



Universitatea „Babeș-Bolyai” Cluj-Napoca
Facultatea de Biologie și Geologie

Pavel Dan TURTUREANU

**Fitodiversitatea și importanța cenotică a
golurilor din pădurile nemorale ale
Munților Trascău**

Rezumatul tezei de doctorat

Conducător Științific,
Prof. dr. Vasile CRISTEA

2012

Cuprinsul tezei

Mulțumiri	3
Rezumat	6
Obiectivele tezei	7
Capitolul I: Considerații generale	9
1.1. Biodiversitatea: distribuția spațio-temporală a organismelor.....	9
1.2. Golurile pădurilor, ecosisteme model pentru studiul fitodiversității	11
1.3. Cadrul fizico-geografic și vegetația Munților Trascău	13
Capitolul II: Pădurile nemorale din Munții Trascău: clasificare fitosociologică numerică utilizând optimizarea partiționării	19
2.1. Introducere	19
2.2. Materiale și metode	20
2.3. Rezultate	25
2.4. Discuții	33
Capitolul III: Flora și vegetația golurilor pădurilor nemorale din Munții Trascău: caracterizare generală	40
3.1. Introducere	40
3.2. Materiale și metode	42
3.3. Rezultate	44
3.4. Discuții	53
Capitolul IV: Relevanța structurală și ecologică a unor indici de fitodiversitate în interiorul golurilor din Munții Trascău	60
4.1. Introducere	60
4.2. Materiale și metode	63
4.3. Rezultate	69
4.4. Discuții	75
Capitolul V: Evidențierea unor pattern-uri de fitodiversitate într-un complex de goluri de pe masivul Ugerului (nord-vestul Munților Trascău)	79
5.1. Introducere	79
5.2. Materiale și metode	82
5.3. Rezultate	86
5.4. Discuții	89
Concluzii generale	95
Bibliografie	98
Lista lucrărilor publicate, cu subiect din teză	114
Anexe	115

Cuvinte cheie:

- Diversitate
- Bogăție specifică
- Beta diversitate
- Partiționare
- Clasificare fitosociologică
- OptimClass
- Conservare
- Apuseni
- Trascău
- România

CAPITOLUL I

Considerații generale

1.1. Biodiversitatea: distribuția spațio-temporală a organismelor

Diversitatea vegetală (sau fitodiversitatea, principala tematică a prezentei teze de doctorat) poate fi considerată la mai multe nivele, variind de la cel genetic la specii, comunități, ecosisteme sau chiar peisaje.

Cercetarea în acest domeniu a realizat mari progrese în tehnicile de evaluare a diversității, ca instrument eficace de apreciere a schimbărilor suferite de către diferitele ansambluri vegetale (Tuomisto 2010). Multe dintre aceste tehnici nu au fost acceptate, ori s-au utilizat restrâns. Întrucât structura vegetației din fiecare regiune este afectată de factori locali, precum topografia, tipul de substrat, hidrografia sau regimul de perturbații, nu încapă îndoială cu privire la faptul că tehnicile generale nu sunt mereu potrivite pentru condiții particulare (Anderson *et al.* 2011).

1.2. Golurile pădurilor, ecosisteme model pentru studiul fitodiversității

Aparițiile *golurilor* (deschiderilor) în păduri reprezintă evenimente naturale și/sau artificiale cu caracter de perturbație. În regiunea studiată, acestea au fost cauzate mai cu seamă de om, prin exploatări, urmate de instalarea și menținerea până la momentul actual a unei vegetații de tip secundar (fig. 1.2). Ca urmare, compoziția vegetației golurilor este distinctă față de cea din pădurile adiacente.



Figura 1.2: Interiorul unor goluri de pădure din Trascău, dominate de o vegetație ierboasă de tip secundar.

Pădurile și golurile luate în studiu sunt cuprinse în aria Munților Trascău. Golurile prezintă diferite dimensiuni și grade de izolare în raport cu terenurile deschise, fiind ocupate preponderent de fitocenoză ierboasă. Ele constituie unități intermediare din punct de vedere structural, între păduri și pajiști, care în această regiune au luat naștere prin extragerea unui grup de arbori, acea suprafață începând să fie supusă ulterior unui regim de pășunat extensiv care a împiedicat de cele mai multe ori revenirea speciilor de arbori.

1.3. Cadrul fizico-geografic și vegetația Munților Trascău

Munții Trascău (fig. 1.3) formează o subdiviziune a grupeii Apusenilor (Carpații Occidentali, România). Dominând valea Mureșului în aval de confluența cu Arieșul, această grupă muntoasă se întinde pe o distanță de circa 75 km, de la nord de râul Arieș până în valea Ampoiului, pe direcția NNE-SSV.

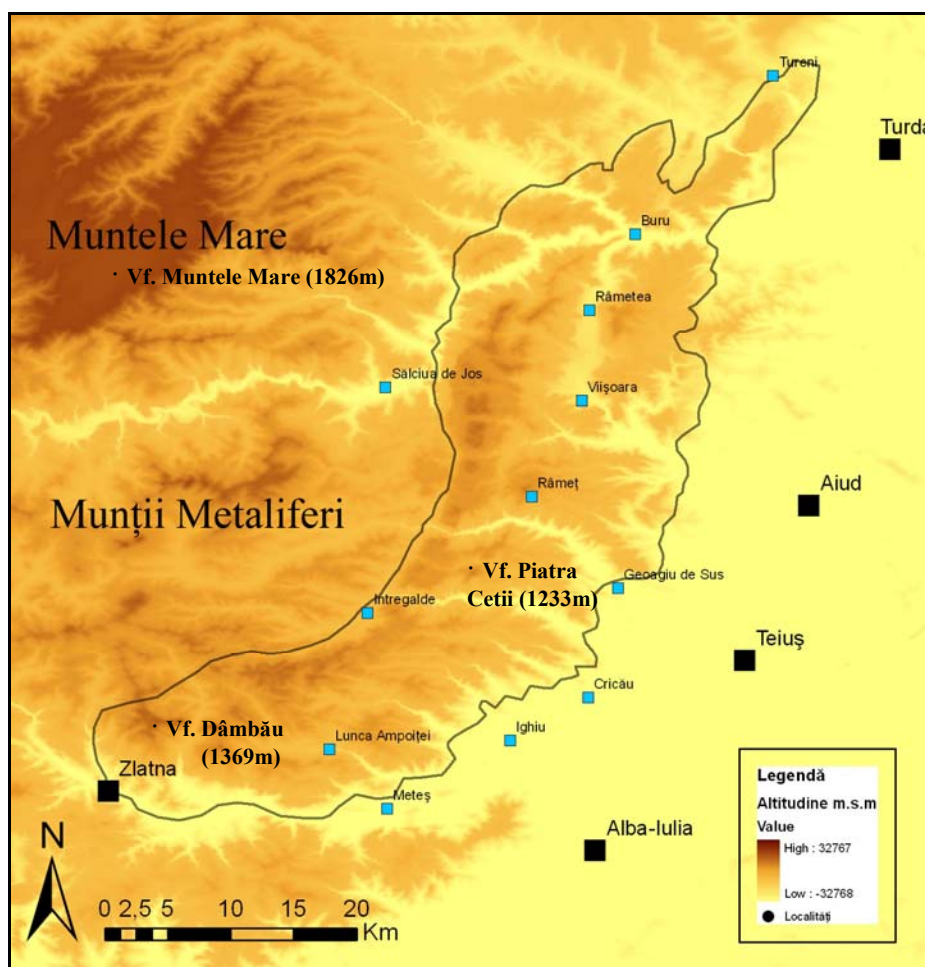


Fig. 1.4: Altitudinile Munților Trascău în raport cu unitățile muntoase vecine din cadrul Apusenilor.

Altitudinea văilor variază între 400 și 700 m.s.m., majoritatea teritoriului Munților Trascăului aflându-se sub 1000 m.s.m. Relieful care s-a format pe șisturi cristaline este prezent în partea de nord-vest a Trascăului, pe ambele părți ale râului Arieș, imprimând un caracter de masivitate (Oancea *et al.* 1987). Relieful care oferă nota pregnantă peisajului este cel format pe rocile calcaroase. Tipurile de roci prezente sunt șisturile cristaline, ofiolitele, conglomeratele și gresiile, urmate de argile și marne (Popescu-Argeșel 1977). O proporție însemnată din suprafață este ocupată de calcare.

Climatul este temperat-continental. În regiunea Trascăului, ca de altfel în toți Apusenii, temperatura medie multianuală scade odată cu altitudinea, de la circa 7.5 °C în Piemontul Trascăului până la aproximativ 5 °C pe cele mai înalte puncte. Media anuală a precipitațiilor scade treptat de la aprox. 1000 mm la altitudini mari până la 700-800 mm pe latura estică.

Cercetările fitosociologice efectuate până în prezent evidențiază marea diversitate a comunităților vegetale existente în regiunea Munților Trascău (fig. 1.5). Lucrările de ansamblu acordă atenție ridicată tipurilor de ecosisteme majore (păduri, pajiști secundare, pajiști pe stâncării), oferind o imagine destul de bună asupra vegetației din această grupă muntoasă (Șuteu 1970b, Gergely 1964). Vegetația naturală potențială este constituită din pădurile de carpen din sud-estul Carpaților și de pădurile de fag peri-carpatice. Pajiștile secundare reprezintă o componentă majoră a acestei zone, iar cele pe calcare sunt restrânse la clipele calcaroase. De asemenea, sunt prezente și diferite comunități de tufărișuri.

CAPITOLUL II

Pădurile nemorale din Munții Trascău: clasificare fitosociologică numerică utilizând optimizarea partiționării

2.1. Introducere

În ceea ce privește clasificarea pădurilor, în România s-au realizat numeroase studii, unele chiar la scări relativ extinse, regionale, ca de exemplu de Beldie (1951), Boșcaiu *et al.* (1982) și Coldea (1991).

Cu toate acestea, până în prezent nu s-a realizat nicio clasificare a pădurilor din Munții Trascău (Munții Apuseni) care să considere întregul teritoriu al acestora. Descrierile fitosociologice au fost orientate doar în sub-regiuni. În plus, nu avem cunoștință despre niciun studiu analitic, bazat pe mijloace numerice moderne, care să fi avut ca scop clasificarea comunităților de păduri de aici.

Astfel, aplicând o metodologie de clasificare numerică recentă asupra unei baze de date care reprezintă pădurile nemorale din Munții Trascău, ne-am pus următoarele întrebări: (i) care este numărul optim de clustere în care baza noastră de date, cuprinzând relevee din toată aria de studiu, poate fi împărțită?, (ii) ce caracteristici ecologice ale comunităților reies din analiza clusterelor obținute? și (iii) în ce măsură clusterelor sunt similare cu cenotaxonii fitosociologici existenți, în special cu cei deja descriși din aria de studiu?

2.2. Materiale și metode

Pădurile din Munții Trascău: caracterizare generală

O porție însemnată a acestei unități montane este ocupată de păduri nemorale (fig. 2.1) (*Querco-Fagetea* și *Quercetea pubescenti-petraea*), din care făgetele mezofile (*Fagetalia*) au ponderea cea mai mare, urmate de gorunete (*Quercetalia*) (Gergely 1962).

Principalele specii de arbori care edifică pădurile sunt, în ordinea participării: *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*, *Carpinus betulus*, *Q. cerris*, *Q. pubescens* și *Alnus* ssp. Celelalte esențe, mai puțin reprezentate, cum ar fi cele din genul *Acer* (incl. *A. pseudoplatanus*, *A. platanooides*, *A. campestre*) sau *Fraxinus excelsior* se întâlnesc ca specii de amestec, în pâlcuri, formând rar arborete pure. *Quercus cerris* și *Q. pubescens* apar de regulă în stațiunile cu substrat calcaros, formând păduri xerofile sau xero-mezofile.

Baza de date

Pentru elaborarea prezentului studiu am realizat o bază de date cuprinzând 161 de relevee. Dintre acestea, 47 au fost efectuate de noi începând din luna mai și până la jumătatea lui august 2010, pe aproape toată extinderea ariei de studiu (fig. 2.2). Restul releveelor au fost preluate din literatura publicată într-un interval de nouă ani (1962–1971), la care am adăugat și datele prezentate în teza de doctorat realizată de Șuteu (1970).

Nomenclatura adoptată în acest studiu urmează versiunea online a *Florei Europaea* (Royal Botanic Garden Edinburgh 2011).

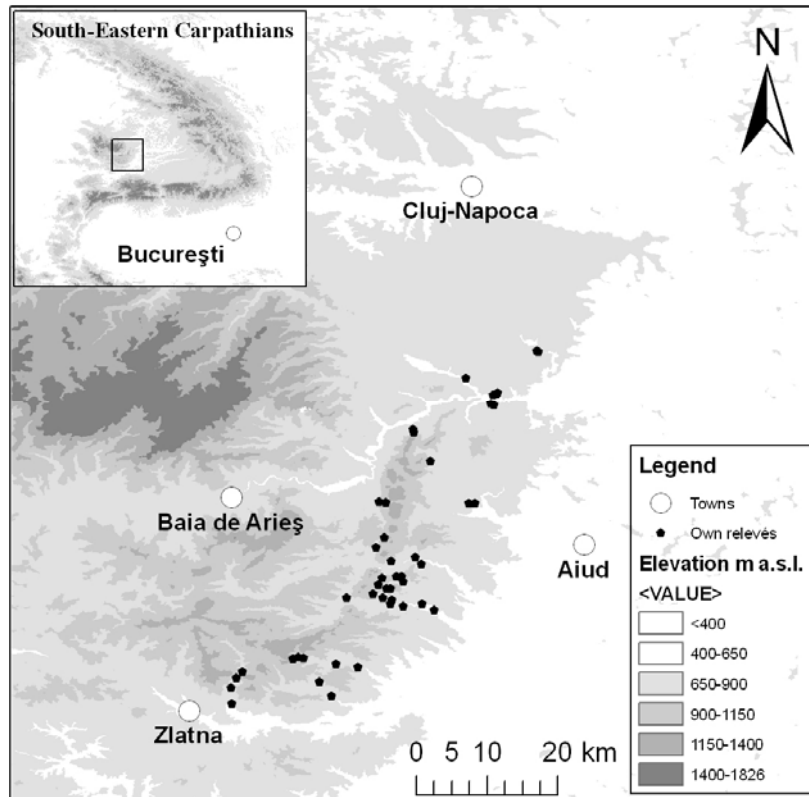


Figura 2.2: Localizarea releveelor efectuate de către noi ($n = 47$) în decursul perioadei mai-august 2010 în aria Munților Trascău.

Clasificarea bazei de date prin OptimClass

Alături de sinteza lucrărilor privitoare la identificarea numărului optim de clustere, Tichý *et al.* (2010) au introdus o metodă numită OptimClass. Potențialul ei major rezidă în faptul că partiția optimă este aleasă astfel, încât să dețină un număr cât mai ridicat de specii cu valoare de diagnoză.

În vederea îndeplinirii obiectivelor noastre, în primul rând a clasificării pădurilor nemorale ale Trascăului, am aplicat principiile celei de-a doua variante a metodei OptimClass (Tichý *et al.* 2010).

În continuare, oferim pașii concreți pe care i-am urmat în vederea clasificării bazei de date cuprinzând pădurile nemorale ale Munților Trascău:

1. s-a calculat matricea de distanță, pe baza indicelui Bray-Curtis;
2. s-a utilizat matricea de distanță pentru a construi dendrograma, bazată pe metoda legăturii medii (*average linkage*);

3. în acord cu metoda OptimClass 2 (Tichý *et al.* 2010), dendrograma a fost retezată la nivele diferite în scopul obținerii de la 2 la 10 clustere;
4. la fiecare retezare, s-au calculat valorile indicatoare ale tuturor speciilor pentru clusterelor stabilite. Apoi, criteriile de validare a unei specii, ca diagnostică pentru un cluster, au fost ca valoarea indicatoare a ei să fie cel puțin 0.2 pentru un singur cluster și valoarea p a testului Monte Carlo cu 1000 de iterații să fie mai mică sau egală cu 0.05;
5. pentru fiecare partiție s-au selectat clusterelor care au avut cel puțin 5 specii diagnostice valide.

Calcululele numerice au fost realizate cu ajutorul unui cod scris în limbajul R vers. 2.15.0 (R Development Core Team 2012).

2.3. Rezultate

Diagrama rezultată a indicat două posibile partiționări optime. Dintre acestea, am ales-o pe prima (fig. 2.3), care cuprinde 7 clustere. Speciile diagnostice pentru fiecare cluster sunt redate în tabelul 2.1, alături de numărul de relevee care compun fiecare cluster.

Clusterul 1

Stratul arborescent al acestor comunități a fost format preponderent din *Quercus petraea* (fig. 2.5b), adesea în amestec cu *Fagus sylvatica*. În unele puncte, una dintre aceste două specii domina. Speciile diagnostice din stratul ierbaceu (tab. 2.1) au indicat în general condiții de substrat oligotrofic sau mezotrofic, predominant acid (Beldie *et Chiriță* 1968, Ciocârlan 2009).

Clusterul 2

Acest cluster reprezintă păduri dominate de *Fagus sylvatica*, în unele cazuri în amestec cu *Carpinus betulus*. Speciile diagnostice ale covorului ierbaceu indică în general substrat mezotrofice, unele fiind indicatoare de soluri cu humus de tip mull, cum ar fi *Mercurialis perennis* și *Cardamine bulbifera* (Beldie *et Chiriță* 1968, Ciocârlan 2009) (tab. 2.1).

Clusterul 3

Arboretele au fost dominate de *Fagus sylvatica*. În contrast cu al doilea cluster, *Carpinus betulus* a fost mai puțin frecvent aici. În general, speciile diagnostice ierbacee indică substrat mezotrofic, incluzând indicatori ai solurilor cu humus de tip mull (*Asarum europaeum*, *Pulmonaria rubra*) (tab. 2.1). *Clematis alpina* și *Valeriana triperis* indică stațiuni stâncoase, umbrite, pentru prima și respectiv, deschise pentru cea de-a doua specie.

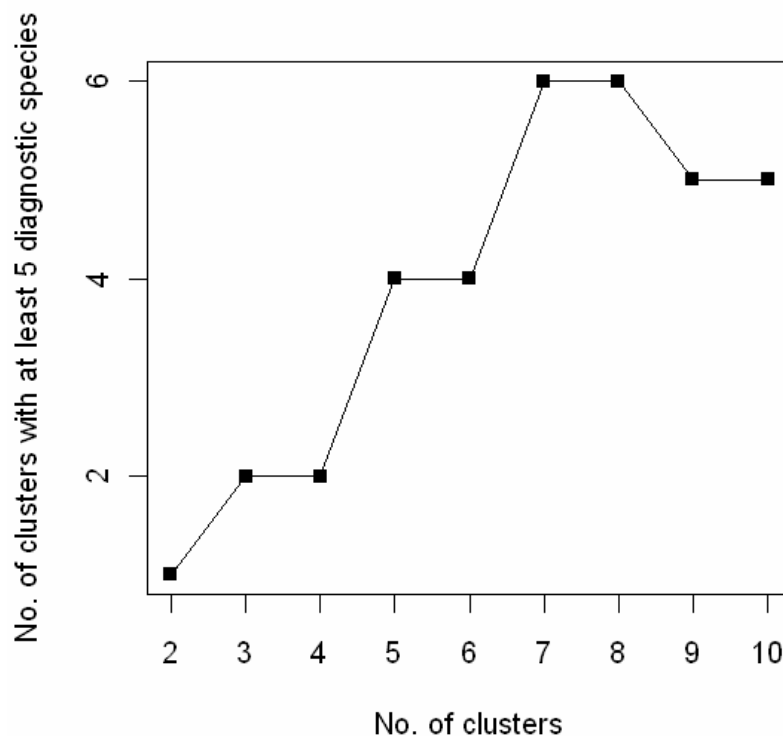


Figura 2.3: Rezultatele analizei numerice bazată pe metoda OptimClass 2, aplicată bazei de date cuprinzând relevele efectuate în pădurile nemorale ale Munților Trascău; axa 1: număr de clustere, axa 2: numărul de clustere cu cel puțin 5 specii diagnostice.

Clusterul 4

Acest cluster reprezintă păduri dominate de *Carpinus betulus*, în unele locuri în amestec cu *Fagus sylvatica*. Speciile diagnostice indică în general substrat mezotrofic.

Clusterul 5

Acest cluster a cuprins puține relevee în baza noastră de date (tab. 2.1). Cu toate acestea, a avut multe specii diagnostice care au indicat păduri termofile deschise, dominate de

Quercus pubescens și, într-o proporție mai mică, de *Q. cerris*. Speciile diagnostice care aparțin stratului ierbaceu sunt majoritar xero-mezofile.

Clusterul 6

Acest cluster este similar cu primul, corespunzând pădurilor dominate de *Quercus petraea*. Multe dintre speciile diagnostice ale acestuia sunt indicatoare ale unor soluri slab aprovizionate cu nutrienți, sau chiar acide.

Clusterul 7

Acest cluster reprezintă zăvoaie dominate de *Alnus incana*. Majoritatea speciilor diagnostice ierbacee, cum ar fi *Equisetum arvense*, *Matteuccia struthiopteris*, *Petasites hybridus*, *Poa trivialis*, *Ranunculus repens* și *Mentha longifolia* relevă condiții de substrat umed.

2.4. Discuții

Baza de date a provenit din Munții Trascău (o regiune relativ restrânsă din Munții Carpați) și, prin urmare, clusterelor obținute prin clasificarea aplicată nu pot fi explicate pe aceleași considerente după care unitățile fitosociologice au fost definite, și ne referim aici în primul rând la considerarea unor regiuni de obicei mult mai largi.

Clusterul 1

Deoarece *Luzula luzuloides* și *Quercus petraea* au fost enumerate între speciile diagnostice pentru Clusterul 1 (tab. 2.1), atribuim acest cluster asociației *Luzulo-Quercetum petraeae* (Hilitzer 1932) Passarge 1953.

Clusterul 2

Acest cluster nu a corespuns în mod evident cu nicio asociație vegetală cunoscută. Pe baza valorilor indicatoare pozitive ale speciilor diagnostice Clusterelor 3 și 4 (tab. 2.1) acest cluster îl putem doar interpreta ca un tip tranzițional între *Symphyto cordati-Fagetum* și *Melampyro bihariense-Carpinetum*.

Clusterul 3

Dintre speciile diagnostice ale Clusterului 3, *Pulmonaria rubra* și *Cardamine glanduligera* sunt caracteristice, conform literaturii fitosociologice, alianței *Symphyto-Fagion* Vida 1959. *Symphytum cordatum* și *Fagus sylvatica* au avut în urma analizei noastre de asemenea valori indicatoare mari. Prin urmare, atribuim acest cluster asociației *Symphyto cordati-Fagetum* Vida 1959.

Clusterul 4

Întrucât *Carpinus betulus* și *Melampyrum bihariense* au fost evidențiate în lista speciilor diagnostice pentru Clusterul 4, atribuim acest cluster asociației *Melampyro bihariense-Carpinetum* Soó 1964.

Clusterul 5

Deoarece *Quercus pubescens* și *Cornus mas* au rezultat între speciile diagnostice ale acestui cluster, încadrăm acest grup în asociația *Corno-Quercetum pubescentis* Jakucs & Zólyomi ex Máthé et Kovács 1962.

Clusterul 6

Datorită prezenței speciilor *Quercus petraea* și *Q. robur* în lista speciilor diagnostice Clusterului 6, atribuim acest cluster asociației *Quercetum robori-petraeae* Borza 1959. Acesta este relativ apropiat Clusterului 1, întrucât *Q. petraea* este o specie diagnostică comună ambelor clustere.

Clusterul 7

Întrucât *Alnus incana* și *Stellaria nemorum* sunt specii diagnostice pentru Clusterul 7, atribuim acest grup asociației *Stellario nemori-Alnetum incanae* Oberdorfer 1953. Cel mai probabil, aninișurile cu *A. incana* din aria Apusenilor aparțin în totalitate asociației *Telekio speciosae-Alnetum incanae* Coldea (1986) 1991, dar releveele de care am dispus nu includ specia endemică - captalanul.

Tabel 2.1: Tabelul sinoptic al celor 7 clustere obținute prin clasificarea numerică. În cadrul blocurilor corespunzătoare clusterelor, speciile diagnostice valide (în gri întunecat; a se vedea Materiale și Metode) și speciile cu valori indicatoare ≥ 0.15 (în gri deschis) sunt ordonate descrescător valorii indicatoare. Speciile cu prezență nesemnificativă în urma testului Monte Carlo cu 1000 de iterații ($p < 0.05$) nu au fost incluse.

Număr cluster	1	2	3	4	5	6	7	valoarea p
Număr de relevee	18	39	25	28	6	36	9	
1. <i>Luzulo-Quercetum petraeae</i>								
Heracium bifidum	0.25	-	-	-	-	-	-	0.002
Melampyrum nemorosum	0.25	-	-	-	-	-	-	0.004
Luzula luzuloides	0.21	0.02	0.13	0.02	-	0.12	-	0.033
Fallopia dumetorum	0.19	0.01	-	-	-	-	-	0.021
Hieracium praealtum subsp. bauhinii	0.17	-	-	-	-	-	-	0.019
2. Tip tranzițional între <i>Symphyto cordati-Fagetum</i> și <i>Melampyro bihariense-Carpinetum</i>								
Lamiastrum galeobdolon	-	0.32	0.04	0.04	-	-	-	0.006
Mercurialis perennis	-	0.32	0.09	-	-	-	-	0.001
Cardamine bulbifera	0.02	0.29	0.11	0.01	-	-	-	0.003
Oxalis acetosella	-	0.27	0.06	-	-	-	-	0.009
Galium odoratum	0.02	0.26	0.12	0.05	-	-	-	0.013
Dryopteris filix-mas	0.01	0.25	0.06	0.03	-	0.04	0.05	0.002
Hordelymus europaeus	-	0.18	-	-	-	-	-	0.021
3. <i>Symphyto cordati-Fagetum</i> Vida								
Fagus sylvatica	0.18	0.30	0.40	0.06	-	-	-	0.001
Asarum europaeum	-	0.06	0.32	0.21	-	0.02	0.01	0.002
Pulmonaria rubra	-	0.01	0.32	-	-	-	-	0.002
Clematis alpina	-	0.03	0.27	-	-	-	-	0.005
Gentiana asclepiadea	0.01	0.01	0.26	-	-	-	-	0.009
Veronica urticifolia	0.02	0.04	0.24	0.01	-	-	-	0.009
Cardamine glanduligera	-	0.04	0.23	-	-	-	-	0.019
Valeriana tripteris	-	-	0.22	-	-	-	-	0.013
Sorbus aucuparia	-	0.06	0.20	-	-	-	-	0.024
Hieracium rotundatum	-	-	0.18	-	-	-	-	0.026
Hepatica nobilis	-	0.08	0.17	0.09	-	0.01	-	0.050
Symphytum cordatum	-	0.03	0.17	-	-	-	-	0.050
4. <i>Melampyro bihariense-Carpinetum</i>								
Carpinus betulus	0.02	0.11	-	0.62	-	0.01	-	0.001
Glechoma hirsuta	-	0.03	0.06	0.28	-	-	-	0.004
Rosa pendulina	-	0.04	0.01	0.25	-	-	-	0.005
Euphorbia amygdaloides	-	0.14	0.03	0.24	-	-	0.01	0.006
Pulmonaria officinalis	0.01	0.13	0.01	0.23	-	0.01	-	0.008
Melampyrum bihariense	-	0.01	0.05	0.22	0.02	0.12	-	0.010
Carex sylvatica	-	0.06	-	0.19	-	-	-	0.029
Epipactis atrorubens	-	-	0.01	0.18	-	-	-	0.022
5. <i>Corno-Quercetum pubescentis</i>								
Quercus pubescens	-	-	-	-	0.83	-	-	0.001
Carex muricata subsp. lamprocarpa	0.01	-	-	-	0.74	0.02	-	0.001
Clematis vitalba	-	-	-	-	0.67	-	-	0.001
Carex humilis	-	-	-	-	0.50	-	-	0.001
Stachys recta	-	-	-	-	0.50	-	-	0.001
Crataegus monogyna	0.05	0.03	-	0.17	0.34	0.08	-	0.001
Euphorbia polychroma	-	-	-	-	0.33	-	-	0.002
Teucrium chamaedrys	-	-	-	-	0.31	-	-	0.004
Quercus cerris	-	-	-	-	0.30	0.01	-	0.004
Cornus mas	0.02	0.01	-	0.09	0.27	0.03	-	0.005
Coronilla varia	-	0.01	-	-	0.25	0.01	-	0.004
Erysimum odoratum	-	-	-	0.03	0.25	-	-	0.005
Euphorbia cyparissias	0.03	-	-	-	0.24	-	0.11	0.007
Rhamnus catharticus	0.01	-	-	-	0.23	0.01	-	0.010

Număr cluster	1	2	3	4	5	6	7	valoarea p
Cruciata glabra	0.10	0.02	-	0.09	0.23	0.23	-	0.013
Astragalus glycyphyllos	-	-	-	0.03	0.23	0.09	-	0.005
Hedera helix	-	0.02	-	0.01	0.22	-	-	0.004
Vincetoxicum hirundinaria	0.04	-	0.01	0.04	0.22	0.01	-	0.015
Poa angustifolia	0.01	-	-	-	0.21	0.04	-	0.013
Galium album subsp. album	-	-	0.05	-	0.20	0.01	-	0.019
Cephalanthera rubra	-	-	-	0.13	0.18	-	-	0.033
Brachypodium sylvaticum	0.03	-	-	0.15	0.17	0.02	-	0.031
Melica ciliata	-	-	-	-	0.17	-	-	0.040
Campanula sibirica	-	-	-	-	0.17	-	-	0.035
Inula ensifolia	-	-	-	-	0.17	-	-	0.030
Viola jooi	-	-	-	-	0.17	-	-	0.045
Medicago minima	-	-	-	-	0.17	-	-	0.031
Leontodon hispidus	-	-	-	-	0.17	-	-	0.030
Teucrium montanum	-	-	-	-	0.17	-	-	0.039
Verbascum phlomoides	-	-	-	-	0.17	-	-	0.033
Anthericum ramosum	-	-	-	-	0.17	-	-	0.039
Pyrus pyraeaster	-	0.01	-	-	0.17	0.07	-	0.016
6. Quercetum robori-petraeae Borza								
Quercus petraea	0.28	-	-	0.01	0.03	0.57	-	0.001
Sedum telephium subsp. maximum	-	-	-	-	0.03	0.51	-	0.001
Veronica chamaedrys	0.08	-	-	-	0.02	0.50	-	0.001
Hieracium umbellatum	-	-	-	0.01	0.03	0.39	-	0.001
Lathyrus niger	0.13	-	-	0.02	-	0.37	-	0.001
Genista tinctoria	0.07	-	-	-	0.02	0.35	-	0.001
Carex montana	-	-	-	-	-	0.33	-	0.002
Galium pseudoaristatum	-	-	-	-	-	0.31	-	0.002
Quercus robur	-	-	-	-	-	0.30	-	0.007
Malus sylvestris	0.01	-	-	-	-	0.29	-	0.004
Potentilla alba	-	-	-	-	-	0.28	-	0.002
Festuca heterophylla	0.02	-	-	-	0.04	0.27	-	0.005
Trifolium medium	0.07	-	-	0.08	0.02	0.25	-	0.007
Hypericum perforatum	0.01	-	-	0.01	-	0.24	-	0.009
Hieracium racemosum	-	-	-	-	-	0.22	-	0.006
Veronica officinalis	0.17	-	-	0.01	-	0.22	-	0.010
Origanum vulgare	-	-	0.01	-	-	0.21	0.02	0.010
Stachys officinalis	0.03	-	-	-	-	0.21	-	0.018
Clinopodium vulgare	0.07	-	-	0.01	0.17	0.21	-	0.021
Poa nemoralis	0.17	0.06	0.01	0.09	0.08	0.21	-	0.029
Campanula persicifolia	0.11	0.01	0.02	0.03	-	0.20	-	0.046
Iris graminea	-	-	-	-	-	0.19	-	0.021
Sorbus torminalis	0.04	-	-	0.03	-	0.19	-	0.032
Chamaecytisus hirsutus	0.14	-	0.04	-	-	0.18	-	0.022
Hieracium bifidum	0.01	-	-	-	-	0.15	-	0.031
7. Stellario nemori-Alnetum incanae								
Alnus incana	-	-	-	-	-	-	1.00	0.001
Salix purpurea	-	-	-	-	-	-	0.67	0.001
Poa trivialis	-	-	-	-	-	-	0.67	0.001
Prunella vulgaris	-	-	-	0.01	-	0.01	0.59	0.001
Petasites hybridus	-	-	-	-	-	-	0.56	0.001
Ranunculus repens	-	-	-	-	-	-	0.56	0.001
Lysimachia nummularia	-	-	-	-	-	-	0.56	0.001
Urtica dioica	-	0.03	-	0.01	-	-	0.55	0.001
Impatiens noli-tangere	-	-	-	0.01	-	-	0.54	0.001
Stellaria nemorum	-	-	-	-	-	-	0.53	0.001
Matteuccia struthiopteris	-	-	-	-	-	-	0.44	0.001
Equisetum arvense	-	-	-	-	-	-	0.44	0.001
Polygonum lapathifolium	-	-	-	-	-	-	0.44	0.001
Mentha longifolia	-	-	-	-	-	-	0.44	0.001

Număr cluster	1	2	3	4	5	6	7	valoarea p
Mentha aquatica	-	-	-	-	-	-	0.44	0.001
Anthriscus sylvestris	-	-	-	-	-	-	0.44	0.001
Scrophularia nodosa	-	0.01	-	-	-	-	0.43	0.001
Chaerophyllum aromaticum	-	-	-	-	-	-	0.41	0.001
Salix triandra	-	-	-	-	-	-	0.33	0.001
Arctium nemorosum	-	-	-	-	-	-	0.33	0.002
Glyceria plicata	-	-	-	-	-	-	0.33	0.001
Potentilla anserina	-	-	-	-	-	-	0.33	0.001
Cardamine amara	-	-	-	-	-	-	0.33	0.001
Solanum dulcamara	-	-	-	-	-	-	0.33	0.001
Lamium album	-	-	-	-	-	-	0.33	0.002
Geum urbanum	0.01	0.02	-	0.02	0.02	0.01	0.33	0.002
Galium aparine	0.04	-	-	-	-	-	0.28	0.002
Glechoma hederacea	-	-	-	-	-	-	0.26	0.003
Geranium robertianum	-	0.11	-	0.04	-	-	0.24	0.011
Equisetum palustre	-	-	-	-	-	-	0.22	0.005
Poa pratensis	-	-	-	-	-	-	0.22	0.010
Poa annua	-	-	-	-	-	-	0.22	0.010
Lycopus europaeus	-	-	-	-	-	-	0.22	0.004
Chrysosplenium alternifolium	-	-	-	-	-	-	0.22	0.004
Ranunculus acer	-	-	-	-	-	-	0.22	0.004
Geranium sylvaticum	-	-	-	-	-	-	0.22	0.006
Myosotis sylvatica	0.01	-	-	-	-	0.01	0.21	0.005
Stachys sylvatica	-	-	-	0.06	-	-	0.20	0.012
Galeopsis speciosa	0.05	-	-	-	-	-	0.18	0.027
Plantago media	-	-	-	0.02	-	-	0.17	0.017

Proveniența releveelor analizate, ordonate pe clustere: **1.** 15–rel. proprii, 1–Gergely (1962), 2–Gergely (1968); **2.** 16–rel. proprii, 4–Gergely (1962), 8–Gergely (1968), 4–Ghișa *et al.* (1965), 1–Șuteu (1971), 6–Șuteu (1970); **3.** 4–rel. proprii, 10–Gergely (1968), 11–Șuteu (1970); **4.** 9–rel. proprii, 4–Gergely (1962), 3–Gergely (1968), 6–Șuteu (1971), 6–Șuteu (1970); **5.** 2–rel. proprii, 3–Gergely (1962), 1–Gergely (1968); **6.** 1–rel. propriu, 15–Gergely (1962), 20–Gergely (1968); **7.** 9–rel. Șuteu (1970).

CAPITOLUL III

Flora și vegetația golurilor pădurilor nemorale din

Munții Trascău: caracterizare generală

3.1. Introducere

Flora golurilor de pădure ale Munților Trascău este constituită din specii: (i) de pajiști cu valoare de conservare ridicată (descrise de către Brinkmann *et al.*, 2009, din Apuseni), (ii) de margini de păduri (fig. 3.2) precum și (iii) de păduri. Prin urmare, este de așteptat ca aceste goluri să joace un rol important în menținerea acestor categorii de specii în viitor și, mai ales a

ansamblurilor unice, în opinia noastră, formate prin „îmbinarea” celor două mari unități: păduri și pajiști.

În acest studiu ne-am propus astfel să realizăm: (i) o evaluare și o descriere a florei golurilor, precum și (ii) o analiză descriptivă a vegetației lor prin prisma cenotaxonilor cunoscuți.

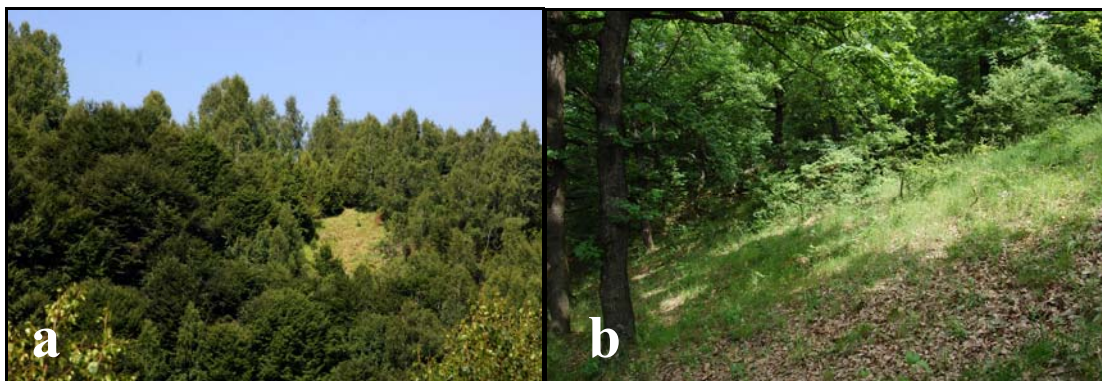


Figura 3.1: Aspecte din exteriorul (a) și din interiorul (b) unor goluri de pădure situate în partea nordică a Munților Trascău.

3.2. Materiale și metode

Flora

Studiul florei golurilor cuprinde, în primă fază, o enumerare a taxonilor identificați în decursul a două perioade de vegetație: mai–septembrie 2010 și iunie–august 2011. Denumirea taxonilor este în concordanță cu *Flora Europaea* - varianta online (Royal Botanic Garden Edinburg 2011).

Vegetația

Pentru studiul covorului vegetal din goluri am recurs la:

1. analiza pe **clase de vegetație** considerând toți taxonii din conspectul floristic, în vederea surprinderii caracterului de ansamblu al vegetației.
2. analiza de detaliu, la nivel de **asociație vegetală** (Cristea *et al.* 2004), considerând datele înregistrate în cadrul eșantionajului pe transectele de câte 4 ploturi. Pentru realizarea tabelor fitosociologice, am reunit toate speciile identificate în lungul fiecărui transect. Afinitățile cenotaxonomice pentru specii au fost preluate din Sanda *et al.* (1983).

3.3. Rezultate

Flora

În urma cercetărilor întreprinse pe teren, am inventariat un număr de 431 taxoni de cormofite, dintre care 409 sp. și 22 subsp. Aceștia aparțin la 69 de familii, respectiv 238 genuri.

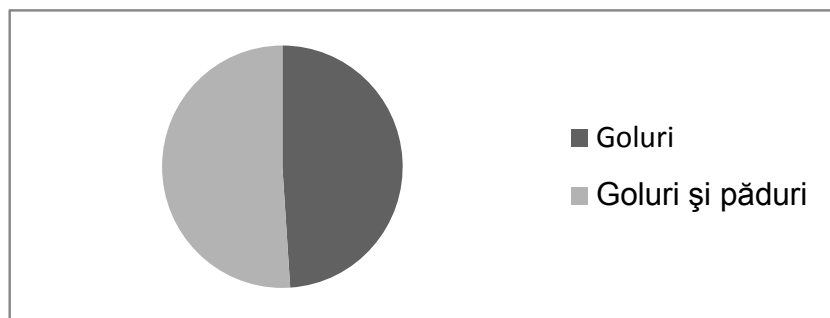


Figura 3.3: Numărul de specii proprii golurilor și cel care se regăsește atât în goluri cât și în păduri.

În vederea selecției taxonilor care apar și în păduri, am consultat lucrări de referință din regiune (Gergely 1962, 1968; Turtureanu *et al.* 2011), dar și cu caracter general (Hermy *et al.* 1999, Ciocârlan 2009). Taxonii selectați au fost 220 (51%). În vederea obținerii doar a celor care apar în goluri, aceștia au fost eliminați din totalul celor identificați, rezultând un număr de 211 (49%), așadar foarte apropiat (fig. 3.3)! Repartiția taxonilor pe familii este prezentată în figura 3.4, pentru primele 9 dintre acestea (58.2%).

Bioformele sunt dominate de hemicriptofite și terofite (fig. 3.5; tab. 3.2). Geoelementele sunt dominate în general de cele eurasiatice (fig. 3.6), europene, din care se evidențiază cele mediteraneene (fig. 3.6; tab. 3.3).

Din punct de vedere al umidității sunt dominante mezofilele, restul categoriilor realizând o repartizare relativ echilibrată, cu o participare ușor mai ridicată a xero-mezofitelor (fig. 3.7). Sub raportul temperaturii, se constată o predominare evidentă a micro-mezotermelor (fig. 3.8). Din punct de vedere al reacției substratului, speciile sunt în majoritate acido-neutrofile și slab acid-neutrofile, deși cele neutro-bazifile se află într-un număr destul de ridicat (fig. 3.9). De asemenea, pe cuprinsul ariei de studiu, golurile de pădure conțin un număr foarte ridicat de specii indiferente față de reacția chimică a solului (fig. 3.9). Conform repartiției numărului de specii după indicii de lumină Ellenberg, predomină speciile cu valoarea 7, și anume acelea care apar de regulă în locuri luminate, dar care pot fi prezente și în condiții de parțială umbră (fig. 3.10).

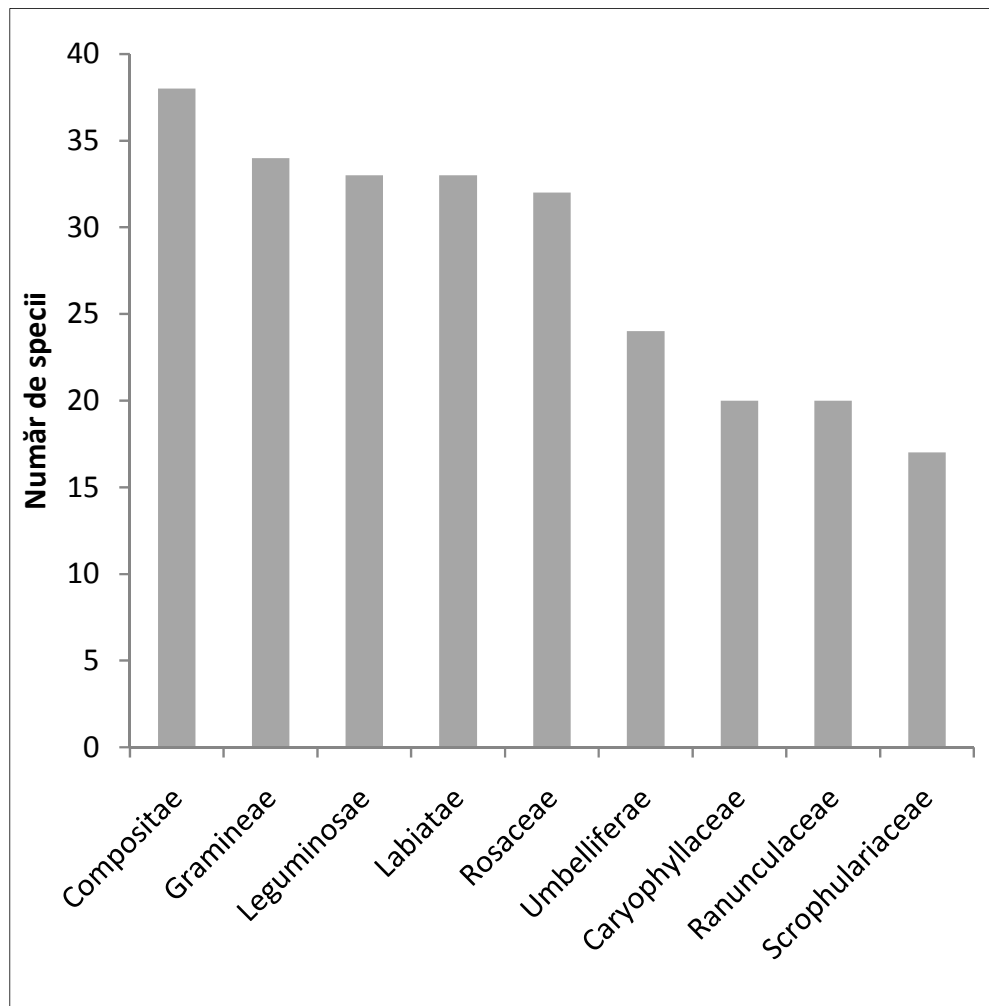


Figura 3.4: Repartiția numărului de specii pe familii (primele 9).

Vegetația

Din punct de vedere al apartenenței la clase de vegetație, cei mai mulți taxoni au fost atribuiți clasei **Quercu-Fagetea** (păduri nemorale), urmați de cei din clasele **Festuco-Brometea** și **Molinio-Arrhenatheretea** (pajiști), **Trifolio-Geranietea sanguinei** (margini de păduri) și **Epilobietea** (tăieturi recente de păduri).

Din cele 40 de goluri eșantionate, 39 au fost circumscrise la două asociații vegetale: **Festuco rubrae-Agrostietum capillaris** Horvat 1951 (în 13 goluri) și **Festucetum rupicolae** Burduja *et al.* 1956 (în 26 goluri). Un gol nu fost încadrat în nicio asociație, reprezentând un stadiu transgresiv, cu o compoziție dominată de specii de pădure. Cele două asociații aparțin următorului sistem cenotaxonomic (Sanda 2002):

MOLINIO-ARRHENATHERETEA Tx. 1937

Arrhenatheretalia Pawl. 1928

Cynosurion R. Tx. 1947

1. *Festuco rubrae-Agrostietum capillaris* Horvat 1951

FESTUCO-BROMETEA Br.-Bl. et Tx. 1943

Festucetalia valesiaca Br.-Bl. et Tx. 1943

Festucion valesiaca Klika 1931

2. *Festucetum rupicola* Burduja et al. 1956

3.4. Discuții

Flora

Faptul că flora golurilor este constituită într-o proporție foarte mare din specii care apar și în păduri reprezintă un indiciu evident al influenței *matricei forestiere* asupra mediului golurilor. Totodată, participarea cu 49% a speciilor proprii golurilor, sau mai degrabă pajiștilor evidențiază *caracterul insular* al acestor tipuri de habitate (*habitat islands*).

Vegetația

Sub raportul asociațiilor vegetale, discutăm în continuare aspectele ecologice și fitosociologice ale celor două unități identificate:

1. *Festuco rubrae-Agrostetum capillaris* Horvat 1951 (Anexa II, tab. 1)

Asociația de păiuș roșu cu iarba vântului reprezintă o formațiune vegetală secundară, cu caracter mezofil. Conform așteptărilor noastre, acest tip de asociație se instalează doar pe tipuri de roci preponderent acide. Prezența însă pe calcare este explicată prin amplasarea la cele mai ridicate altitudini (interval 1015-1095 m.s.m.), cele pe roci acide găsindu-se la altitudini mai coborâte (interval 634-899 m.s.m.).

2. *Festucetum rupicola* Burduja et al. 1956 (Anexa II, tab. 2)

Această asociație prezintă un caracter xero-mezofil. Media altitudinilor la care s-au întâlnit fitocenozele sale, conform așteptărilor, mai redusă decât în cazul asociației *Festuco rubrae-Agrostetum capillaris*, este de 655 m.s.m. Altitudinile de peste 1050 m.s.m. pe care s-a identificat asociația (3 goluri) se explică prin substratul calcaros, care imprimă un caracter mai termofil comunităților.

CAPITOLUL IV

Relevanța structurală și ecologică a unor indici de fitodiversitate în interiorul golurilor din Munții Trascău

4.1. Introducere

Analiza exclusivă a α -diversității neglijează relevanța β -diversității asupra diversității regionale (γ -diversitatea; Tuomisto 2010). Astfel, pe lângă bogăția specifică, am ales două tipuri de indici clasici utilizați pe scară largă, și anume β -diversitatea aditivă (β_{Add} ; Lande 1996) și β -diversitatea multiplicativă (β_{Mult} ; Whittaker 1960). Pentru a lua în considerare compoziția în specii, am folosit trei indici multivariați ai β -diversității. Prima dintre acestea calculează β -diversitatea ca *panta dintre distanța floristică și cea spațială* (Nekola et White 1999). Astfel de indici au fost criticați pentru lipsa de independență dintre perechi (datorită folosirii eșantioanelor în mai mult de o pereche; Diserud et Ødegaard 2007), de aceea am calculat suplimentar și indicele *Sørensen-based multiple-site dissimilarity* (β_{SOR} ; Baselga 2010b). Acesta este un indice în sens general a β -diversității deoarece oferă informații atât despre „imbricare”, cât și despre „rata de înlocuire” floristică (Baselga 2010b). În consecință, am folosit *Simpson-based multiple-site dissimilarity* (β_{SIM} ; Baselga et al. 2007), indice care reflectă „înlocuirea” pură a speciilor între eșantioane.

Folosind golurile de pădure din Trascău, am încercat să răspundem la următoarele întrebări: (i) care sunt variabilele de mediu din interiorul golurilor care influențează α -diversitatea la o scară fină (1 m²)?; (ii) cum sunt influențați diferiții indici ai β -diversității de către variabilele de mediu?; (iii) pot relațiile diferiților indici ai β -diversității cu variabilele considerate să fie explicate prin procese ecologice și/sau pe baze matematice?

4.2. Materiale și metode

Am eșantionat vegetația din 40 de goluri din pădure de diferite dimensiuni, variind de la aprox. 15 m până la 50 m lățime. În fiecare gol s-a realizat un transect, de la cel mai înalt punct altitudinal spre centru.

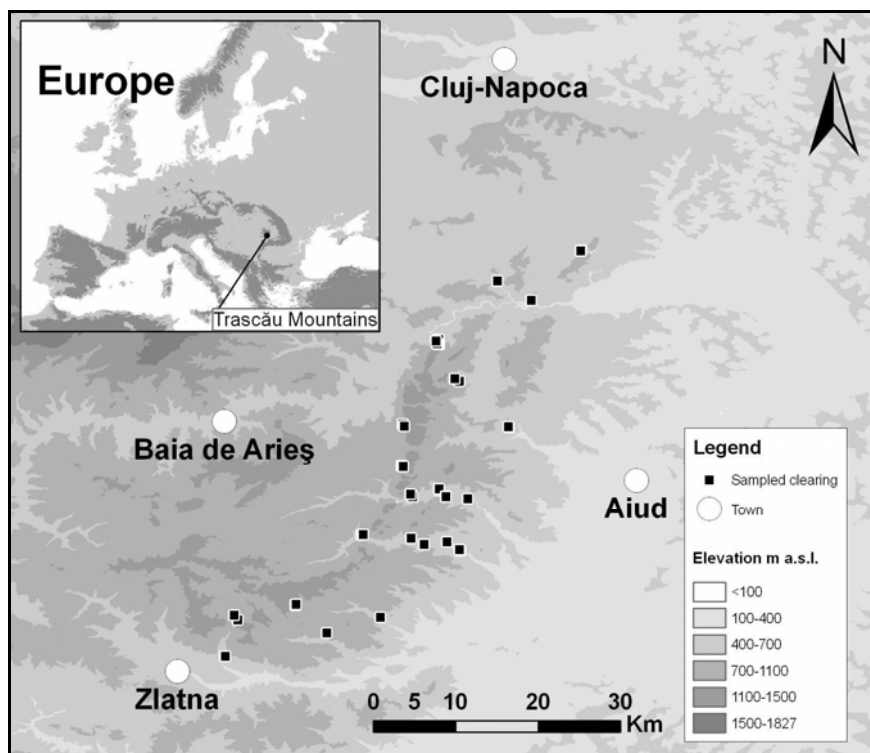


Figura 4.2: Localizarea golurilor eșantionate în Munții Trascău (Carpații Românești).

Fiecare transect a fost format din patru cvadrate (denumite în continuare ploturi) de 1 m^2 , dispuse la un interval de 3 m. La nivel de transect, am înregistrat trei variabile de mediu (tab. 4.1): *altitudinea*, *tipul de rocă* și *expoziția*. Pentru fiecare plot de 1 m^2 au fost înregistrate patru variabile de mediu (tab. 4.1): *panta*, *indicele de insolație*, *acoperirea cu litieră*. *Deschiderea coronamentului* a fost evaluată prin realizarea unor fotografii emisferice.

Analiza datelor

Am clasificat speciile în trei categorii: (1) de pajiști, (2) de margine de pădure și (3) de pădure (tab. 4.3). În ceea ce privește α -diversitatea, am considerat bogăția specifică la scara de 1 m^2 , atât pentru lista întreagă de specii, cât și separat pentru cele de pajiști, de margine de pădure și de pădure. Pentru a modela α -diversitatea, am inclus variabilele de mediu măsurate la scara plotului ca predictori.

Pentru analiza α -diversității, deoarece ploturile au fost amplasate în lungul unor transecte, am folosit modele liniare mixte generalizate (*generalized linear mixed models*; *GLMMs*) datorită faptului că acestea sunt capabile să trateze eșantioane grupate (Zuur *et al.* 2009).

În scopul calculării β -diversității ca pantă dintre distanța floristică și cea spațială a funcției liniare (Nekola *et* White 1999), am utilizat indicele de distanță floristică Bray-Curtis și distanțele dintre ploturi.

În cele din urmă, am modelat relațiile dintre indicii β -diversității și mediile și diferențele variabilelor de mediu la nivel de transect. Pentru obținerea modelelor finale pentru α - și β -diversitate, am fost folosit o procedură de selecție a predictorilor în sens invers (*backward selection*).

Calcululele statistice au fost efectuate în R (R Development Core Team 2012).

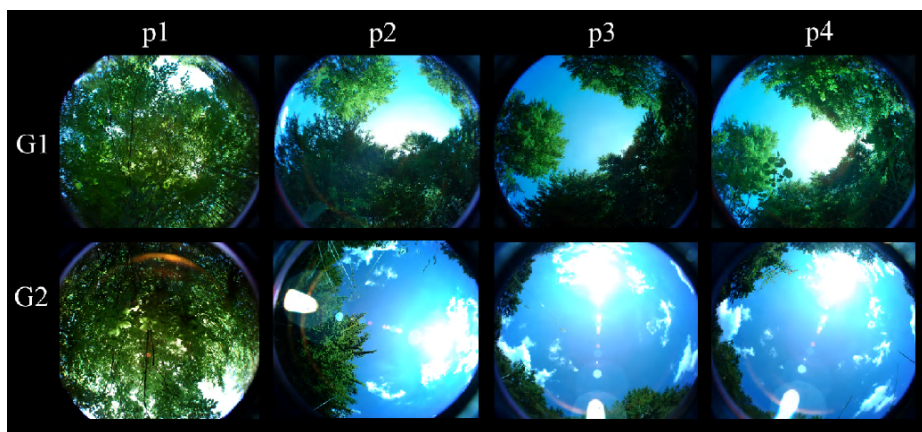


Figura 4.3: Imagini emisferice în direcție verticală preluată din ploturile succesive (p1-p4) a două transecte corespunzătoare unor goluri denumite G1 și G2. Închegarea mai ridicată a coronamentelor în ploturile primului transect, în comparație cu al doilea, evidențiază dimensiunea mai redusă a golului G1.

4.3. Rezultate

Media bogăției specifice pe metru pătrat a fost de 17.2, dintre care 8.3 sp. de pajiște, 4.3 sp. de margine de pădure și 2.5 sp. de pădure.

Pentru toate categoriile de specii, α -diversitatea a fost pozitiv corelată cu deschiderea coronamentului și negativ cu acoperirea cu litieră (tab. 4.2). Bogăția în specii de pajiște a fost corelată de asemenea pozitiv cu deschiderea coronamentului, dar a fost asociată negativ cu acoperirea cu litieră și pantă. Bogăția în specii de pădure a fost negativ corelată cu deschiderea coronamentului și cu indicele de insolație (tab. 4.2). Nicio variabilă de mediu nu a avut o influență semnificativă asupra bogăției în specii de margine de pădure.

Indicele β_{Add} pentru numărul total de specii și pentru numărul speciilor de pajiște s-a corelat pozitiv cu diferența în deschiderea coronamentului. Pentru speciile de pădure, s-a asociat pozitiv cu altitudinea (tab. 4.2).

Indicele β_{Mult} pentru numărul total de specii s-a corelat pozitiv cu altitudinea și a manifestat o relație slabă, de asociere pozitivă, cu diferența în deschiderea coronamentului. Pentru speciile de pajiște, parametrul s-a corelat pozitiv cu media acoperirii cu litieră și negativ cu media indicelui de insolație. În cazul speciilor de pădure, indicele β_{Mult} s-a asociat pozitiv cu diferența în deschiderea coronamentului și negativ cu diferența în acoperirea cu litieră.

Niciunul dintre predictorii nu a explicat $\beta_{\text{distance decay}}$, exceptând atunci când s-a calculat pentru speciile de pajiște, în acest caz stabilindu-se o corelație pozitivă a acestui indice cu indicele de insolație. Indicele β_{SOR} a dat rezultate similare cu β_{Mult} , cu excepția numărului total de specii, în care caz a fost influențat semnificativ și pozitiv doar de diferența în deschiderea coronamentului (tab. 4.2; fig. 4.8). Indicele β_{SIM} a fost pozitiv corelat cu acoperirea cu litieră, dar numai pentru speciile de pădure (tab. 4.2).

4.4. Discuții

Efectul pozitiv al *deschiderii coronamentului* asupra α -diversității indică faptul că bogăția specifică este mai mare spre centrul golurilor, probabil datorită unui efect pozitiv al creșterii intensității luminii. Relația negativă între α -diversitatea totală și acoperirea cu litieră poate fi explicată de influențele inhibitoare ale litierei asupra regenerării plantelor.

Relația pozitivă dintre deschiderea coronamentului și diversitatea speciilor de pajiște relevă modul în care vegetația se aseamănă cu pajiștile autentice spre centrul golurilor. Deși mai puțin evidentă, bogăția speciilor de pajiște a manifestat o relație negativă cu panta, probabil datorită unui regim hidric mai potrivit pentru aceste specii pe pantele mai domoale.

Lipsa relațiilor dintre bogăția speciilor de margine de pădure și variabilele de mediu luate în considerare aici sugerează că fie acestea nu sunt restricționate în cadrul golurilor de niciun factor de mediu, fie doi factori opuși se anulează reciproc. Dimpotrivă, bogăția speciilor de pădure a crescut în ploturile cu deschideri mici ale coronamentului. Interesant este faptul că indicele de insolație a avut o influență negativă mai puternică asupra numărului de specii de pădure decât deschiderea coronamentului. Acest lucru se poate datora toleranței mai reduse a speciilor de pădure în porțiunile amplasate pe pantele sudice.

În studiul nostru, o distincție clară a apărut în primul rând între β_{Add} și β_{Mult} , probabil ca urmare a includerii/excluderii absențelor comune în calculul lor. Astfel, considerăm că informațiile furnizate de β_{Mult} au fost mai relevante în cazul acesta, mai ales că β_{Add} a fost criticat pentru dependența sa față de schimbarea în bogăția specifică (Jost 2007, Zeleny 2009,

Veech *et* Crist 2010).

Includerea distanței în calcularea $\beta_{\text{distance decay}}$ a oferit o explicație pentru comportamentul său diferit în comparație cu β_{SOR} ; a fost de așteptat să dea rezultate similare deoarece ambele se bazează în esență pe aceeași măsură a diferenței sau „disimilarității” (Sørensen echivalent cu Bray-Curtis pentru datele de prezență-absență). Deoarece multe dintre transectele noastre au fost amplasate în goluri de mici dimensiuni cu valori similare ale variabilelor de mediu la margini, răspunsul slab al $\beta_{\text{distance decay}}$ la predictorii nu a fost surprinzător.

β_{SOR} a indicat existența unei combinații a „îmbricării” și „ratei de înlocuire” a speciilor. În plus, din moment ce unul dintre predictorii utilizați nu a explicat β_{SIM} , cu excepția intervalului de acoperire cu litieră în cazul speciilor de pădure, am putea concluziona că „rata de înlocuire” pură este probabil să fie slab influențată de aceste variabile.

CAPITOLUL V

Evidențierea unor pattern-uri de fitodiversitate într-un complex de goluri de pe masivul Ugerului (nord-vestul Munților Trascău)

5.1. Introducere

Pattern-urile de diversitate și aplicabilitatea unor indici de măsurare a variației floristice nu au fost pe deplin studiate în condițiile habitatelor insulare.

În studiul nostru ne orientăm asupra unei rețele de goluri din pădurile nemorale ale Munților Trascău. Utilizând datele de prezență ale cormofitelor în ploturi de 1 m², împreună cu fondul de specii existent la nivelul fiecărui gol, ne-am pus următoarele întrebări: (i) ce deosebiri există între relația arie-specii, care consideră toate speciile și cea care include doar speciile de pajiști?; (ii) în ce măsură numărul de specii la nivelul golurilor îl influențează pe cel existent la o scară fină, de 1 m²?; (iii) sunt componentele β -diversității „îmbricare” și „înlocuire” mai mari între goluri decât în interiorul lor? și (iv) cum sunt acești indici influențați de numărul de specii (α -diversitate), atât la 1 m² cât și la nivelul golurilor?

5.2. Materiale și metode

Aria de studiu

Aria pe care s-a desfășurat eșantionarea se află în raza localității Vidolm, Munții Trascău (46°28'38"N și 23°30'39"E; fig. 5.1), fiind amplasată în nord-vestul acestei grupe muntoase.

Colectarea datelor

Eșantionarea datelor din teren s-a realizat considerându-se un total de 17 goluri. Ariile lor au fost măsurate pe baza poligoanelor trasate după conturul golurilor vizibile de pe un ortofotoplan. Ariile rezultate au fost cuprinse între 32 și 3412 m².

În cadrul fiecărui gol s-au delimitat ploturi de 1 m². Pe lângă speciile notate în ploturi, s-au notat și speciile observate prin vizitarea întregii suprafețe a golurilor, înregistrându-se astfel numărul total de specii la nivelul golurilor (S_{gol}). Speciile identificate au fost clasificate în două categorii: tipice de pajiști, respectiv de pădure.

Analiza datelor

Am considerat α -diversitatea la scara golurilor ca fiind numărul total de specii rezultat din acumularea speciilor înregistrate în ploturi și celor din afară. Pentru ajustarea relației dintre S_{gol} și aria golurilor (A), am recurs la funcțiile disponibile în pachetul *mmSAR* (Guilhaumon 2010).

Pentru evaluarea β -diversității, am întrebuințat recentele modalități de calcul propuse de Baselga (2010b), unde β -diversitatea totală poate fi partiționată în componentele „imbricare” (*nestedness*) și „înlocuire” (*turnover*).

Pentru a examina modul în care aceste fenomene pot fi evidențiate în structura spațială a comunităților în cadrul golurilor și între goluri, am aplicat indicii *Sørensen pairwise dissimilarity* (β_{sor}), *Simpson pairwise dissimilarity* (β_{sim}) și *Nestedness-resultant dissimilarity* (β_{nes}) pentru perechi de ploturi (Baselga 2010b). Pentru primul caz s-au ales numai perechi ale căror ploturi aparțineau aceluiași gol, pe când în cazul al doilea, doar ploturi din goluri diferite. Cu ajutorul unei proceduri de selecție aleatorie s-au ales câte 1000 de perechi pentru fiecare caz. Astfel, pentru a examina dacă mediile β_{sor} , β_{sim} și β_{nes} sunt egale atât în cadrul golurilor cât și între goluri, am recurs la testul *t*-student.

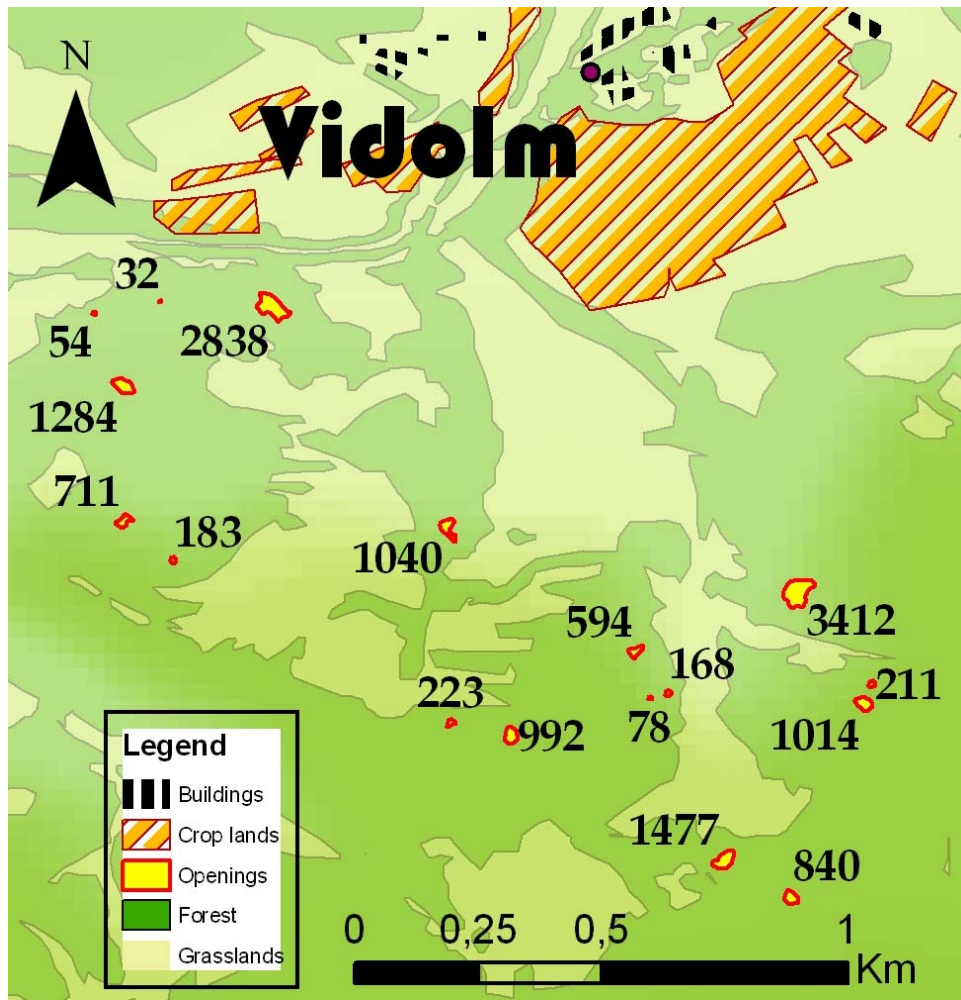


Figura 5.1: Repartizarea spațială a golurilor studiate (*openings*) în peisajul format din păduri și pajiști secundare din vecinătatea localității Vidolm (nord-vestul Munților Trascău). Valorile reprezintă aria golurilor (m²).

În vederea examinării dependenței β -diversității față de α -diversitate, am procedat calculând β -diversitatea simultan pe baza a 4 ploturi alese din același gol. β -diversitatea pe baza mai multor ploturi sau β -diversitatea multiplă (*multiple-site dissimilarity*). Selecția aleatorie a câte 4 ploturi din fiecare gol s-a efectuat de 100 de ori. În final, fiecărui gol i-a fost considerată β -diversitatea (prin indicii β_{SOR} , β_{SIM} și β_{NES} din 4 ploturi alese simultan per gol), ca fiind media celor 100 de iterații.

5.3. Rezultate

Numărul total de specii identificat în goluri (γ -diversitatea) este de 209. Numărul total de specii la scara golurilor (S_{gol}) a fost dependent de aria golurilor (A), funcția putere fiind modelul cel mai adecvat pentru a descrie această relație (tab. 5.2; fig. 5.2). Modelul optim

care descrie relația dintre numărul speciilor de pajiști la scara golurilor și A a fost cel logistic (tab. 5.2; fig. 5.2).

Media numărului de specii la nivelul ploturilor calculată per gol a fost dependentă de numărul total de specii din respectivul gol. Considerând doar speciile de pajiști, această medie a avut o relație mai puternică cu totalul speciilor de pajiști din goluri.

Mediile indicilor β_{sor} și β_{sim} , calculate pentru perechi de ploturi din același gol și pentru perechi cu ploturi din goluri diferite, au indicat faptul că cei doi indici au fost mai mari atunci când s-au considerat doar perechi de ploturi din goluri diferite. Componenta „imbricare” (β_{nes}) nu a prezentat deosebiri semnificative din punctul de vedere al mediei (tab. 5.3; fig. 5.4).

Cei trei indici ai β -diversității nu au fost explicați de numărul total de specii la nivelul golurilor (S_{tot}). Excepție face β_{NES} calculat pentru speciile de pajiște, care a fost semnificativ negativ influențat de S_{tot} (tab. 5.4). În ceea ce privește relația dintre indicii β -diversității cu numărul mediu de specii per gol la scara de 1 m^2 (S_{pl}), nu s-au constatat diferențe ale mediilor decât pentru β_{SOR} și β_{NES} , care au avut o relație semnificativ negativă, însă doar atunci când au fost calculate pentru speciile de pajiște (tab. 5.4).

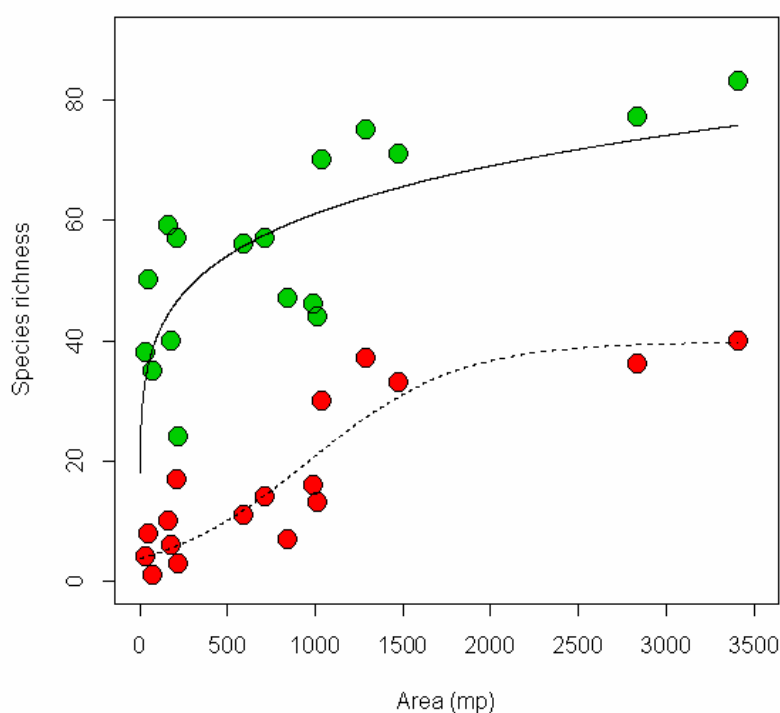


Figura 5.2: Funcția putere aplicată pentru ajustarea relației dintre numărul total de taxoni din goluri (simboluri verzi) (S_{tot}) și arie (A) ($S_{\text{tot}} = 18.21 \times A^{0.18}$; $\text{AIC}_c = 89.35$; $\text{BIC} = 90.00$), cu linie continuă. Relația dintre numărul de taxoni de pajiști și arie (simboluri roșii) este ajustată prin intermediul modelului logistic ($S_{\text{tot}} = 39.79 / (1 + \exp(-0.002 \times A + 2.24))$; $\text{AIC}_c = 89.35$; $\text{BIC} = 90.00$), cu linie întreruptă.

5.4. Discuții

Descrierea optimă a relației dintre numărul total de specii și aria golurilor prin intermediul *funcției putere* este în acord cu rezultatele altor studii de sinteză recente (Triantis *et al.* 2012). Forma dominantă a acestei relații este în mod teoretic convexă, neprezentând asimptotă. În cazul *funcției logistice*, care descrie în modul optim relația dintre numărul de specii de pajiști și goluri, se pot remarca că aplatizarea este posibil să fie datorată unei saturații de specii de pajiște în golurile foarte largi.

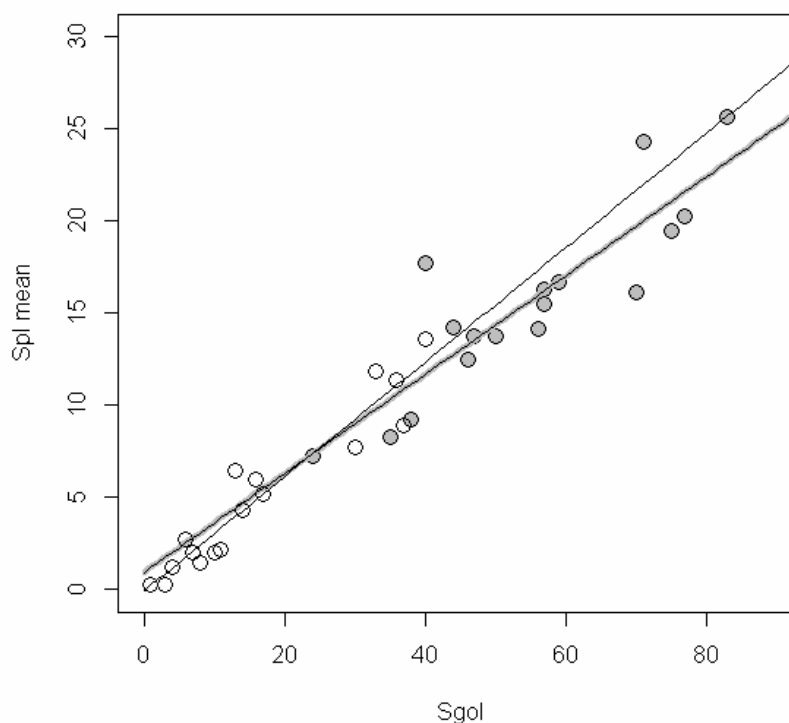


Figura 5.3: Relația liniară dintre media numărului de specii la scara ploturilor ($S_{pl\ medie}$) și numărul total de specii la nivelul golurilor (S_{gol}). Pentru totalul speciilor s-au utilizat simbolurile umplute, iar pentru speciile de pajiști simboluri goale. Liniile de regresie pătrează culorile simbolurilor la care corespund.

Relația dintre numărul mediu de specii la scara ploturilor și numărul total de specii din goluri se poate explica prin faptul că fondul de specii existent influențează asamblarea floristică și la această scară fină.

Așa cum s-a așteptat, media β -diversității totale (β_{sor}) calculată pe perechi de ploturi a fost mai ridicată între goluri decât în interiorul lor. Chiar dacă în cadrul golurilor din această regiune compoziția floristică variază ca răspuns la unele variabile de mediu (Turtureanu *et*

Dengler 2012), β -diversitatea dintre goluri aduce o contribuție mai ridicată la diversitatea de ansamblu a complexului format din aceste goluri.

Componenta β_{sim} , care reflectă „înlocuirea” (*turnover*) speciilor între ploturi, a prezentat de asemenea o medie mai ridicată între goluri, valorile acesteia fiind foarte ridicate în comparație de cele ale β_{nes} , indicând că cea mai mare parte a diversității totale β_{sor} este dictată de β_{sim} . Deși „ochiurile de pădure” (golurile mici) păstrează un număr scăzut de specii conform relației arie-specii, rata de înlocuire” ridicată dintre ploturile acestora și cele din golurilor mari evidențiază, din nou, importanța lor ridicată pentru menținerea γ -diversității. „Imbricarea” floristică (*nestedness*) nu a prezentat o diferențiere semnificativă între și în cadrul golurilor, ceea ce denotă că procesele care conduc la „dezagregarea” ansamblurilor vegetale sunt aceleași la cele două nivele. Dealtfel, remarcăm că β_{nes} are valori relative foarte reduse.

Pentru totalul speciilor, niciun indice de β -diversitate nu a manifestat o dependență față de cele două variante ale α -diversității (numărul total de specii la nivelul golurilor și numărul mediu de specii per plot), excepție făcând β_{NES} calculat pentru speciile de pajiști. Este astfel evident că fenomenul de „dezagregare” se manifestă odată cu creșterea numărului de specii de pajiște din goluri (de la golurile mici la cele largi). Pentru totalul speciilor, relația nu a fost evidentă deoarece pentru cea mai mare parte a variației floristice totale, β_{NES} a contribuit puțin în comparație cu β_{SIM} . Media β_{NES} pentru toate speciile a constat doar în 8.4% din media β_{SOR} . În schimb, pentru speciile de pajiști, media β_{NES} a constituit 27.0% din media β_{SOR} , rezultând astfel într-o relație semnificativă cu cele două α -diversități.

Concluzii generale

În mod particular, pentru fiecare dintre cele patru capitole desprindem următoarele concluzii:

- Cercetările fitosociologice realizate asupra pădurilor nemorale au utilizat metoda de optimizare a partiționărilor denumită OptimClass. Aceasta a sugerat ca baza de date (161 relevee fitosociologice) să fie împărțită în 7 grupe. Prin retezarea dendrogramei am obținut 7 clustere care au fost atribuite la 6 asociații: *Luzulo-Quercetum petraeae*, *Symphyto cordati-Fagetum*, *Melampyro bihariense-Carpinetum*, *Corno-Quercetum pubescentis*, *Quercetum robori-petraeae* și *Stellario nemori-Alnetum incanae/ Telekio speciosae-Alnetum*.
- Examinarea floristică a golurilor a avut ca rezultat identificarea unui număr de 431 taxoni. Dintre speciile prezente, 51% apar și în păduri, ceea ce reflectă un caracter cenotic

intermediar între păduri și pajiști a golurilor. Predomină compositele, gramineele, leguminoasele și labiatele. În majoritate, speciile sunt hemicriptofie, eurasiatice. Ecologic, predomină mezofilele, mezotermele și acido-neutrofilele, fiind prezente însă și multe neutrobazifile care indică prezența calcarelor. Sub raportul luminii, predomină speciile iubitoare de lumină, dar care vegetează și în condiții de umbră parțială. În golurile studiate au fost identificate două asociații vegetale predominante: *Festuco rubrae-Agrostetum capillaris* și *Festucetum rupicolae*. Prima reprezintă comunitățile mezofile, iar cea de a doua pe cele xero-mezofile.

➤ Analiza efectuată în cele 40 de goluri din Trascău a evidențiat că variabilele de mediu considerate au influențat atât α -, cât și β -diversitatea. α -diversitatea la 1 m² a fost în principal explicată de deschiderea coronamentului și acoperirea cu litieră. β_{Add} și β_{Mult} au fost diferite în ce privește „comportamentul” față de variabile. Lipsa unei relații a β_{SIM} cu variabilele de mediu sugerează că „înlocuirea” (*turnover*) pură este probabil să fie slab influențată de acestea. Indicii utilizați reflectă procese ecologice particulare, evaluarea diversității utilizând un set de indici diferiți metodologic fiind prin urmare recomandată. Rezultatele obținute oferă suport pentru măsurile de conservare a naturii din regiune.

➤ Relația arie-specii la nivelul cele 17 goluri de pe masivul Ugerului a fost exprimată prin funcția putere, iar în cazul exclusiv al speciilor de pajiște, printr-o curbă sigmoidală. Relația pozitivă dintre numărul mediu de specii la scara ploturilor și numărul total de specii la nivelul golurilor reflectă că fondul de specii existent în goluri influențează asamblarea la scară fină. Beta diversitatea totală (β_{sor}) a fost mai ridicată între goluri decât în interiorul lor. β_{sim} a fost de asemenea mai ridicată între goluri. β_{nes} nu a prezentat o diferențiere semnificativă între și în cadrul golurilor. Niciun indice de β -diversitate nu a manifestat o dependență față de α -diversitate (măsurată atât la nivelul golurilor cât și al ploturilor), excepție făcând β_{NES} în cazul speciilor de pajiști.

Importanța golurilor de pădure rezidă în capacitatea lor de a menține un număr ridicat de specii nu doar intrinsec dependent de suprafața lor, ci prin promovarea unei rate de „înlocuire” ridicată. Prin urmare, pentru strategiile de conservare subliniem importanța păstrării mai multor goluri variabile ca suprafață.

Bibliografie selectivă

1. Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, D., Freestone, A.L., Sanders, N.J., Cornell, H.V., Comita, L.S., Davies, K.F., Harrison, S.P., Kraft, N.J.B., Stegen, J.C., Swenson, N.G., 2011, Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist, *Ecology Letters*, **14**: 19–28.
2. Anderson, K.L., Leopold, D.J., 2002, The role of canopy gaps in maintaining vascular plant diversity at a forested wetland in New York State, *Journal of the Torrey Botanical Society*, **129**: 238–250.
3. Anderson, M.J., Ellingsen, K.E., Mcardle, B.H., 2006, Multivariate dispersion as a measure of beta diversity, *Ecology Letters*, **9**: 683–693.
4. Antrop, M., 2005, Why landscapes of the past are important for the future, *Landscape and Urban Planning*, **70**: 21–34.
5. Barik, S.K., Pandey, H.N., Tripathi, R.S., Rao, P.M., 1992, Microenvironmental variability and species diversity in treefall gaps in a sub-tropical broadleaved forest, *Vegetatio*, **103**: 31–40.
6. Baselga, A., 2010a, Multiplicative partition of true diversity yields independent alpha and beta components; additive partition does not, *Ecology*, **91**: 1974–1981.
7. Baselga, A., 2010b, Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity, *Global Ecology and Biogeography*, **19**: 134–143.
8. Baselga, A., Jiménez-Valverde, A., Niccolini, G., 2007, A multiple-site similarity measure independent of richness, *Biology Letters*, **3**: 642–645.
9. Başnou, C., Pino, J., Šmilauer, P., 2009, Effect of grazing on grasslands in the Western Romanian Carpathians depends on the bedrock type, *Preslia*, **81**: 91–104.
10. Beldie, A., Chiriță, C., 1968, *Flora indicatoare din pădurile noastre*, Ed. Agro-Silvică, București.
11. Boşcaiu, N., Boşcaiu, V., Coldea, G., Tauber, F., 1982, Sintaxonomia fâgetelor carpatine. In: Preda, V., Boşcaiu, N. (eds.), *Fâgetele carpatine. Semnificația lor bioistorică și ecoprotectivă*, Ed. Acad., Cluj-Napoca: 228–303.
12. Brinkmann, K., Păcurar, F., Rotar, I., Rusdea, E., Auch, E., Reif, A., 2009, The grasslands of the Apuseni Mountains, Romania. In: Veen, P., Jefferson, R., de Smidt, J., van der Straaten, J. (eds.), *Grasslands in Europe of high nature value*, KNNV Publishing Zeist, Zeist: 226–237.
13. Caley, M.J., Schluter, D., 1997, The relationship between local and regional diversity, *Ecology*, **78**: 70–80.
14. Coldea, G., 1991, Prodrome des associations végétales des Carpates du Sud-Est (Carpates Roumanies), In: Gehu, J.-M., Pedrotti, F. (eds.), *Documents phytosociologiques*, Università degli Studi, Camerino, **13**: 317–540.
15. Cremene, C., Groza, G., Rakosy, L., Rakosy, L., Schileyko, A.A., Baur, A., Erhardt, A., Baur, B., 2005, Alterations of steppe-like grasslands in Eastern Europe: a threat to regional biodiversity hotspots, *Conservation Biology*, **19**: 1606–1618.
16. Crist, T.O., Veech, J.A., 2006, Additive partitioning of rarefaction curves and species-area relationships: Unifying alpha-, beta- and gamma-diversity with sample size and habitat area, *Ecology Letters*, **9**: 923–932.
17. Cristea, V., Gafta, D., Pedrotti, F., 2004, *Fitosociologie*, Ed. Presa Universitară Clujeană, Cluj-Napoca.
18. Dengler, J., 2009, Which function describes the species-relationship best? A review and empirical evaluation, *Journal of Biogeography*, **36**: 728–744.

19. Dengler, J., 2010, Robust methods for detecting a small island effect, *Diversity and Distributions*, **16**: 256–266.
20. Diserud, O.H., Ødegaard, F., 2007, A multiple-site similarity measure, *Biology Letters*, **3**: 20–22.
21. Dufrière, M., Legendre, P., 1997, Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach, *Ecological Monographs*, **67**: 345–366.
22. Eysenrode, D.S.V., Kockelbergh, F., Bogaert, J., Impens, I., Hecke, P.V., 2002, Canopy gap edge determination and the importance of gap edges for plant diversity, *Web Ecology*, **3**: 1–5.
23. Frink, J.P., 2010, *Pajiștile de pe valea Arieșului între Turda și Lupșa: Structură, ecologie, folosință durabilă*, Ed. Presa Universitară Clujeană, Cluj-Napoca.
24. Gafta, D., 2002, Influența antropo-zoogenă asupra pădurilor periurbane, In: Cristea, V., Baciu, C., Gafta, D. (eds.), *Municipiul Cluj-Napoca și zona periurbană. Studii ambientale*, Accent, Cluj-Napoca: 241–274.
25. Gergely, I., 1964, *Flora și vegetația regiunii cuprinse între Mureș și masivul Bedeleu*, Teză de doctorat, Universitatea din București.
26. Gergely, I., 1962, Contribuții la studiul fitocenologic al pădurilor din partea nordică a Munților Trascăului, *Contribuții Botanice*: 263–298.
27. Guilhaumon, G., 2010, mmSAR: An R-package for multimodel species-area relationship inference, *Ecography*, **33**: 420–424.
28. Hodișan, I., 1965, Pădurile de fag de pe Valea Feneșului, *Contribuții Botanice*: 189–196.
29. Jost, L., 2007, Partitioning diversity into independent alpha and beta components, *Ecology*, **88**: 2427–2439.
30. Jurasinski, G., Retzer, V., Beierkuhnlein, C., 2009, Inventory, differentiation, and proportional diversity: a consistent terminology for quantifying species diversity, *Oecologia*, **159**: 15–26.
31. Koleff, P., Gaston, K.J., Lennon, J.J., 2003, Measuring beta diversity for presence-absence data, *Journal of Animal Ecology*, **72**: 367–382.
32. Ladislav, M., 1997, Classification of vegetation: Past, present and future, *Journal of Vegetation Science*, **8**: 751–760.
33. Lomolino, M.V., 2000, Ecology's most general, yet protean pattern: The species-area relationship, *Journal of Biogeography*, **27**: 17–26.
34. Măhăra, G., Popescu-Argeșel, I., 1993, *Munții Trascău. Ghid turistic*, Ed. Imprimeriei Universității de Vest, Oradea.
35. Nekola, J.C., White, P.S., 1999, The distance decay of similarity in biogeography and ecology, *Journal of Biogeography*, **26**: 867–878.
36. Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2011, *Vegan. Community Ecology Package*, <http://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>.
37. Popescu-Argeșel, A., 1977, *Studiu morfologic, Munții Trascău*, Ed. Acad., București.
38. Purvis, A., Hector, A., 2000, Getting the measure of biodiversity, *Nature*, **405**: 212–219.
39. Sanda, V., 2002, *Vademecum ceno-structural privind covorul vegetal din România*, Ed. Vergiliu, București.
40. Schnitzer, S.A., Carson, W.P., 2001, Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest, *Ecology*, **82**: 913–919.
41. Sfenthouraki, S., Panitsa, M. (in press), From plots to islands: Species diversity at different scales, *Journal of Biogeography*.
42. Șuteu, Ș., 1970, *Flora și vegetația bazinului superior al Văii Râmețului*, Teză de doctorat, Universitatea Babeș-Bolyai, Cluj-Napoca.

43. Tichý, L., Chytrý, M., Hájek, M., Talbot, S.S., Botta-Dukát, Z., 2010, Optimclass: Using species-to-cluster fidelity to determine the optimal partition in classification of ecological communities, *Journal of Vegetation Science*, **21**: 287–299.
44. Triantis, K.A., Guilhaumon, G. et Whittaker, R.J., 2012, The island species-area relationship: Biology and statistics, *Journal of Biogeography*, **39**: 215–231.
45. Tuomisto, H., 2010, A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity, *Ecography*, **33**: 2–22.
46. Turtureanu, P.D., Dengler, J., 2012, Different aspects of plant diversity show contrasting patterns in carpathian forest gaps, *Plant Ecology*, **213**: 67–76.
47. Turtureanu, P.D., Coldea, G., Cristea, V., 2011, Classification of broad-leaved forests of the Trascău Mountains (Carpathians, Romania) through optimal classification, *Contribuții Botanice*, **XLVI**: 33–41.
48. Veech, J.A., Crist, T.O., 2010, Diversity partitioning without statistical independence of alpha and beta, *Ecology*, **91**: 1964–1969.
49. Veech, J.A., Summerville, K.S., Crist, T.O., Gering, J.C., 2002, The additive partitioning of species diversity: Recent revival of an old idea, *Oikos*, **99**: 3–9.
50. Whittaker, R.H., 1956, Vegetation of the Great Smoky Mountains, *Ecological Monographs*, **26**: 1–80.