere și altitudine sugerează că cercetătorii din România au eșantionat mai intens zonele montane pe care le consideră probabil mai atractive decât cele de câmpie. Spre exemplu, 27% din publicațiile anexei din Cogălniceanu și colab. (2013a) vizează regiunea montană însă dacă eliminăm atractivitatea mare a Deltei și Dobrogei dezechilibrul ar crește. Relația dintre efortul de inventariere și suprafața ariilor protejate sugerează că atractivitatea ariilor protejate influențează efortul de inventariere la nivel național. Acest lucru are implicații în managementul amfibienilor întrucât sunt neglijate regiuni ce adăpostesc populații mari de amfibieni, chiar dacă nu neapărat din specii carismatice (e.g., Lunca Dunării, cursul inferior al Oltului, Câmpiile Bărganului și Siretului Inferior, unde există pe lângă terenurile agricole și importante habitate acvatice pentru amfibieni). Relația între efortul de inventariere și distanța până la orașele unde activează herpetologi are cu siguranță un efect limitativ asupra utilității datelor naționale de distribuție. Acest dezechilibru crează regiuni supra- și sub-inventariate.

Seturile de date astfel colectate oferă o imagine deformată factorilor de decizie naționali și internaționali asupra diversității și abundenței de amfibieni din România. Strategiile viitoare de management la nivel național trebuie să țină cont de aceste aspecte.

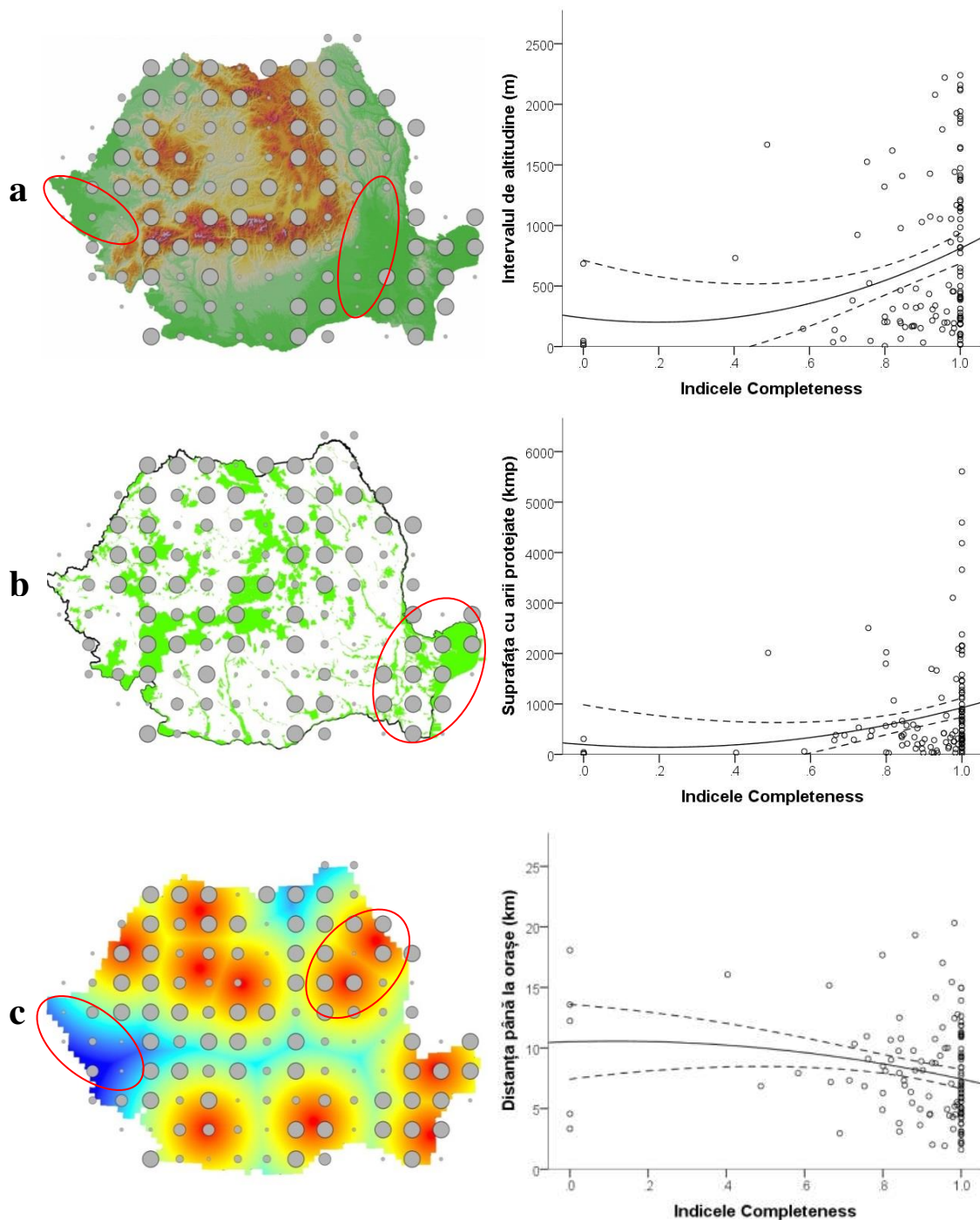


Figura 4 – Indicele de Inventariere Completeness în raport cu factorii care pot explica dezechilibrele în efortul de inventariere al amfibienilor. În panoul (a) am reprezentat relația indicelui Completeness (mărimea simbolurilor crește de la 0 la 1) cu altitudinea, în panoul (b) relația cu suprafețele protejate iar în panoul (c) relația cu distanța până la orașele unde activează herpetologi. Pe hărțile din stânga sunt reprezentate tendințele regionale, cu elipse roșii fiind scoase în evidență exemplele din text. Pe graficele din dreapta sunt plotate tendințele naționale, cu linie neagră continuă fiind reprezentată funcția quadratică ce explică relațiile iar cu linie punctată intervalul de confidență de 95%.

1.3. Validarea tiparelor spațiale: extinderea arealului geografic cunoscut al speciei *Pelobates syriacus*

Introducere

În România se găsesc două din cele patru specii de broaște ale genului *Pelobates* și ambele ating în țara noastră limitele arealelor de distribuție: limita sudică pentru *P. fuscus* și limita nordică pentru *P. syriacus*. Aceste broaște au o nișă ecologică restrânsă: habitatul are o influență puternică asupra dinamicii și abundenței populațiilor, de obicei având nevoie de sol friabil sau nisipos (Nöllert 1990). Broasca *P. syriacus* este distribuită în sud-estul Balcanilor, regiunea Caucazului, nordul Iranului, Turcia și părți ale Orientului Mijlociu până în Israel (Džukić și colab. 2008, IUCN 2013). Datorită activității sale nocturne, sunetelor de reproducere emise în apă și cu intensitate foarte redusă, și colorației criptice, prezența sa este greu de confirmat. A fost descrisă în România pentru prima dată în 1954 (Băcescu 1954). Mai mult, mormolocii acestei specii nu pot fi deosebiți de cei ai speciei *P. fuscus* (Sidorovska și colab. 2002), făcând imposibilă inventarierea în teren bazată doar pe prezența mormolocilor. În acest subcapitol mi-am propus să evaluez cât de complet inventariată este distribuția speciei *P. syriacus* prin validare în teren.

Metode

După publicarea recentă a hărților de distribuție a amfibienilor din România (Cogălniceanu și colab. 2013a), am colectat noi semnalări ale speciei *P. syriacus* în timpul unei campanii extensive în perioada aprilie-iulie 2013. Ieșirile pe teren au avut loc atât noaptea cât și ziua. Pe timpul zilei am insistat pe inventarierea habitatele acvatice și colectarea mormolocilor din fiecare habitat în care nu am găsit adulți care să certifice prezența speciei. Mormolocii au fost aduși în laborator și ținuți până aproape de metamorfoză când identificarea speciei este posibilă, după care au fost eliberați în același loc. Ieșirile pe timpul nopții s-au axat pe habitatele terestre din jurul bălților în vederea identificării adulților sau a metamorfilor. Indivizii găsiți călcați pe drumuri au fost și ei utilizați cu succes pentru identificarea speciei.

Rezultate și discuții

În acest subcapitol raportează prezența speciei *P. syriacus* în 36 de locații noi în România. În județul Galați raportează prezența speciei cu mai mult de 40 de km mai la nord față de arealul cunoscut până la acest moment. Mai mult, *P. syriacus* a fost detectat într-un număr mare de locații în Câmpia Bărăganului și Câmpia Siretului Inferior (județele Brăila și Buzău). În ceea ce privește limita vestică, raportează prezența speciei în județul Mehedinți, la 50 km mai la vest

față de ultima semnalare cunoscută. De-a lungul Dunării în Județele Olt și Giurgiu, completez harta de distribuție indicând faptul că distribuția speciei este continuă.

Deși harta de distribuție din Cogalniceanu și colab. (2013a) semnalează specia ca fiind distribuită disjunct în peisajul predominant agricol din sudul țării, în realitate specia are populații numeroase cu distribuție uniformă. În aceste regiuni specia tinde să profite de sistemul de irigație partial abandonat și care oferă pe alocuri habitate acvatice favorabile. Broaștele se reproduc în canalele de irigație și în bălțile temporare ce se formează în apropiere. Se hrănesc pe terenurile agricole și se îngroapă în solul friabil de arătură. Viabilitatea populațiilor acestei specii este în concordanță cu descrierile făcute de Bonk și Pabijan (2010) pentru specia înrudită *P. fuscus*.

Rezultate acestui subcapitol au implicații asupra statutului de conservare a speciei în România și Uniunea Europeană întrucât ele dovedesc existența unor dezechilibre în hărțile naționale de distribuție. Am demonstrat prin această campanie de teren că există regiuni cu distribuție sub-inventariată, două dintre acestea fiind Lunca Dunării și Câmpia Bărăganului. Suspectăm că principalul motiv pentru care aceste regiuni sunt sub-inventariate este lipsa de atractivitate pentru herpetologi dat fiind peisajul extensiv-agricol.

CAPITOLUL 2

Avantajele siturilor arheologice: impactul pozitiv al gropilor arheologice asupra țestoasei dobrogene

Introducere

Până de curând, strategiile de conservare a biodiversității au neglijat importanța terenurilor unde accesul și activitățile umane sunt limitate din diferite motive, desi aceste terenuri pot întări rețeaua de arii protejate întrucât adăpostesc un număr mare de specii cu populații viabile. Siturile de importanță culturală precum cele arheologice sunt un astfel de exemplu, din păcate puțin explorat. Perturbările antropice sunt în general limitate, fiind permise doar activități turistice ca și în cazul rezervațiilor naturale. Recent, Vanderplank și colab. (2014) a recomandat ca arheologia și conservarea biodiversității să creeze strategii comune de

protecție a diversității floristice din siturile arheologice din Baja, California. Totuși, astfel de exemple sunt rare, neglijându-se astfel importanța reală a acestor situații.

Studiu de caz: țestoasa dobrogeană din Complexul Arheologic Histria

În 1914 au loc primele cercetări arheologice la Complexul Arheologic Histria iar în 1950-1970 cercetările se intensifică (Vulpe 2014). Adâncimea gropilor rămase în urmă variază între 0,5 și 4 m iar suprafața variază între aproximativ 10 m² și 150 m². După această perioadă de cercetare intensă, 10 ha au fost incluse în circuitul turistic iar 32 ha au fost închise. Situl arheologic închis a devenit arealul unei populații a speciei vulnerabile *Testudo graeca*. Această populație a fost studiată începând cu anul 2010 (Buică 2013) iar rezultatele sugerează că este vorba de o populație tânără, cu statut de sănătate favorabil și cu perspective de viabilitate pe termen lung (Buică și colab. 2013). Este vorba de o populație oarecum izolată pe teritoriul complexului arheologic. Aici întâlnește habitat favorabil de stepă pontică, în timp ce împrejurimile sunt nefavorabile, cu zone mlăștinoase și lacuri. Mărimea populației a fost estimată la $221 \pm 12,2$ indivizi cu o densitate observată de 5,1 indivizi pe hectar (Buică și colab. 2013).

În Complexul Arheologic Histria țestoasele par să profite de gropile arheologice închise și erodate. Aceste gropi diversifică microhabitatele din peisajul omogen al stepei Pontice. Ele aduc în peisaj pante mai mari și drenate mai eficient în condiții de umiditate excesivă, probabil făcându-le favorabile pentru hibernare. Pereții gropilor sunt lipsiți de vegetație, erodați, cu sol friabil, probabil permițându-le țestoaselor să sape mai ușor și la adâncimi mai mari. Aceste detalii pot fi importante mai ales pentru o populație aflată aproape de limita nordică a arealului de distribuție pentru care înghețul este o limitare majoră.

În timpul cercetării de teren la Complexul Arheologic Histria am observat că hibernaculele sunt îngrămădite pe pantele gropilor arheologice. Mai mult, am observat țestoasele active sau expuse la soare în interiorul gropilor arheologice la începutul sezonului în martie, și toamna târziu, chiar înainte de hibernare. La începutul verii când femelele caută locuri sigure pentru depunerea ouălor, am observat atât femele cât și cuiburi prădate în interiorul și în apropierea gropilor arheologice. Schematizarea grafică a acestor observații s-a realizat în Figura 5.

Am testat în acest capitol ipoteza că abundența sezonieră a țestoaselor este dependentă de microhabitatele create de arheologi. Mi-am propus să răspund următoarelor întrebări: i. sunt țestoasele mai abundente în gropile arheologice în perioadele pre și post hibernare? și ii. este abundența femelelor mai mare în gropile arheologice în timpul sezonului de depunere a

ouălor? În final am discutat problematica viabilității acestei populații în cadrul sitului arheologic și necesitatea unei strategii comune de conservare între biologi și arheologi.

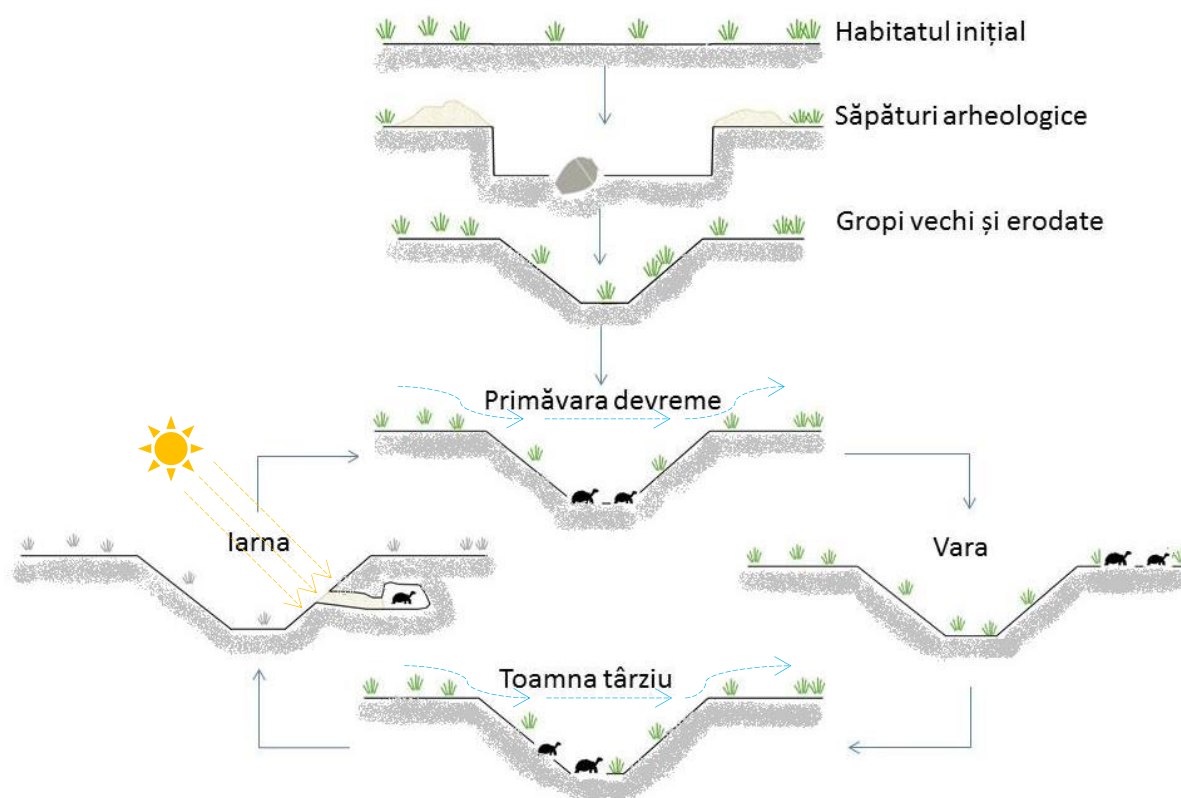


Figura 5 – Schematizarea proceselor ecologice ale țestoasei dobrogene în situl arheologic închis. După oprirea activităților de cercetare arheologică gropile rămase în urmă se erodează și devin parte integrantă din habitatul țestoaselor. Mai mult, este posibil ca țestoasele să profite de prezența acestor noi microhabitate care oferă locuri favorabile pentru depunerea ouălor, hibernare și adăpost împotriva climei reci.

Metode

În fiecare an între 2010 și 2015 am căutat țestoase în cadrul sitului arheologic închis înafara perioadelor cu temperaturi negative, utilizând transecte randomice. Datele de teren au fost colectate de către Dr. Gabriel Buică în perioada 2010-2012 (Buică 2013) și de către autor și colab. în perioada 2013-2015. Prima perioadă a avut un efort de prelevare mai redus, un singur cercetător fiind implicat în munca de teren. A doua perioadă a avut un efort de prelevare mai intens, numărul mediu de cercetători care au căutat țestoase a fost de $2,2 \pm 1,3$ Std. Dev. pe zi. Pe lângă țestoasele în viață am înregistrat inclusiv locația GPS a animalelor moarte, a cuiburilor prădate și a hibernaculelor atunci când am avut siguranța că aparțin speciei *Testudo graeca*.

Pentru a calcula abundența țestoaselor am creat un grid cu o rezoluție de 10×10 m care să acopere tot situl arheologic închis. Numărul de țestoase în fiecare celulă a fost apoi numărat pentru fiecare lună dar independent de an. Tiparele spațiale de abundență au fost

evaluate cu ajutorul funcțiilor statistice Getis-Ord G_i^* (Ord și Getis 1995, Getis și Ord 2010) și Getis-Ord General G (Ord și Getis 1995) aplicată gridului de 10×10 m pentru fiecare lună și sex. Prima funcție permite delimitarea spațială a zonelor cu abundență crescută, iar cea de-a doua caracterizarea tiparului spațial general de abundență (i.e., dacă tiparul de abundență este grupat sau este distribuit uniform în spațiu). Gropile arheologice au fost digitizate de pe ortofotoplanuri și suprapuse peste rezultatele testelor Getis-Ord pentru a verifica dacă tiparul de grupare li se datorează.

Rezultate și discuții

Numarul total de indivizi unici marcați la Complexul Arheologic Histria a crescut de la 170 la nivelul anului 2012 la 385 în anul 2015 (include toate stadiile de dezvoltare). Astfel densitatea observată a crescut de la 5,1 la 12,1 pe hectar ca urmare a efortului de inventariere mai intens. Densitatea este mai mare decât la populații din Spania (Andreu și colab. 2000, Ballestar și colab. 2004), Grecia (Hailey 2000) sau Maroc (Slimani și colab. 2002, Kaddour și colab. 2006) evidențiind viabilitatea acestei populații. Structura pe clase de greutate este cu puțin mai mare pentru cea de-a doua perioadă de studiu ($Media_{2010-2012} = 1768 \pm 411$ g, $Media_{2013-2015} = 1976 \pm 527$ g; $t(165) = -3.24$, $p = 0.001$). În ceea ce privește structura pe stadii de dezvoltare, femelele sunt cele mai numeroase 35,5 %, urmate de masculi, 32,2% (raport masculi-femele = 1,1). Juvenilii au o proporție ridicată, 19,4 % în timp ce subadultii au fost în număr mai redus 12,7 %. Toate aceste caracteristici populaționale indică faptul că populație este tânără, viabilă în habitatul modificat de arheologi.

Analizele spațiale au scos în evidență un tipar randomic de abundență pentru femele de la începutul sezonului până în mai (Figura 6). Acest lucru sugerează că femelele se dispersează în situl arheologic imediat ce ies din hibernare. În lunile iunie și iulie abundența femelelor este grupată, cu precădere în jurul gropilor arheologice sugerând nevoia acestora de a căuta un loc pentru depunerea ouălor. Deși foarte cald, în luna august femelele au o abundență uniformă în tot situl arheologic. În luna septembrie abundența este din nou uniformă sugerând o activitate intensă a femelelor înainte de pregătirea pentru iarnă. În luna octombrie femelele au o detectabilitate mai redusă și sunt distribuite mai ales în interiorul gropilor arheologice (Figura 6). Pentru masculi, abundența are un tipar spațial grupat în luna martie, aceștia fiind observați mai ales în interiorul gropilor arheologice (Figura 6). Acest tipar a fost observat și în luna aprilie cu mici excepții de indivizi care încep să părăsească sistemul de gropi arheologice. În lunile mai-iunie există un tipar de grupare foarte intens pentru masculi însă de această data concentrarea de abundență se face către centrul zonei de studiu. În centrul zonei de studiu s-au observat suprafețe importante cu specia *Vicia craca*,

sursă importantă de hrană a țestoaselor în această regiune. În perioada iulie-august abundeța masculilor este mare mai ales în zona gropilor arheologice unde au fost observați săpând adăposturi de estivare. Totuși, există studii de telemetrie realizate pe durata a 10-20 de ani care susțin că tipul de habitat/microhabitat preferat de țestoase la anumite momente din an diferă foarte mult între indivizi (Seibert și Belzer 2013). Astfel ne menținem precauția de a concluziona că toată populația de la Histria poartă în egală măsură de prezența gropilor arheologice.

Concluzii

Rezultatele acestui capitol demonstrează că abundeța țestoaselor depinde în anumite luni de prezența gropilor arheologice. Gropile arheologice, diversifică habitatul disponibil țestoaselor, în final oferindu-le un avantaj în fața constrângerilor de mediu. Ele profită de prezența gropilor pentru a se adăposti de temperaturile extreme și pentru a săpa cuiburi sau hibernacule.

Siturile arheologice au un nivel ridicat de protecție în timp ce în zonele din jurul lor biodiversitatea este redusă de presiunea umană din ce în ce mai puternică. Un aspect trebuie pus în valoare în viitoarele politici de mediu: conservarea integrativă a biodiversității și a moștenirii culturale din siturile arheologice.

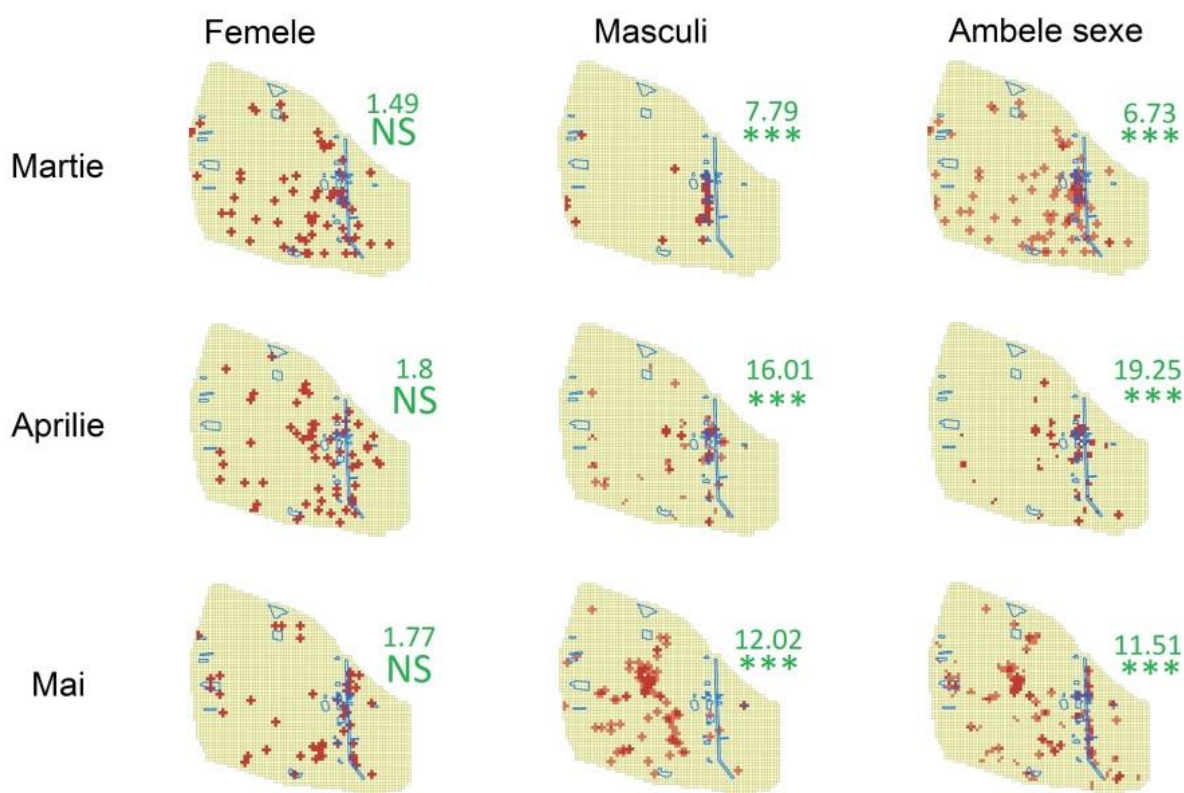
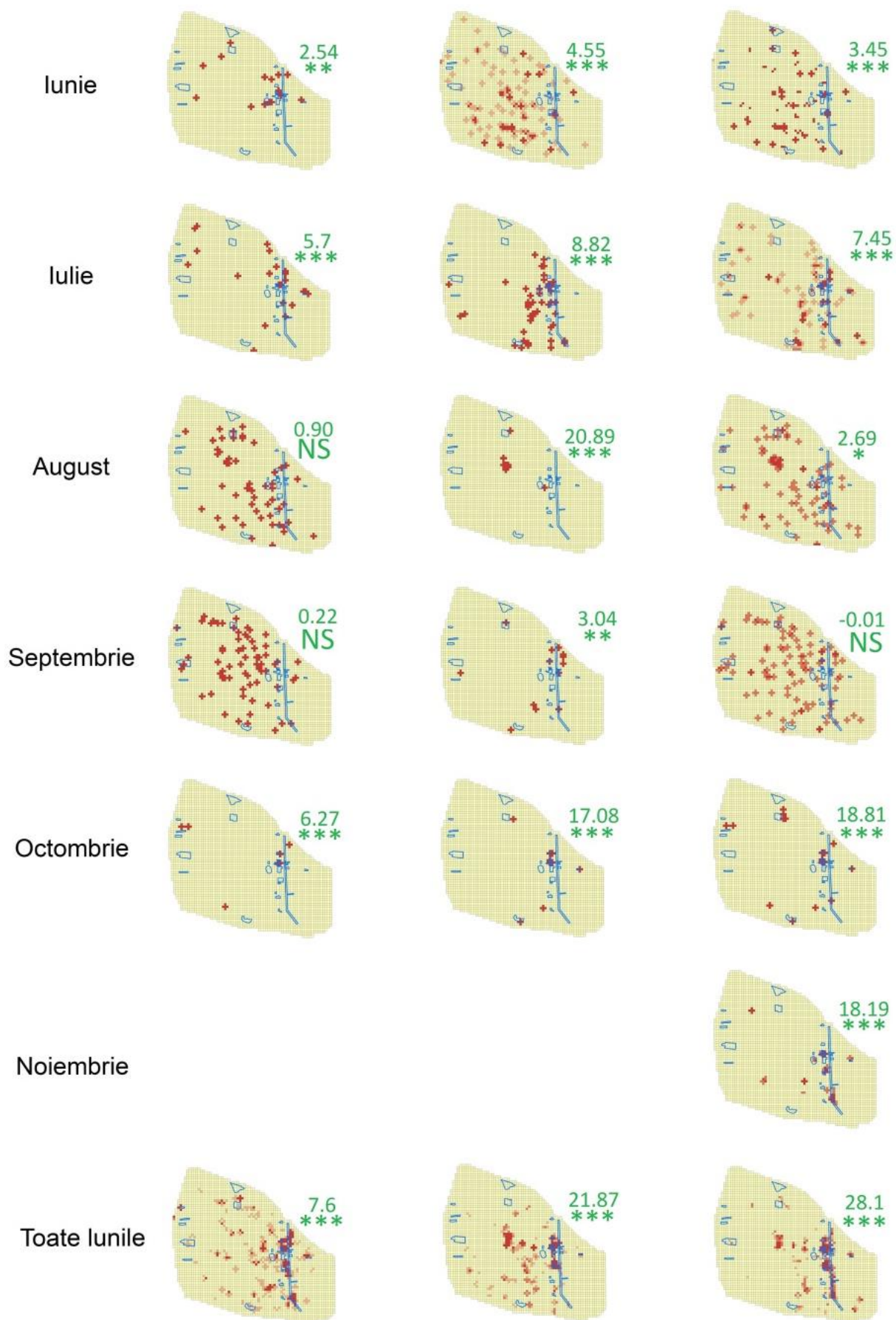


figura continuă pe pagina următoare



GiZScore



Figura 6 – Tiparele spațiale de abundență a țestoasei dobrogene în situl arheologic închis de la Complexul Arheologic Histria. Abundența este reprezentată ca număr de indivizi per celulă 10×10 m iar apoi evaluate cu ajutorul testului statistic Getis-Ord G_i^* . Scorurile Z al acestui test sunt reprezentate în nuanțe de galben și roșu. Cu verde este trecut scorul Z al testului statistic Getis-Ord General G. Pentru acesta din urmă NS – nesemnificativ statistic, * – p cuprins între 0,05 și 0,01, ** – p cuprins între 0,01 și 0,001, *** – p cuprins între 0,001 și 0. Poligoanele cu albastru suprapuse peste hărțile de abundență reprezintă sistemul de gropi arheologice.

CAPITOLUL 3

Connectivitatea peisajului pentru comunităților de amfibieni din nord-vestul Franței

Introducere

Majoritatea speciilor sunt distribuite sub forma unor metapopulații a căror viabilitate depinde de capacitatea lor de dispersie (Beier și colab. 2008). În practică, conservarea naturii asigură protecția și restaurarea coridoarelor ecologice și a altor habitate ce favorizează dispersia (Sutcliffe și colab. 2003, McRae și colab. 2012).

Speciile de amfibieni din zonele temperate au o structura metapopulațională pronunțată. Acestea produc un număr mare de urmași în ape stătătoare. După dezvoltarea larvală și metamorfoză o parte din acești juvenili vor încerca să se disperseze, iar succesul dispersiei va depinde atât de disponibilitatea bălților cât și de caracteristicile habitatelor terestre ce trebuie traversate (Marsh și Trenham 2001, Mazerolle și Desrochers 2005). În acest capitol evaluez conectivitatea populațiilor de amfibieni ca funcție a pierderii habitatelor acvatice și terestre pe o perioadă de 36 de ani, într-o zonă rurală din nord-vestul Franței. În plus, analizez cum contribuie realizarea de noi bălți la reducerea fragmentării acestor metapopulații.

Metode

Studiul a vizat partea vestică, costieră, a departamentului Pas-de-Calais din nord-vestul Franței. Peisajul acestei regiuni este predominant agricol, dominând terenurile arabile și pășunile.

Campaniile de teren au fost realizate de către Arntzen și colab. în 1974-'75 (prima campanie, I - 208 bălți) și în 2011-'12 (a doua campanie, IIa - 166 bălți). De-a lungul ultimilor zece ani, Administrația Parcului Natural Regional Caps et Marais d'Opale a creat 22 de noi bălți. Astfel, o a treia campanie de teren (i.e., IIb) a avut loc în 2012 și a vizat doar aceste bălți noi. Doisprezece specii de amfibieni au fost găsite și pot fi clasificate în funcție de abundența lor astfel: (i) comune - *Lissotriton helveticus*, *L. vulgaris*, *Ichthyosaura alpestris*, *Bufo bufo* și *Rana temporaria*; (ii) moderat comune fără declin semnificativ - *Epidalea calamita* și *Hyla arborea*; (iii) moderat comune în declin semnificativ - *Triturus cristatus* și *Alytes obstetricans* și (iv) rare - *Salamandra salamandra*, *Pelodytes punctatus* și *Pelophylax kl. esculentus*.

Datele de folosință a terenului au fost extrase de pe imagini satelitare (Curado și colab. 2011). Impedimentul pentru dispersie a fost obținut prin stabilirea unor valori de rezistență pentru fiecare clasă de utilizare a terenului (Zeller și colab. 2012). Valorile de rezistență au fost cuprinse între zero pentru impediment inexistent și o unitate pentru barieră completă în fața dispersiei (i.e., 0,0 pentru bălți, 0,1 pentru mlaștini și dune nisipoase, 0,2 pentru dunele acoperite de vegetație și carierele ce încep să se restaureze natural, 0,3 pentru pășuni, 0,5 pentru păduri, 0,9 pentru terenurile arabile și rețeaua de transport, 1,0 pentru spațiul urban).

Rutele de dispersie de la balta de origine până când eventual animalul va ajunge la o nouă baltă de reproducere au fost reprezentate cu ajutorul: i. distanțelor euclidiene (i.e., „linkuri”) între bălțile unde specia analizată este prezentă, create cu ajutorul programului Linkage Mapper (McRae și Kavanagh 2011); și ii. coridoarelor „least cost” calculate în același program dar pe baza datelor de rezistență la dispersie.

Pe baza „linkurilor” am calculat doi indici de rezistență a peisajului în fața dispersiei amfibienilor: rezistența totală care depinde de densitatea bălților și rezistența relativă care depinde de permeabilitatea habitatelor terestre. Modificările temporale ale parametrilor „linkurilor” și coridoarelor „least cost” au fost testate pentru semnificație statistică cu ajutorul testului Mann-Whitney U.

Rezultate

Numărul de bălți cu amfibieni a fost 208 la prima campanie de teren (I) și a scăzut la 166 în cea de-a doua campanie (IIa). Acestei diminuări i-a corespuns și o creștere a lungimii medii a „linkurilor” și deci a distanței pe care amfibienii trebuie să o parcurgă între bălți (Figura 7).

Calculate ca și coridoare „least cost”, rutele de dispersie au crescut în lungime în mod semnificativ pentru *A. obstetricans* ($P < 0,001$) și pentru *T. cristatus* ($P < 0,01$) însă pentru celelalte specii individual sau împreună nu s-a înregistrat o astfel de creștere. Crearea de noi bălți nu are efecte semnificative asupra acestor rezultate (Figura 7).

Rezistența totală a peisajului în fața dispersiei $\pm$ Std. Dev. urcă de la $1,89 \pm 1,21$ la $4,71 \pm 2,53$ pentru *A. obstetricans* ($p < 0,001$) și de la $2,01 \pm 1,12$ la $4,95 \pm 3,14$ pentru *T. cristatus* ($p < 0,05$). Pentru celelalte scenarii (toate speciile, *E. calamita* și *H. arborea* diferența nu este semnificativă statistic ($p > 0,05$)). Rezistența relativă urcă de la $0,58 \pm 0,14$ la $0,60 \pm 0,17$ pentru scenariul ce cuprinde toate speciile ($p < 0,01$) dar nu și pentru scenariile care vizează fiecare specie individual.

Discuții

Rezultatele acestui capitol au arătat cum conectivitatea a scăzut în cei 36 de ani dintre cele două campanii de teren și că acest declin este explicat atât de dispariția bălților cât și de diminuarea permeabilității habitatelor terestre. Acești doi factori au însă implicații diferite de la specie la specie. Când toate speciile au fost analizate în cadrul aceluiași scenariu, a rezultat o scădere a conectivității datorată schimbărilor habitatelor terestre (i.e., expansiunii terenurilor arabile în detrimentul pășunilor) și mai puțin datorată dispariției bălților de reproducere. Aceste modificări scad capacitatea efectivă de dispersie a amfibienilor, ducând probabil la o diminuare a conexiunilor metapopulaționale precum schimbul de gene (Spear și Storfer 2010, Trumbo și colab. 2013). Pentru speciile *T. cristatus* și *A. obstetricans* rezultatele au arătat că indivizii trebuie să traverseze distanțe mai mari în timpul migrațiilor între bălți, datorită dispariției dramatice a acestor habitate acvatice de-a lungul perioadei studiate.

Strategia de creare a bălților este favorabilă, chiar mai utilă decât restaurarea habitatelor terestre din jur, pentru specii precum *T. cristatus* și *A. obstetricans*. Totuși, oprirea expansiunii terenurilor arabile poate fi necesară în viitoarele strategii de conservare și este așteptat să favorizeze întreaga comunitate de amfibieni, cu atât mai mult cu cât s-a demonstrat utilitatea acestei măsuri în alte părți din Europa (Hartel și colab. 2010).

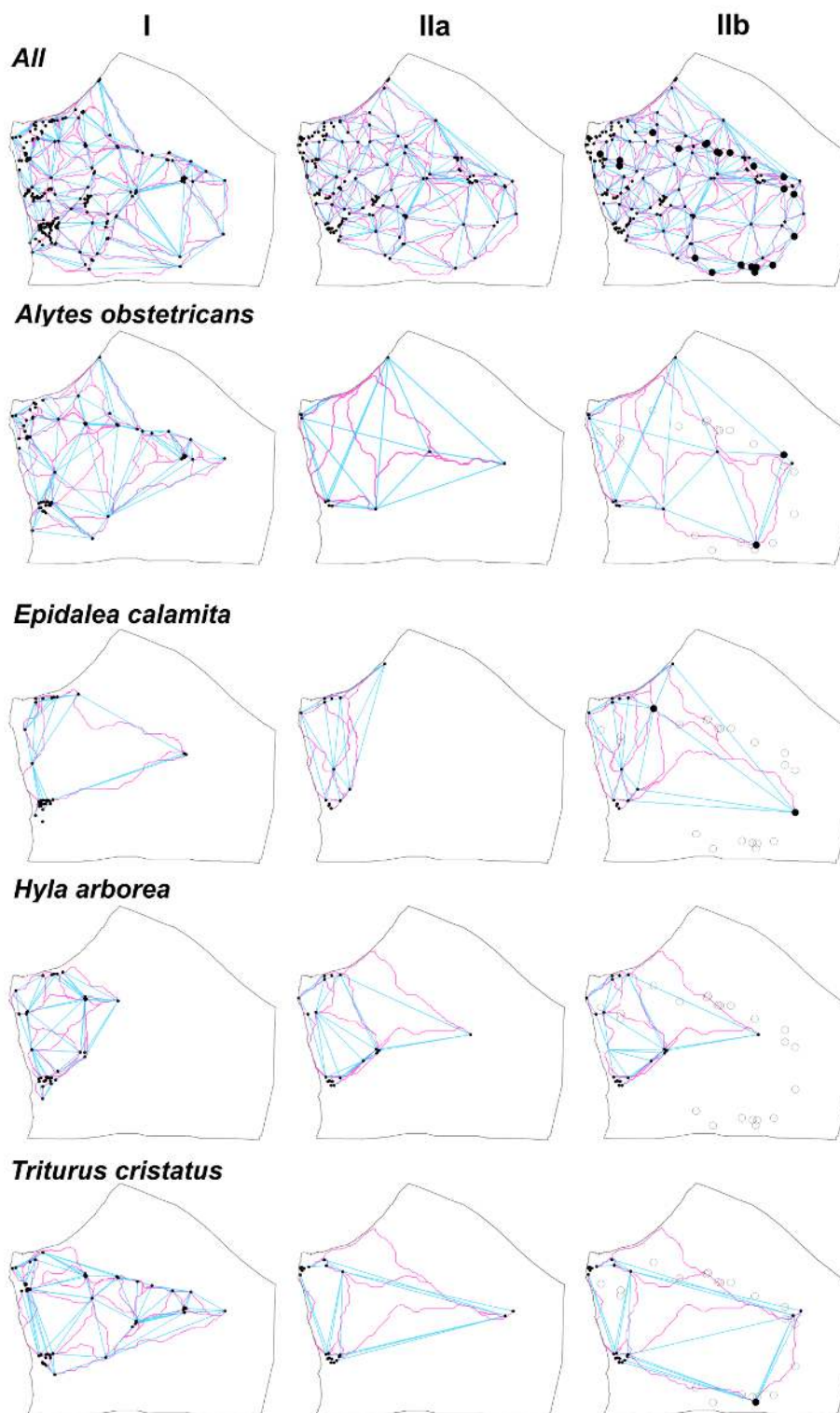


Figura 7 – „Linkurile” (liniile drepte în albastru) și coridoarele „least cost” (liniile curbe în mov) pentru speciile de amfibieni studiate în departamentul Pas-de-Calais din Nord-Vestul Franței. Bălțile ocupate de fiecare specie sunt reprezentate cu puncte negre. Panourile din stânga și centru reprezintă conectivitatea populațiilor la prima (I) și a doua campanie de teren (IIa). Panoul din dreapta face referire la ultima campanie de teren ce include și 22 de bălți noi create. În acest panou punctele mari închise și deschise reprezintă noile bălți ocupate, respectiv neocupate.

CAPITOLUL 4

Nișa ecologică și extinderea arealului broaștelor din genul *Pelobates* în contextul schimbărilor climatice

Introducere

Schimbările climatice au contribuit la declinul sau chiar extincția multor specii de amfibieni din întreaga lume (Reading 2007). Răspunsurile biologice la schimbările climatice iau de multe ori forma modificărilor de areal (Parmesan 2006), de obicei către altitudini și latitudini mai mari. Pentru a supraviețui acestor schimbări, speciile trebuie să țină pasul cu ele (Loarie et al. 2009).

Cele patru specii ale genului *Pelobates* (i.e., *P. cultripes*, *P. varaldii*, *P. fuscus* și *P. syriacus*) sunt distribuite în Europa, Africa de Nord, regiunea Caucaz, Orientul Mijlociu și au areale alopatrice, cu excepția speciilor *P. fuscus* și *P. syriacus*. Areele acestora se suprapun de-a lungul unei fâșii înguste în regiunea Dagestan din Caucaz și de-a lungul Dunării de la Marea Neagră până la Porțile de Fier. În consecință, *P. fuscus* și *P. syriacus* reprezintă un studiu de caz potrivit pentru a înțelege factorii care au determinat arealul actual al speciilor înrudite de amfibieni.

În capitolul de față mi-am îndreptat atenția pe identificarea schimbărilor potențiale ale distribuției celor două specii, cu interes special asupra modificărilor spațiale ale zonei de contact în contextul schimbărilor climatice. Obiectivele au fost: (i) să compar similaritatea nișei ecologice a celor două specii la diferite momente de timp și sub diferite scenarii climatice, (ii) să identific refugiile climatice din trecut, și (iii) să identific modificările potențiale datorate schimbărilor climatice prognozate pentru sfârșitul secolului XXI în ceea ce privește distribuția geografică.

Metode

Am creat o bază de date cu semnalări ale celor două specii (4.972 pentru *P. fuscus* și 394 pentru *P. syriacus*) extrase din lucrări publicate, colecții ale muzeelor de istorie naturală, baze de date disponibile online (www.gbif.org și <http://nhm-wien.ac.at/>), dar și date de teren ale herpetologilor români și date proprii (Anexa 2 din teza extinsă). Pentru a valida proiecțiile pentru trecut ale modelelor de nișă ecologică, am folosit semnalări fosile datând din ultima

eră interglaciară (LIG) obținute din bazele de date Lisanfos KMS (Martín și Sanchiz 2013), FOSFARBASE (Böhme și Ilg 2003), și Holman (1998).

Din datele climatice WorldClim (Hijmans et al. 2005), am selectat șapte variabile, aceleași pentru ambele specii: temperatura medie anuală, izotermalitatea, sezonalitatea termică, temperatura minimă a celei mai reci luni, sezonalitatea hidrică, precipitațiile din perioada verii, și precipitațiile din perioada iernii. Pentru condițiile climatice din trecut, am folosit două simulări pentru ultimul maxim glaciatic - LGM (i.e., MIROC și CCSM; Collins et al. 2006), și un scenariu pentru LIG (Otto-Bliesner et al. 2008). Pentru a evalua efectele schimbărilor climatice prognozate pentru viitorul apropiat, am folosit scenariul A1B dezvoltat de IPCC în programul The Third Hadley Global Circulation Model. Acest scenariu a fost utilizat pentru trei intervale de timp: 2030, 2050 și 2080.

Am folosit algoritmul matematic al Entropiei Maxime implementat în programul Maxent de către Phillips et al. (2006), pentru a genera modele ale nișelor ecologice ale celor două specii și pentru a proiecta aceste modele în trecut și viitor. Pentru a compara interpretabilitatea între semnalările prezente și cele fosile, am calculat Indicele Omission Error astfel: pentru predicția bazată pe semnalările din prezent am proiectat în trecut și calculat indicele „Omission Error” folosind semnalările fosile și vice versa.

Am folosit rezultatele programului Maxent pentru a calcula Indicele Schoener's D, un indice de similaritate a spațiului de nișă derivat de Schoener (1968) și implementat în programul ENMTools (Warren et al. 2008). Acest indice ia valori între 0 (fără similaritate între nișele a două specii) și 1 (nișă identică).

Rezultate

Distribuția potențială corespunzătoare climatului actual s-a extins în afara arealului cunoscut în regiunea Dagestan din Georgia și Azerbaijan pentru *P. fuscus* și către vest în Bazinul Mediteranei (e.g., Peninsula Italică), către nord în Câmpia Panonică, și la Nord de Marea Neagră pentru *P. syriacus* (Figura 8a).

Distribuția potențială corespunzătoare climatului din LIG a inclus Arhipelagul Britanic, Franța, dar și zone vaste din Nordul Europei (Peninsula Iutlanda; Figura 8b) pentru specia *P. fuscus* și zone extinse către nord în Balcani și Caucaz pentru specia *P. syriacus*. Am obținut o performanță predictivă bună a semnalărilor fosile atunci când am proiectat modelul de nișă al climatului actual către condițiile climatice din LIG atât pentru *P. fuscus* (indicele Omission Error = 4,1 %) cât și pentru *P. syriacus* (indicele Omission Error = 16,6 %). Favorabilitatea climatică din LGM a fost restricționată la Câmpia Panonică, Peninsula Italică,

regiunea Carpaților și cea a Caucazului pentru *P. fuscus* și la numai trei refugii pentru *P. syriacus*: Israel, regiunea Caucaz, și Balcanii de Sud (Figurile 8c și 8d).

Distribuția potențială corespunzătoare climatului din viitor sugerează că partea vestică a arealului speciei *P. fuscus* își va menține favorabilitatea climatică, însă se va simți o scădere a favorabilității în partea centrală (Figura 8e). Favorabilitatea climatică a speciei *P. syriacus* tinde să scadă în extremitatea sudică a arealului (25–30° N) (Figura 8e). Latitudinile mai mari vor avea o favorabilitate climatică mai mare pentru ambele specii (Figura 8e).

Modelele de nișă ecologică din prezent și LIG au valori asemănătoare ale indicelui de similaritate ($D_{\text{PREZENT}} = 0,30$, $D_{\text{LIG}} = 0,26$) în timp ce valorile calculate pentru condițiile climatice din LGM sunt mai mici ($D_{\text{CCSM}} = 0,15$, $D_{\text{MIROC}} = 0,20$). Similaritatea de nișă a fost prognozată să crească până în 2080 ($D_{2080} = 0,60$).

Discuții

Modelele de nișă ecologică corespunzătoare climatului din prezent au prezis că distribuția potențială a ambelor specii se extinde în afara arealului cunoscut, mai ales către sud pentru *P. fuscus* și către nord pentru *P. syriacus*, sugerând că distribuția lor geografică nu este în echilibru cu climatul. Este de presupus că alți factori precum competiția și barierele geografice sunt responsabili de suprapunerea limitată a celor două areale.

Condițiile climatice din LIG au delimitat o distribuție potențială ce se extinde către vest pentru *P. fuscus* și către nord pentru *P. syriacus*, ducând la o mai mare similaritate a nișei respectiv la o suprapunere potențială de areal mai mare. Extinderea către nord a favorabilității climatice a speciei *P. syriacus* în climatul LIG a acoperit Câmpia Panonică, Ucraina, și regiunea Dagestan. Cu toate acestea, munții Carpați și Caucaz au acționat ca bariere biogeografice întrucât nu au fost găsite fosile în regiunile amintite. Rezultatele modelelor noastre sunt similare cu cele ale studiilor filogenetice care au evidențiat că barierele montane au limitat modificările de areal pentru amfibienii din Europa (Arntzen et al. 2007). Climatul din LGM a creat refugii cam în aceleași regiuni pentru ambele specii, regiuni ce corespund cu zona de contact din prezent, în concordanță cu refugiile prezise și pentru alți amfibieni (e.g., genul *Triturus*; Wielstra et al. 2013).

În condițiile climatice din viitor, similaritatea nișei ecologice a arătat o creștere rapidă. Pentru *P. fuscus* partea vestică a arealului își va menține favorabilitatea climatică, partea centrală își va pierde favorabilitatea, iar cea estică va înregistra creșteri de favorabilitate. Pentru *P. syriacus*, mai ales populațiile sudice își vor pierde spațiul climatic, fiind așteptată o deplasare către nord a arealului. Aceste rezultate sunt în concordanță cu

Popescu et al. (2013) care a evaluat modificările potențiale de areal a amfibienilor și reptilelor din România.

Chiar dacă spațiul climatic va rămâne favorabil, declinul sever datorat activităților antropice ar putea pune în pericol aceste specii (Nyström et al. 2002). Spre exemplu, chiar dacă condițiile climatice în partea vestică a arealului speciei *P. fuscus* vor susține viabilitatea populațiilor pierderea habitatelor va amenința persistența lor (Bonk și Pabijan 2010).

Concluzii

Modelele climatice din prezent au scos în evidență o distribuție care nu este încă în echilibru cu climatul la limita sudică a arealului pentru *P. fuscus* și la cea nordică pentru *P. syriacus*. Către sfârșitul secolului XXI, teritoriile nordice au fost prezise să ofere un spațiu climatic din ce în ce mai favorabil pentru ambele specii. Similaritatea nișelor ecologice a celor două specii a fost proiectată să crească rapid, în mai puțin de 100 de ani, sugerând că aceste schimbări climatice rapide pot destabiliza legăturile între spațiile biotice și abiotice pentru speciile studiate.

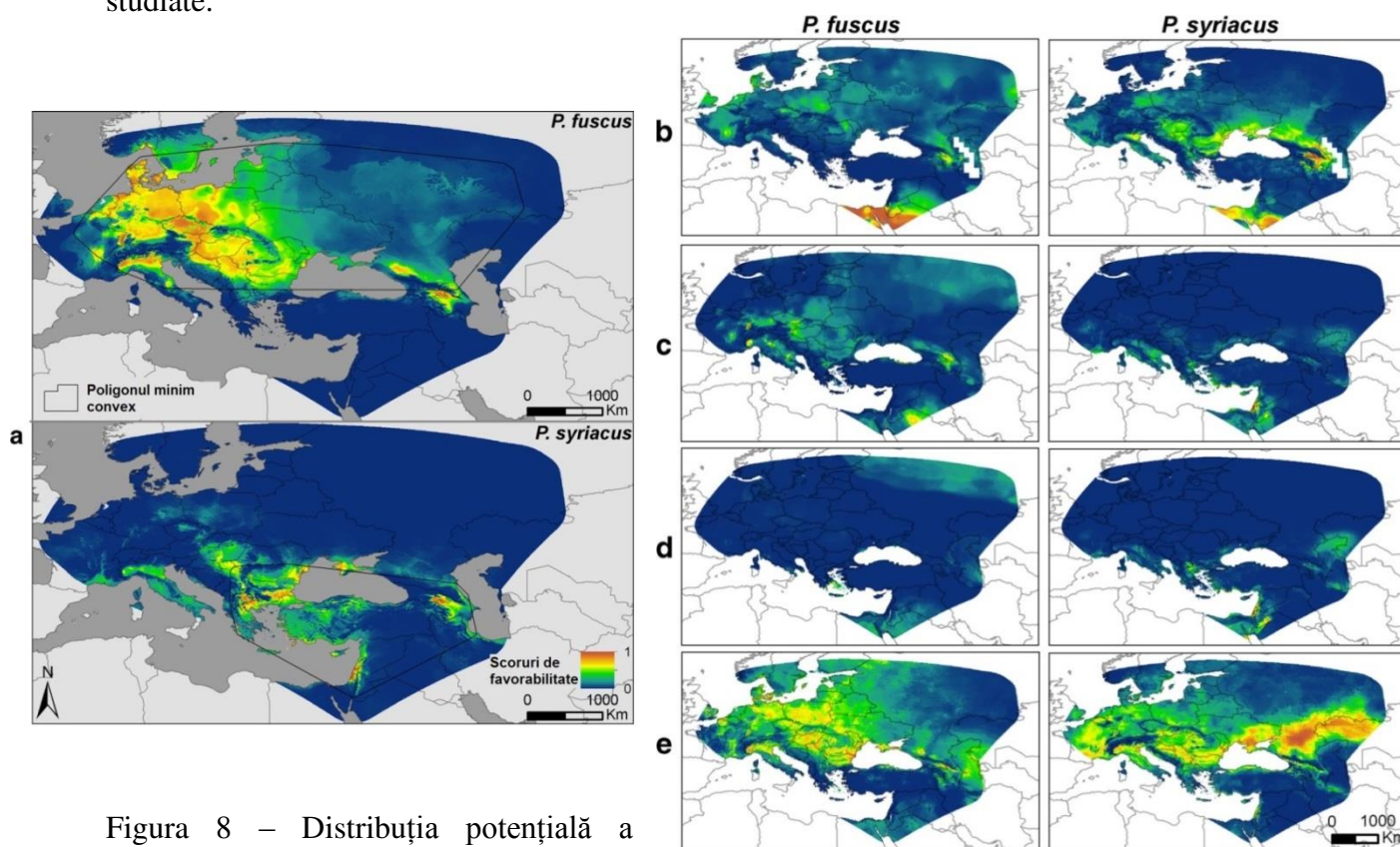


Figura 8 – Distribuția potențială a speciilor *P. fuscus* și *P. syriacus* în: (a) climatul prezent, (b) climatul din LIG, (c) climatul din LGM scenariul MIROC, (d) scenariul din LGM scenariul CCSM, și (e) scenariul climatic A1B pentru 2080. Zona de studiu unește poligoanele minim convexe ale celor două specii și o zonă tampon adițională de 335 km care include toate semnalările fosile.

CONCLUZII GENERALE

Această teză de doctorat și-a propus să testeze utilitatea modelelor spațiale în managementul biodiversității folosind amfibienii și reptilele ca studii de caz. În acest context am evaluat calitatea datelor spațiale ale amfibienilor și reptilelor (Capitolele 1.1, 1.2 și 1.3) după care am prezentat trei studii de caz care demonstrează utilitatea modelelor spațiale în studiul și managementul biodiversității la scară locală (Capitolul 2), regională (Capitolul 3) și la scara arealului unei specii (Capitolul 4).

Capitolul 1.1.

Tiparele spațiale identificate în acest capitol scot în evidență o inventariere uniformă a distribuției amfibienilor în centrul și vestul țării și o lipsă de interes către regiunea de sud. Pentru reptile modelele spațiale scot în evidență, o inventariere intensă în regiunile uscate și mai calde din sud-vest și sud-est și o inventariere mai redusă dar relativ uniformă în restul țării. Aceste analize oferă un punct critic asupra calității datelor de distribuție disponibile până la acest moment pentru România și își vor dovedi utilitatea în realizarea unor planuri naționale de conservare.

Capitolul 1.2.

La nivel național, relația indicelui Completeness cu intervalul de altitudine este pozitivă, indicele fiind mare la altitudini mari (i.e., inventariere completă a zonelor montane) și mic la altitudini joase (i.e., inventariere deficitară a zonelor de câmpie), sugerând că cercetătorii din România consideră mai atractive zonele montane decât cele de câmpie. Relația indicelui Completeness cu suprafața ocupată de arii protejate este pozitivă, valorile indicelui crescând proporțional cu creșterea suprafeței protejate. Acest lucru sugerează că atractivitatea ariilor protejate crește efortul de inventariere la nivel național în detrimentul zonele neprotejate ce adăpostesc populații mari de amfibieni, chiar dacă nu neapărat din specii carismatice (e.g., Lunca Dunării, cursul inferior al Oltului, Câmpiile Bărăganului și Siretului Inferior). Relația indicelui Completeness cu distanța până la orașele unde activează herpetologi este negativă, efortul de inventariere scăzând odată cu creșterea distanței față de orașe. Relația între efortul de inventariere și distanța până la orașele unde activează herpetologi are efect limitativ asupra calității și utilității datelor naționale de distribuție.

Capitolul 1.3.

În acest capitol raportează prezența speciei *P. syriacus* în 36 de locații noi în România. În județul Galați raportează prezența speciei cu peste 40 de km mai la nord față de arealul cunoscut până la acest moment. În județul Mehedinți am raportat prezența speciei la 50 km mai la vest față de ultima semnalare cunoscută. Mai mult, specia a fost detectată într-un

număr mare de locații în Câmpia Bărăganului și în lungul Dunării de unde anterior aproape lipsea. Sugerăm că motivul pentru care aceste regiuni sunt sub-inventariate este lipsa de atractivitate pentru herpetologi dat fiind peisajul agricol. Cu toate acestea, rezultatele din acest capitol sugerează că peisajul agricol poate menține populații viabile de amfibieni probabil datorită prezenței canalelor de irigație și a lacurilor și iazurilor de câmpie.

Aceste rezultate au implicații asupra statutului de conservare a speciei în România și Uniunea Europeană demonstrând existența dezechilibrelor în hărțile naționale de distribuție.

Capitolul 2.

Densitatea observată a crescut de la 5,1 în 2012 la 12,1 țestoase pe hectar în 2015 ca urmare a efortului de prelevare mai intens. Structura pe greutate a populației este dominată de indivizi cu greutate în jurul a 2000 g. Structura pe stadii de dezvoltare este dominată de adulți, femelele sunt cele mai numeroase 35,5 %, urmate de masculi, 32,2% (raport masculi-femele echilibrat = 1,1). Totuși juvenili au o proporție ridicată, 19,4 % în timp ce subadulții au fost în număr mai redus 12,7 %. Toate aceste rezultate sugerează că populația este în continuare tânără și viabilă în habitatul modificat de arheologi.

Masculii și femelele au fost pe rând avantajați de prezența gropilor arheologice astfel: masculii în prima parte a primăverii când temperatura este încă scăzută, femelele în sezonul de depunere a ouălor, masculii în perioada caldă din a doua parte a verii, și ambele sexe în octombrie înainte de hibernare, cât și în timpul hibernării.

În final am scos în evidență importanța unei abordări comune de conservare a biodiversității din aceste situri care trebuie făcută într-o manieră integrativă alături de arheologi.

Capitolul 3.

Dispariția bălților și schimbările de peisaj ce au loc în jurul bălților, au implicații diferite în declinul conectivității, implicații ce diferă de la specie la specie. *A. obstetricans* și *T. cristatus* trebuie să facă față unor distanțe semnificativ mai mari în timpul migrațiilor deoarece bălțile lor de reproducere au dispărut. Când toate speciile au fost analizate împreună, declinul conectivității s-a datorat schimbărilor de peisaj, nu dispariției bălților.

Considerăm utilă restaurarea bălților de reproducere, fiind o soluție chiar mai bună decât refacerea habitatelor terestre pentru speciile în declin semnificativ. Cu toate acestea recomandăm reducerea declinului pășunilor și dunelor costiere în viitoarele politici agricole.

Capitol 4.

Cele două nișe ecologice se extind în afara arealului de distribuție actual, către sud pentru *P. fuscus*, și către nord și vest pentru *P. syriacus*. Acest rezultat sugerează că distribuția actuală nu este în echilibru cu climatul. Distribuția din timpul ultimei ere

interglaciare a inclus pentru *P. fuscus* Arhipieleagul Britanic, dar și zone extinse din vestul, centrul și nordul Europei, în timp ce *P. syriacus* era extins spre nord în Balcani. Validarea cu ajutorul semnalărilor fosile a scos în evidență o performanță predictivă bună a proiecțiilor pentru trecut. În timpul ultimului maxim glaciatic favorabilitatea climatică a persistat doar în refugii din sudul Europei, Bazinul Panonic și Caucaz pentru *P. fuscus*, și Israel, sudul Balcanilor și Caucaz pentru *P. syriacus*. Modelul de distribuție potențială pentru prezent scoate în evidență o similaritate a nișei destul de redusă între cele două specii, comparabilă cu ultima eră interglaciatică, însă proiecțiile către anul 2080 au scos în evidență o creștere semnificativă a acestei similarități. Rezultatele acestor proiecții au implicații în managementul populațiilor sintopice ale celor două specii. Întrucât arealul comun al celor două specii este așteptat să se mărească în contextul schimbărilor climatice, sunt posibile dezechilibre competiționale care ar duce la declinul uneia dintre specii.

BIBLIOGRAFIE SELECTIVĂ

- Adriaensen F, Chardon JP, De Blust G, Matthysen E (2003) The application of ‘least-cost’ modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64(4):233-247.
- Andrén H (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. *Oikos* 71(3):355-366.
- Andreu AC, Díaz-Paniagua C, Keller A (2000) La tortuga mora (*Testudo graeca* L.) en Doñana. Monografías de Herpetología. Vol.V. Barcelona. Asociación Herpetológica Española. 70 pg.
- Arntzen JW, Espregueira Themudo G, Wielstra B (2007) The phylogeny of crested newts (*Triturus cristatus* superspecies): nuclear and mitochondrial genetic characters suggest a hard polytomy, in line with the paleogeography of the centre of origin. *Contributions to Zoology* 76:261–278.
- Ballestar R, Anadón JD, Giménez A, López G, Pérez I (2004) Variaciones locales en parámetros poblacionales de tortuga mora (*Testudo graeca graeca*) en el sureste ibérico. Málaga. VIII Congreso Luso-Español de Herpetología, Libro de resúmenes. 64 pg.
- Băcescu M (1954) *Pelobates syriacus balcanicus* Karaman, o broască nouă pentru fauna R.P.R. Comunicările Academiei R.P.R. 4:483-490.
- Beier P, Majka DR, Spencer WD (2008) Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology* 22:836-851.
- Bender DJ, Contreras TA, Fahrig L (1998) Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79(2):517-533.
- Bonk M, Pabijan M (2010) Changes in a regional batrachofauna in south-central Poland over a 25 year period. *North-Western Journal of Zoology* 62:25–244.
- Botts EA, Erasmus BF, Alexander GJ (2011) Geographic sampling bias in the South African Frog Atlas Project: Implications for conservation planning. *Biodiversity and Conservation* 20: 119–139.
- Böhme M, Ilg A (2003) fosFARbase, www.wahre-staerke.com/ Accesat 8 Iunie 2012.

- Buică G (2013) Studiul unei populații izolate de *Testudo graeca* din Dobrogea. Teză de doctorat. Universitatea Ovidius Constanța, Constanța, România.
- Buică G, Iosif R, Cogălniceanu D (2013) Demography and conservation of an isolated Spur-thighed tortoise *Testudo graeca* population in Dobrogea (Romania). *Ecologia Balkanica* 5: 97-106.
- Burel F, Butet A, Delettre YR, Millán de la Peña N (2004) Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification. *Landscape and Urban Planning* 67(1–4):195-204.
- Chapman AD (1999) Quality control and validation of point-sourced environmental resource data. In Lowell K, Jaton A (Editori) *Spatial accuracy assessment Land information uncertainty in natural resources*. Ann Arbor Press, Chelsea, MI, 409–418.
- Cheung WWL, Lam VWY, Sarmiento JL, Kearney K, Watson R, Pauly D (2009) Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries* 10(3):235-251.
- Collins WD, Bitz CM, Blackmon ML, Bonan GB, Bretherton CS, Carton JA, Chang P, Doney SC, Hack JJ, Henderson TB, Kiehl JT, Large WG, McKenna DS, Santer BD, Smith RD (2006) The Community Climate System Model Version 3 (CCSM3). *Journal of Climate* 19:2122–2143.
- Colwell RK, Mao CX, Chang J (2004) Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85, 2717-2727.
- Colwell RK, Chao A, Gotelli NA, Lin SY, Mao CX, Chazdon RL, Longino JT (2012) Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5:3-21.
- Compton B, McGarigal K, Cushman S, Gamble L (2007) A resistant-kernel model of connectivity for amphibians that breed in vernal pools. *Conservation Biology* 21:788-799.
- Costa GC, Schlupp I (2010) Biogeography of the Amazon molly: ecological niche and range limits of an asexual hybrid species. *Global Ecology and Biogeography*, 19:442–451.
- Cogălniceanu D, Székely P, Samoilă C, Iosif R, Tudor M, Plăiașu R, Stănescu F, Rozyłowicz L (2013a) Diversity and distribution of amphibians in Romania. *ZooKeys* 296:35-57.
- Cogălniceanu D, Rozyłowicz L, Székely P, Samoilă C, Stănescu F, Tudor M, Székely D, Iosif R (2013b) Diversity and distribution of reptiles in Romania. *ZooKeys* 341: 49–76.
- Curado N, Hartel T, Arntzen JW (2011) Amphibian pond loss as a function of landscape change – A case study over three decades in an agricultural area of northern France. *Biological Conservation* 144:1610-1618.
- Džukić G, Beskov V, Sidorovska V, Cogălniceanu D, Kalezić, M (2008) Contemporary chorology of the spadefoot toads (*Pelobates* spp.) in the Balkan Peninsula. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 15:61–78.
- Ferraz G, Nichols JD, Hines JE, Stouffer PC, Bierregaard RO, Lovejoy TE (2007) A large-scale deforestation experiment: Effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Science* 315(5809):238-241.
- Firbank LG, Petit S, Smart S, Blain A, Fuller RJ (2008) Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 363(1492):777-787.
- Fortin MJ, Dale M (2005) *Spatial Analysis. A guide for ecologists*. Cambridge University Press, Cambridge, 365 pg.
- Fuhn IE (1960) *Amphibia*. Editura Academiei RPR, București, 228 pg.
- Fuhn IE, Vancea Ș (1961) *Reptilia (Țestoase, Șopîrle, Șerpi)*. Fauna RPR, 14(2). Editura Academiei RPR, București, 352 pg.
- Gasc J-P, Cabela A, Crnobrnja-Isailovic J, Dolmen D, Grossenbacher K, Haffner P, Lescure J, Martens H, Martinez Rica JP, Maurin H, Oliveira ME, Sofianidou TS, Veith M,

- Zuiderwijk A (Editori) (1997) Atlas of amphibians and reptiles in Europe. Paris, 496 pg.
- Getis A, Ord JK (2010) The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geographical Analysis* 24: 189–206
- Graham CH, Hijmans RJ (2006) A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. *Global Ecology and Biogeography* 15: 578–587.
- Guisan A, Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147–186.
- Hailey A, Willemsen RE (2000) Population density and adult sex ratio of the tortoise *Testudo hermanni* in Greece: evidence for intrinsic population regulation. *Journal of Zoology*, 251:325-338.
- Hartel T, Schweiger O, Öllerer K, Cogălniceanu D, Arntzen JW (2010) Amphibian distribution in a traditionally managed rural landscape of Eastern Europe: Probing the effect of landscape composition. *Biological Conservation* 143(5):1118-1124
- Hirzel AH, Le Lay G, Helfer V, Randin C, Guisan A (2006) Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling* 199:142-152.
- Holman JA (1998) Pleistocene amphibians and reptiles in Britain and Europe. USA: Oxford University Press
- Hortal J, Lobo JM, Jiménez-Valverde A (2007) Limitations of biodiversity databases: case study on seed-plant diversity in Tenerife, Canary Islands. *Conservation Biology* 21(3):853-63.
- Iosif R, Papes M, Samoilă C, Cogălniceanu D (2014) Climate induced shifts in the niche similarity of two related spadefoot toads (genus *Pelobates*). *Organisms Diversity and Evolution* 14:397-408.
- IUCN (2013) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <http://www.iucnredlist.org> (accesat 05.02.2013).
- Jarvis A, Reuter H, Nelson A, Guevara E (2008) Hole-filled SRTM for the globe Version 4. CGIAR-SXI SRTM 90m database: <http://srtm.csi.cgiar.org> (accesat 05.02.2013).
- Kaddour KB, Slimani T, Mouden EHE, Lagarde F, Bonnet T (2006) Population structure, population density and individual catchability of *Testudo graeca* in the Central Jbilet (Morocco). *Vie et Milieu*, 56(1):49-54.
- Lambert MK (1997) Effects of pesticides on amphibians and reptiles in Sub-Saharan Africa. In: Ware G. (ed), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Springer New York, pg. 31-73.
- Loarie SR, Duffy PB, Hamilton H, Asner GP, Field CB, Ackerly DD (2009) The velocity of climate change. *Nature* 462:1052–1055.
- Lobo JM, Baselga A, Hortal J, Jiménez-Valverde A, Gómez JF (2007) How does the knowledge about the spatial distribution of Iberian dung beetle species accumulate over time? *Diversity and Distributions* 13(6):772-780.
- Loureiro A, Ferrand N, Carretero MA, Paulo O (2010) Atlas dos anfíbios e répteis de Portugal. Sfera do Caos, Lisboa, 256 pg.
- Marsh DM, Trenham PC (2001) Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15: 40-49.
- Martín C, Sanchiz B (2013) Lisanfos KMS. Version 1.2. <http://www.lisanfos.mncn.csic.es/>. Museo Nacional de Ciencias Naturales, MNCN-CSIC. Madrid, Spain (accesat 8 iunie 2012).
- Mazerolle MJ, Desrochers A (2005) Landscape resistance to frog movements. *Canadian Journal of Zoology* 83:455-464.
- McRae BH (2006) Isolation by resistance. *Evolution* 60(8):1551–1561.
- McRae BH, Hall SA, Beier P, Theobald DM (2012) Where to restore ecological connectivity? Detecting barriers and quantifying restoration benefits. *PLoS ONE* 7:e52604.

- McRae BH, Kavanagh DM (2011) Linkage Mapper Connectivity Analysis Software. The Nature Conservancy, Seattle WA. Disponibil la: <http://code.google.com/p/linkage-mapper/>.
- Moilanen A, Hanski I (1998) Metapopulation dynamics: Effects of habitat quality and landscape structure. *Ecology* 79(7):2503-2515.
- Nyström P, Birkedal L, Dahlberg C, Brönmark C (2002) The declining spadefoot toad *Pelobates fuscus*: calling site choice and conservation. *Ecography* 25:488-498.
- Nöllert A (1990) Die Knoblauchkröte. Die Neue Brehm-Bücherei. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Ord JK, Getis A (1995) Local spatial autocorrelation statistics: distributional issues and an application. *Geographical analysis* 27:286-306.
- Otto-Bliesner BL, Marshall SJ, Overpeck JT, Miller G, Hu HA & CAPE Last Interglacial Project members (2006) Simulating arctic warmth and icefield retreat in the Last Interglaciation. *Science* 311:1751-1753.
- Parnesan C (2006) Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37:637-669.
- Pearson RG, Dawson TP (2003) Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12(5):361-371.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.
- Popescu VD, Rozyłowicz L, Cogălniceanu D, Niculae IM, Cucu AL (2013) Moving into protected areas? Setting conservation priorities for Romanian reptiles and amphibians at risk from climate change. *PLoS ONE*, 8, e79330.
- Reading CJ (2007) Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. *Oecologia* 151(1):125-131.
- Rey V, Groza O, Ianoș I, Pătroescu M (2007) Atlas de la Roumanie. Reclus, Montpellier and Paris, France, 211 pg.
- Rodríguez MÁ, Belmontes JA, Hawkins BA (2005) Energy, water and large-scale patterns of reptile and amphibian species richness in Europe. *Acta Oecologica* 28: 65-70.
- Romo H, García-Barros E, Lobo JM (2006) Identifying recorder-induced geographic bias in an Iberian butterfly database. *Ecography* 29(6):873-885.
- Saura S, Torné J (2009) Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24:135-139.
- Schoener TW (1968) The anolis lizards of Bimini: resource partitioning in a complex fauna. *Ecology* 49:704-726.
- Seibert S, Belzer WR (2013) Diverse movement patterns of North America's Eastern Box Turtle (*Terrapene carolina carolina* L.). Part 1: Extremes of High and Low Site Fidelity. *IRCF Reptiles & Amphibians* 20(2):53-74.
- Sidorovska V, Ljubisavljevic K, Džukić G, Kalezić ML (2002) Tadpole morphology of two spadefoot toads (*Pelobates fuscus* and *P. syriacus*) (Amphibia, Anura, Pelobatidae). *Spixiana* 25:183-191.
- Sillero N, Campos J, Bonardi A, Corti C, Creemers R, Crochet PA, Isailovi JC, Denoël M, Ficetola GF, Gonçalves J, Kuzmin S, Lymberakis P, de Pous P, Rodríguez A, Sindaco R, Speybroeck J, Toxopeus B, Vieites DR, Vences M (2014) Updated distribution and biogeography of amphibians and reptiles of Europe. *Amphibia-Reptilia* 35:1-31.
- Slimani T, Mouden EHE, Kaddour KB (2002) Structure et dynamique de population de *Testudo graeca graeca* L. 1758 dans les Jbilet Centrales, Maroc. *Chelonii* 3:200-207.
- Spear SF, Storfer A (2010) Anthropogenic and natural disturbance lead to differing patterns of gene flow in the Rocky Mountain tailed frog, *Ascaphus montanus*. *Biological Conservation* 143:778-786.

- Sutcliffe, OL, Bakkestuen V, Fry G, Stabbetorp OD (2003) Modelling the benefits of farmland restoration: methodology and application to butterfly movement. *Landscape and Urban Planning* 63:15-31.
- Thuiller W, Lafourcade B, Engler R, Araújo MB (2009) BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32(3):369-373.
- Trumbo DR, Spear SF, Baumsteiger J, Storfer A (2013) Rangewide landscape genetics of an endemic Pacific northwestern salamander. *Molecular Ecology* 22:1250-1266.
- Urban D, Keitt T (2001) Landscape connectivity: A graph-theoretic perspective. *Ecology* 82(5): 1205-1218.
- Vanderplank SE, Mata S, Ezcurra E (2014) Biodiversity and archeological conservation connected: Aragonite shell middens increase plant diversity. *BioScience*.
- Vulpe A (2014) Histria after 100 years of archaeological research. *Materiale și Cercetări Arheologice* 10:29-34.
- Warren DL, Glor RE, Turelli M (2008). Environmental niche equivalency versus conservatism: quantitative approaches to niche evolution. *Evolution* 62:2868–2883.
- Wielstra B, Crnobrnja-Isailović J, Litvinchuk S, Reijnen B, Skidmore A, Sotiropoulos K, Toxopeus AG, Tzankov N, Vukov T, Arntzen JW (2013) Tracing glacial refugia of *Triturus* newts based on mitochondrial DNA phylogeography and species distribution modeling. *Frontiers in Zoology* 10:1–14.
- Wolff JO, Schaubert EM, Edge WD (1997) Effects of habitat loss and fragmentation on the behavior and demography of gray-tailed voles. *Conservation Biology* 11(4):945-956.
- Zafra-Calvo N, Lobo JM, Suzart de Albuquerque F, Cabezas F, Espigares T, Olalla-Tárraga MA, Pérez del Val J, Rueda M, Velayos M, Rodríguez MA (2010) Deriving species richness, endemism, and threatened species patterns from incomplete distribution data in the Bioko Island, Equatorial Guinea. *Natureza & Conservação* 8(1):1-5.
- Zeller K, McGarigal K, Whiteley A (2012) Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecol* 27:777-797.