

UNIVERSITATEA DIN BUCUREȘTI
Facultatea de Biologie
Specializarea Ecologie și Protecția Mediului

LUCRARE DE LICENȚĂ

Conducător științific

Conf. Dr. Liviu Dragomirescu

Absolvent

Lazăr Iulia-Andreea

București

2010

UNIVERSITATEA DIN BUCUREȘTI
Facultatea de Biologie
Specializarea Ecologie și Protecția Mediului

LUCRARE DE LICENȚĂ

Compararea celor mai utilizați indici de diversitate specifică

Conducător științific

Conf. Dr. Liviu Dragomirescu

Absolvent

Lazăr Iulia-Andreea

București

2010

Cuprins

Cuprins	3
1. Introducere	5
2. Scopul și obiectivele lucrării	7
3. Analiza critică a conceptelor legate de biodiversitate	8
3.1. Despre diversitatea biologică	8
3.1.1. Definierea termenului de biodiversitate	8
3.1.2. Legătura dintre componentele biodiversității	13
3.1.3. Ce nu se cunoaște referitor la biodiversitate	14
3.2. Relația dintre deteriorarea ecosistemelor și diversitatea specifică	14
4. Cum poate fi măsurată diversitatea specifică. Analiza critică a indicilor de diversitate specifică	24
4.1. Indicele Margalef și indicele Menhinick- indici ai bogăției de specii	24
4.2. Indicele Simpson	25
4.3. Indicele Shannon	26
4.4. Indicele McIntosh	27
4.5. Modelul Log-liniar al lui Motomura	28
4.6. Modelul batonului spart al lui MacArthur	29
5. STUDIU DE CAZ. Calcularea și compararea indicilor de diversitate	30
5.1. Prezentarea seturilor de date	30
5.2. Calcularea indicilor de diversitate	33
5.2.1. Indici ai bogăției speciilor	33
5.2.2. Indici ai echitabilității	35
5.2.3. Modele ale abundențelor specifice	38
5.3. Compararea indicilor de diversitate	41
5.4. Calculul indicilor în cadrul unor foi EXCEL	44
6. Concluzii	45
7. Referințe	46
8. <i>Cuprins detaliat</i>	49

Mulțumiri: Îi mulțumesc domnului profesor Liviu

Dragomirescu pentru sprijinul acordat, în primul rând.

**În al doilea rând, îi mulțumesc mamei mele pentru că are
încredere în mine.**

1. Introducere

Supraviețuirea speciei umane este asigurată și limitată de serviciile și resursele naturale. Unul dintre servicii este menținerea biodiversității iar declinul acesteia constituie o preocupare majoră a specialiștilor în domeniu.

Importanța biodiversității reiese din rolul pe care îl are în menținerea proceselor ecologice -care asigură formarea solului, convertirea materiei anorganice în prezența luminii solare în materie organică, absorbția poluanților, reglarea circuitelor substanțelor în natură precum apa, carbonul, azotul și altele, reglarea climei- și în furnizarea resurselor naturale. Speciile reprezintă compartimentul de ciclare a ecosistemului asigurând circuitul materiei și fluxul de energie. Diversitatea speciilor este un indicator al stabilității sistemului ecologic. Este sursă de hrană, materie primă și sănătate pentru oameni constituind o „farmacie naturală”. Are importanță și pentru cercetarea științifică. De exemplu, unele specii au servit ca modele în progresul tehnologic: modul de a vira al acvilei în zbor a inspirat construcția planoarelor, după cum susține instructorul de planorism, Măruie A.

Așadar, există și un interes economic, nu numai moral, pentru a proteja și conserva biodiversitatea cu cele patru componente ale sale -numite în Marggraf R., 2001, bunuri în economie- diversitatea specifică, cea mai studiată de-a lungul timpului, diversitatea ecosistemelor, cea genetică și cea etnoculturală / antropică.

Același autor aduce argumente în favoarea eforturilor de conservare a biodiversității accentuând ideea importanței economice a acesteia. Pentru a întări propriile afirmații, prezintă pierderile economice în cazul în care scade biodiversitatea din cauza activității antropice. În articol, autorul compară două tipuri de utilizare a unui teren inițial acoperit cu pădure: ca teren agricol, diversitatea specifică fiind foarte mică, ori ca teren în care se conservă vegetația naturală, diversitatea specifică fiind mare. Comparația este făcută atât din punctul de vedere al câștigului economic al proprietarului respectiv, cât și din cel al societății. Beneficiile pentru proprietar, dacă alege să conserve biodiversitatea provin din comercializarea resurselor pădurii (cu excepția lemnului în cantitate mare, industrială) și din ecoturism. Beneficiile pentru societate sunt de fapt serviciile și resursele naturale -lemnul într-o foarte mică măsură- oferite de ecosistemul forestier (de exemplu, serviciul de

reglare a climei care contribuie la productivitatea unor terenuri agricole și astfel la securitatea alimentară). Dacă însă pentru proprietar câștigul net este mai mare decât costul net în cazul în care va transforma pădurea în teren agricol, atunci cel mai probabil va lua întocmai această hotărâre, iar costul extern, cel al societății, nu îi va afecta în mod direct câștigul. Marggraf conchide că nu există o politică eficientă care să permită ca dorința de a plăti a oamenilor pentru conservarea biodiversității să fie o sursă de câștig pentru proprietarii de păduri, pășuni etc. astfel încât aceștia să nu aleagă transformarea proprietății în teren agricol sau alte forme care conduc la scăderea biodiversității.

Există goluri în cunoașterea diversității specifice, conform Kassas, M., 2002, care afirmă că din numărul total de specii, se cunoaște numai un procent de 14%. De asemenea, Kassas atrage atenția asupra foarte puținelor informații despre rolul microorganismelor, algelor, protozoarelor, ciupercilor în ecologia planetei dar și despre potențialul rol al acestora în economie. Un alt gol în cunoaștere despre care amintește autorul este cel referitor la rolul fiecărei specii printre celelalte componente ale biocenozei iar abilitatea oamenilor de a evalua și preveni deteriorarea ecosistemelor reprezintă tot un aspect negativ, fiind redusă. Trebuie accentuat că anumite specii depind de un număr de alte specii din biocenoză. În consecință, diversitatea specifică asigură funcționarea biocenozei. Dacă, de exemplu, o specie dispare dintr-un ecosistem, cel mai probabil nu vor exista efecte pe termen scurt, dar dacă specia respectivă are relații trofice sau de alt tip cu alte specii, acestea vor fi afectate negativ și la rândul lor influențează alte specii, așadar funcționarea întregului ecosistem. În cazul în care, din ecosistem dispare o specie ale cărei roluri pot fi preluate de alte specii din biocenoză, atunci nu va exista un efect negativ sau acesta va fi minor.

Diversitatea specifică depinde de caracteristicile biotopului. Aceasta a fost concluzia unui studiu finalizat prin articolul numit „The role of landscape patterns of habitat types on plant species diversity of a tropical forest in Mexico”, realizat de Hernandez-Stefanoni, L. J., 2005. Acesta a analizat legătura dintre caracteristicile complexelor de ecosisteme ce sunt ușor de observat din imaginile satelitare și diversitatea de specii de plante (care influențează diversitatea specifică în cadrul celorlalte niveluri trofice) în pădurile tropicale din Mexic, intenționând să utilizeze această relație pentru prognoza diversității specifice. În cele mai multe cazuri există o corelație directă între deteriorarea ecosistemelor și scăderea diversității de specii însă este posibilă și o creștere a diversității specifice pe fondul deteriorării. În general, sunt necesare studii complexe și o cunoaștere profundă a sistemului ecologic respectiv cât și a modalității de deteriorare, a cauzelor care au

provocat-o, a structurii biocenozei și a diversității de specii. Este posibil ca diversitatea specifică să fie mai mare într-o zonă mai poluată decât într-o zonă mai puțin poluată deși în majoritatea situațiilor reducerea diversității speciilor este un indicator al deteriorării sistemului ecologic în cauză. De exemplu, se poate înregistra o bogăție specifică mai mare în apropierea unei uzine și o bogăție mai mică la o distanță mai mare de sursa de poluare. Acest fenomen a fost studiat de către Brandle, M. și colab., 2000. Aceștia au constatat că diversitatea de specii era invers corelată cu distanța față de o sursă de poluare cu dioxid de sulf.

Măsurarea biodiversității în scop științific, de manageriere și conservare a fost posibilă cu ajutorul unei serii de indici de diversitate existenți în literatura de specialitate - „o diversitate a indicilor de diversitate”, Magurran, A., 1988 - aceștia prezentând avantaje cât și limite.

Pentru o mai profundă înțelegere a indicilor de diversitate, aceștia au fost calculați folosind un set de date reale și un set de date fictive, în cadrul unor foi EXCEL.

Calcularea celor mai utilizați indici de diversitate, și prezentarea lor într-o formă accesibilă în lucrare, cât și compararea valorilor obținute pentru fiecare dintre aceștia pe un set de date conținând abundențele absolute ale speciilor din patru situri -o pădure indigenă și trei tipuri de plantații- poate fi de ajutor oricărei persoane care lucrează în domeniul managementului și conservării biodiversității sau ecologilor, deoarece modul de prezentare, al calculului indicilor cât și a comparării lor prin realizarea unui tabel la finalul studiului de caz, facilitează înțelegerea lor.

2. Scopul și obiectivele lucrării

Scopul: Sublinierea importanței utilizării (corecte) a aparatului statistic în studiul biodiversității pentru obținerea rezultatelor de calitate;

Obiective:

1. Evidențierea importanței biodiversității;
2. Prezentarea celor mai utilizați indici de diversitate biologică (avantaje, limite, teste de verificare);
3. Calcularea respectivilor indici, în cadrul unor foi EXCEL, pe un set de date în vederea unei mai bune înțelegeri a lor, la care se adaugă compararea valorilor indicilor în mai multe situații;

3. Analiza critică a conceptelor legate de biodiversitate

3.1. Despre diversitatea biologică

3.1.1. Definirea termenului de biodiversitate

În capitolul VIII, articolul 49, al Ordonanței de Urgență, nr. 195 din 22 decembrie 2005 (*actualizată*) privind protecția mediului, deși apare sintagma „componentele biodiversității”, în actul normativ sunt amintite doar două dintre componente și anume diversitatea habitatelor, și a speciilor.

ART. 49

(1) Autoritatea publică centrală pentru protecția mediului împreună cu autoritățile publice centrale și locale, după caz, elaborează reglementări tehnice privind măsurile de protecție a ecosistemelor, de conservare și utilizare durabilă a componentelor diversității biologice.

(2) Regimul ariilor naturale protejate, conservarea habitatelor naturale, a florei și faunei sălbatice se supun prevederilor prezentei ordonanțe de urgență, precum și legislației specifice în vigoare.

(Alineatele (1) și (2), articolul 49, din Ordonanța de Urgență nr. 195 din 22 decembrie 2005).

Scopul elaborării Ordonanței de Urgență, nr. 57 din 20 iunie 2007 privind regimul ariilor protejate, conservarea habitatelor naturale, a florei și a faunei sălbatice publicat în Monitorul Oficial nr. 442 din 29 iunie 2007 este conservarea și utilizarea durabilă a patrimoniului natural cu sensul din ecologie de capital natural. În acest act normativ, se iau în considerare aceleași componente ca mai sus ale diversității biologice (diversitatea de specii și diversitatea habitatelor).

ART. 1

Scopul prezentei ordonanțe de urgență îl constituie garantarea conservării și utilizării durabile a patrimoniului natural, obiectiv de interes public major și componenta fundamentală a strategiei naționale pentru dezvoltare durabilă.

ART. 2

Prezenta ordonanță de urgență reglementează:

a) asigurarea diversității biologice, prin conservarea habitatelor naturale, a florei și faunei sălbatice pe teritoriul României;

ART. 4

În sensul prezentei ordonanțe de urgență, termenii și expresiile de mai jos au următoarele semnificații:

1. conservare - ansamblul de măsuri care se pun în aplicare pentru menținerea sau refacerea habitatelor naturale și a populațiilor de specii de faună și floră sălbatice, într-o stare favorabilă, în sensul pct. 5 și 9;

(Articolul 1, articolul 2, punctul a și articolul 4, punctul (1) din Ordonanța de Urgență nr. 195 din 20 decembrie 2005).

Din punct de vedere al cunoașterii normative, biodiversitatea are două elemente componente: diversitatea specifică și diversitatea habitatelor. Biodiversitatea, din punctul de vedere al cunoașterii științifice fundamentale, reprezintă diversitatea modulelor trofo-

dinamice la care se adaugă diversitatea de specii din cadrul fiecărui modul trofo-dinamic, incluzând și diversitatea genetică, din interiorul fiecărei specii. (Cursul de Managementul Biodiversității, Facultatea de Biologie, Specializarea Ecologie și Protecția Mediului, Universitatea București, anul 2010, ținut de domnul profesor Virgil Iordache, comunicare orală).

Biodiversitatea este considerată a avea patru componente, din perspectiva cunoașterii științifice aplicative: diversitatea ecosistemică, diversitatea de specii, diversitatea genetică și diversitatea etnoculturală. Această definiție a biodiversității este susținută de către Vădineanu, A., 1998.

Diversitatea ecosistemică

Sistemele ecologice seminaturale și naturale sunt sistem suport al vieții.

Conform Vădineanu, A., 1998, variabilitatea sistemelor ecologice oglindește și diversitatea sistemelor biologice (niveluri de organizare a materiei vii, superioare speciei – biocenoză, biom, biosferă).

Cogălniceanu, D., 1999, citându-l pe Odum (1993) identifică următoarele patru categorii de ecosisteme:

1) Marine:

- a) oceanul deschis (pelagial);
- b) ape litorale;
- c) zonele cu curenți verticali;
- d) zone abisale cu izvoare hidrotermale;
- e) ecosisteme costiere (estuare, lagune, mlaștini sărate, păduri de mangrove, recifi de corali);

2) Acvatice continentale:

- a) ecosisteme lentice (lacuri și bălți);
- b) ecosisteme lotice (fluvii, râuri, pâraie);
- c) zone umede (delte, zone inundabile, mlaștini);

3) Ecosisteme și complexe de ecosisteme terestre:

- a) arctice și alpine (tundra);
- b) păduri de conifere boreale (taiga);
- c) păduri de foioase temperate;
- d) pășuni din zona temperată;
- e) pășuni tropicale și savane;

- f) zone cu precipitații de iarnă și secetă în timpul verii (chaparral);
 - g) deșerturi;
 - h) păduri tropicale sezoniere;
 - i) păduri tropicale umede;
- 4) Ecosisteme dominate de specia umană (sistemul socio-economic uman = SSE):
- a) ecosisteme rurale / zone agroindustriale (tehnosisteme rurale);
 - b) agroecosisteme;
 - c) ecosisteme urban-industriale (tehnosisteme rurale);

Diversitatea specifică

Diversitatea speciilor are două componente: distribuția echitabilă a abundențelor ori biomasele speciilor și numărul acestora. Când crește echitabilitatea și / sau numărul (bogăția) de specii, crește diversitatea specifică. Tocmai datorită acestui fapt, este mai dificil de înțeles și de măsurat diversitatea de specii. Într-o biocenoză distribuția de frecvențe (abundențe ori biomase) a speciilor este o curbă unimodală extrem asimetrică de stânga, atât datorită convenției de reprezentare în ordinea descrescătoare a frecvențelor cât și pentru că în realitate o distribuție uniformă a abundențelor, nu se întâlnește. În prezent, ne confruntăm cu declinul diversității specifice conform specialiștilor în domeniu, având loc extincții în detrimentul fenomenului de speciație (care este din ce în ce mai rar). Cauza principală este activitatea umană care provoacă agresiuni componentelor capitalului natural, deși fenomenul extincției a existat și în trecut, având cauze naturale.

Diversitatea speciilor este dinamică în timp și spațiu. De-a lungul timpului geologic aceasta a variat foarte mult. Extincția este de două feluri: *selectivă* (limitează evoluția ulterioară) și *aleatoare* (permite menținerea unei diversități morfo-anatomice ridicate). Uneori este dificil să stabilim dacă o specie este extinsă sau nu din moment ce „o serie de specii de plante pot supraviețui ca semințe dormante, așa numiții taxoni Lazăr, iar unele specii de animale, supraviețuiesc cu un efectiv foarte redus de indivizi perioade îndelungate” (Cogălniceanu, D., 1999). Potrivit afirmațiilor autorului Cogălniceanu, D., 1999, procesul de speciație se realizează în două moduri: *alopatric* (presupune o barieră geografică ce desparte o populație cu formarea a două populații astfel încât acestea evoluează diferit deoarece nu mai au același tip de habitat și nu mai interacționează) și *simpatric* (grupare a indivizilor în funcție de factori precum altitudinea, viteza curentului). Speciația simpatică nu presupune o izolare geografică.

Există o puternică legătură între heterogenitatea spațiului și diversitatea de specii. În timp, organismele (animale și în principal plante) prin desfășurarea proceselor vitale, au determinat creșterea heterogenității spațiale care a cauzat mai departe creșterea diversității specifice. Distribuția în spațiu a diversității de specii este foarte variabilă. Pe glob, aceasta nu se distribuie după o regulă universal valabilă dar am putea alege anumiți gradienti, ca de exemplu temperatura, pentru a observa cum se distribuie diversitatea în funcție de aceasta pe suprafața planetei (Sursa: Cogălniceanu, D., 1999).

Cogălniceanu, D., 1999, afirmă că există trei niveluri ale diversității de specii ținându-se cont de scara spațială și anume: alfa diversitatea, beta diversitatea și gama diversitatea.

Conform aceluiași autor:

a) *alfa* (α) *diversitatea* reprezintă diversitatea specifică dintr-o biocenoză cu referire la numărul de specii existent; bogăția de specii dintr-o biocenoză este un important indice prin care se pot compara biocenoze între ele.

Rocchini, D., 2007, a utilizat într-un experiment imagini satelitare, a căror rezoluție este un aspect deosebit de important deoarece influențează rezultatele, pentru evaluarea bogăției de specii la nivel local susținând că se poate determina heterogenitatea spațială considerată un punct cheie în determinarea bogăției de specii pentru că acestea sunt direct dependente.

b) *beta* (β) *diversitatea* constituie diversitatea de specii dintr-un complex de ecosisteme de-a lungul unui transect;

Este considerată „o măsură a diferenței în compoziția de specii dintre două sau mai multe biocenoze” de către Fontana, G. și colab., 2008, (aceștia îl citează pe Whitaker., 1960). Pentru a compara biocenoze între ele, au fost propuși indici ai β -diversității ce constau în compararea probelor și care au la bază coeficienți de similaritate ori neasemănare, conform cercetătorilor amintiți mai sus care au preluat informația de la Legendre și Legendre, 1988.

c) *gamma* (γ) *diversitatea* reprezintă diversitatea de specii la nivel regional;

Bangert, R.K. și Slobodchicoff, C.N., 2006, concluzionează că anumite specii influențează foarte mult bogăția specifică la nivel regional cum este de exemplu *Arctomys marmota* (marmotele) - specie cheie - ai cărei indivizi, prin activitatea lor, modifică trăsăturile complexului de ecosisteme cercetat, localizat în nordul Americii, conducând la creșterea diversității de specii. Modificarea habitatului (pășune, câmp) de către marmote provoacă răspunsuri diferite din partea diverselor specii de artropode în special, și o creștere a beta diversității artropodelor precum și o sporire a gama diversității în general (nu numai a artropodelor). Concluzia a fost elaborată în urma comparării complexelor de ecosisteme unde

își desfășurau activitatea marmote și complexe (de ecosisteme) unde nu se întâlneau reprezentanți ai acestei specii.

Diversitatea genetică

Se referă la diversitatea intraspecifică (inter și intrapopulațională).

În acord cu Cogălniceanu, D., 2007, diversitatea biologică este rezultatul a patru bilioane de ani de evoluție. Același autor accentuează în „Managementul Capitalului Natural”, 1999 că diversitatea genetică determină evoluția aflându-se la baza menținerii diversității speciilor și ecosistemelor. Când considerăm genotipurile indivizilor dintr-o populație, ne referim la genofondul acelei populații. Astfel, există *genofondul speciei* - totalitatea genotipurilor, genotipul fiind, conform DEX, totalitatea factorilor ereditari (gene) care determină caracterele indivizilor din cadrul speciei respective; *genofonul biocenozelor* denumit și *genofondul biocenotic* sau *al biosferei* - când includem totalitatea genofondurilor. Genomurile a doi indivizi aparținând la două specii distincte, de exemplu, sunt foarte diferite și deși nici indivizii din aceeași specie nu au genomuri identice, acestea sunt destul de asemănătoare (de altfel, această asemănare le asigură apartenența la aceeași specie sau conspecificitatea). Diversitatea intrapopulațională și cea interpopulațională sunt printre cele mai studiate. (Sursa: Cogălniceanu, D., 1999).

Schaberg, P.G., și colab., 2008, evidențiază că diversitatea genetică asigură stabilitatea ecosistemelor și atenționează asupra pericolului tăierii pădurilor sau a altor activități din domeniul silviculturii (exemplu: plantarea monoculturilor) care în timp conduc la scăderea diversității genetice și creșterea vulnerabilității ecosistemelor forestiere în fața multiplelor căi de deteriorare datorate activității antropice.

Dragomirescu, L. și Drane, J.W., 2009, admit că variabilitatea ridicată din interiorul populației asigură menținerea acesteia dacă un factor precum temperatura se modifică într-un timp scurt deoarece vor supraviețui acei indivizi al căror fenotip permite adaptarea la noua condiție (cei cu talia mai mare în situația unei scăderi foarte mari a temperaturii), pe când o populație alcătuită din indivizi identici (cu aceeași dimensiune a taliei redusă, nepermițând supraviețuirea), clone, nu va putea rezista schimbării (toți indivizii vor muri).

Diversitatea etnoculturală/antropică

Cuprinde diversitatea etnică, lingvistică și culturală a populațiilor umane.

Diversitatea antropică este foarte mare, existând o multitudine de rase (umane) și culturi. Arealul speciei umane se întinde pe aproape tot globul iar diversitatea intrapopulațională este crescută. Una din teoriile prin care se încearcă explicarea diversității antropice este teoria

multiregională conform căreia specia umană include hominizii susținându-se că procesul evolutiv a determinat diversitatea antropică actuală iar cauza pentru care rasele umane sunt similare este fluxul permanent de indivizi de la o populație la alta din regiuni diferite ale globului. Tot prin teoria multiregională se încearcă a se explica diferența între populații din regiuni geografice foarte diferite care s-ar datora tendinței naturale de extindere a arealului (prezentă la oricare specie) iar asupra grupului de indivizi care colonizează o regiune, acționează deriva genetică (fiind un număr foarte mic de indivizi) și selecția naturală. Crește diversitatea interpopulațională. „Diversitatea culturală este cel mai bine exprimată prin diversitatea lingvistică”. (Sursa: Cogălniceanu, D., 1999).

3.1.2. Legătura dintre componentele biodiversității

Wehenkel, C., și colab., 2006, susțin că există o corelație directă între diversitatea specifică și cea genetică. Au utilizat drept zone de studiu opt păduri, Thuringian, Germania, ale căror biocenoze includeau arbori din specii diferite, caracteristice atât stadiului de climax al unui ecosistem cât și specii pioniere și au fost luate în considerare numai speciile cu mai mult de 15 indivizi. S-a obținut o diversitate a plantelor mare care atrage după sine o diversitate a animalelor fitofage crescută, așadar și creșterea diversității animalelor carnivore. Hernandez-Stefanoni, J.L., 2006, susține că bogăția de specii din cadrul nivelului trofic al producătorilor primari provoacă o creștere a bogăției de specii și în cazul nivelurilor trofice superioare. Wehenkel, C., și colab evidențiază faptul că odată cu introducerea în biocenoză a speciilor pioniere caracterizate printr-o diversitate genetică mare, crește atât diversitatea specifică a plantelor cât și cea genetică. Autorii susțin că diversitatea specifică și cea genetică sunt cele mai importante componente ale biodiversității iar în studiul lor trebuie să fie luată în considerare legătura dintre ele. În cazul în care a fost înregistrată o scădere a diversității specifice într-o biocenoză, cel mai probabil, s-a redus și diversitatea genetică iar ecosistemul se deteriorează. Autorii subliniază importanța diversității genetice și specifice pentru menținerea stabilității ecosistemelor.

Cogălniceanu, D., 1999, evidențiază legătura dintre heterogenitatea reliefului și diversitatea de specii dar și contribuția animalelor la creșterea heterogenității spațiale (vezi exemplul de mai sus cu impactul activității marmotelor asupra caracteristicilor reliefului); altfel spus, heterogenitatea spațiului influențează și diversitatea genetică, demonstrându-se adevărul sintagmei „diversitatea naște diversitatea” (Cogălniceanu, D., 1999).

3.1.3. Ce nu se cunoaște referitor la biodiversitate

Kassas, M., 2002, evidențiază că nu s-au descoperit toate speciile de animale și plante existente în prezent, toate speciile de microorganisme și rolul lor, iar capacitatea oamenilor de a evalua și prezice funcționarea ecosistemelor este limitată de cunoașterea actuală. Autorul relatează că 1,4 milioane de specii de plante și animale și 157.000 specii de microorganisme sunt cunoscute în prezent dar se estimează că pe planetă se află un număr de aproximativ 100 milioane specii.

Un exemplu despre cum se estimează numărul de specii de pe planetă este furnizat de către Cogălniceanu, D., 1999. Astfel, având în vedere că a fost estimat că pentru fiecare specie de arbore există 163 de specii de coleoptere strict specializate de către entomologul Terry Erwin și cunoscând că în lume există circa 50.000 de specii de arbori, rezultă că 8.150.000 de specii de coleoptere sunt asociate coronamentului arborilor (coleoptere specie-specifice). Știind că artropodele reprezintă aproximativ 40% din numărul total de insecte, deducem că 20.375.000 specii de artropode se află în coronamentul tuturor arborilor. Numărul total de specii de artropode va fi circa 30.562.500 dacă se ia în considerare faptul că la nivelul solului se întâlnesc aproximativ jumătate din numărul global de specii de artropode.

3.2. Relația dintre deteriorarea ecosistemelor și diversitatea specifică

În principal activitățile antropice au cauzat deteriorarea prin diverse modalități (poluare, construcție de baraje, introducere de specii noi, fragmentarea habitatelor speciilor, alterarea circuitelor biogeochimice, supraexploatarea resurselor naturale etc.) a ecosistemelor terestre și acvatice iar una dintre consecințe a fost reducerea diversității specifice și genetice (vezi 3.1.2), cu alte cuvinte apariția tendinței de omogenizare sau globalizare (Cogălniceanu, D., 1999, consideră termenii „omogenizare” și „globalizare” antonime ale „biodiversității”).

Însuși termenul de deteriorare se definește prin scăderea ofertei de resurse și servicii furnizate de către un ecosistem iar menținerea biodiversității este un serviciu natural. Deteriorarea conduce la scăderea diversității ecosistemice.

Pavlov, D.S., și Bukavareva, E.N., 2007, oferă o privire de ansamblu a fenomenului de deteriorare a ecosistemelor însoțit de pierderea diversității specifice așadar și a celei genetice (vezi punctul 3.1.2.) în articolul „Biodiversity and Life Support of Humankind” și afirmă: „biodiversitatea este factorul cel mai important pentru funcționarea ecosistemelor” (se face referire la diversitatea de specii). Conform acestora, oamenii utilizează numai pentru

agricultură 20 până la 75% din suprafața uscatului iar prin activitățile lor au modificat aproape toate ecosistemele existente. La nivel planetar, are loc fenomenul de omogenizare, scădere a biodiversității. Autorii vorbesc despre indicele „Vieții de pe Planetă” care exprimă tendința generală a numărului vertebratelor de pe Pământ. Ei atenționează că în ultimele decenii acesta a scăzut cu 30%. Dispariția unor specii este o pierdere irecuperabilă iar „o descreștere datorată activității antropice, a diversității specifice conduce la deteriorare și destabilizarea funcționării ecosistemelor” (Pavlov, D.S., Bukavareva, E.N., 2007). Creșterea suprafeței sistemelor antropice și a celor antropizate este strâns legată de reducerea ecosistemelor naturale inclusiv cele forestiere cu rol important în reglarea climei în contextul în care oamenii încep să se confrunte cu efectele încălzirii globale. Creșterea frecvenței fenomenelor climatice precum furtunile foarte puternice cu care se confruntă multe țări în ultimii ani sunt legate de reducerea suprafeței sistemelor naturale și seminaturale. În ultimele două decenii studiile referitoare la importanța diversității biologice pentru desfășurarea funcțiilor ecosistemelor au devenit din ce în ce mai frecvente conform spuselor autorilor mai sus menționați iar concluziile cu foarte mici excepții sunt similare - biodiversitatea este considerată un factor cheie pentru funcționarea ecosistemelor. Motivele sunt următoarele:

- odată cu scăderea diversității specifice, scade probabilitatea ca într-o biocenoză să existe cele mai productive specii;
- într-o biocenoză cu diversitate a speciilor ridicată, resursele sunt mai bine utilizate datorită specializării diverselor organisme aparținând la specii diferite în utilizarea anumitor resurse.

Pot fi folosite ca indicatori ai deteriorării, specii de organisme atent selecționate, nu numai scăderea diversității de specii. De exemplu păsările marine, verigi finale a unor lanțuri trofice, sunt afectate de modificări din multe niveluri trofice. În plus, sunt omniprezente în regiunea arctică. De aceea pot fi utilizate ca indicatori ai dereglărilor ce apar în funcționarea ecosistemelor. În anii săraci în resurse, mărimea populațiilor de păsări polare scade. Ecoregiunile de la polul nord este de așteptat să aibă cel mai mult de suferit în urma fenomenului de încălzire globală. Mallory, M.L. și colab., 2006 au descoperit că în aceste zone se acumulează o serie de poluanți iar cantitatea de resurse este în scădere. În regiunea arctică ajung substanțe organice poluante care intervin în circuitul materiei de-a lungul lanțurilor trofice iar prin bioacumulare ating concentrații ridicate în corpul păsărilor și animalelor prădătoare de vârf. Mallory, M.L. și colab., 2006 susțin că monitorizarea intensității poluării în nordul Canadei și intervenirea pentru reducerea ei sunt necesare deoarece aici sunt identificate habitate ale anumitor specii de importanță internațională și specii folosite ca resursă de hrană pentru comunitățile locale iar consumul unor păsări sau

animale în corpul cărora se regăsește o cantitate crescută de substanțe toxice reprezintă un real pericol pentru sănătatea oamenilor. Grosimea, consistența și distribuția gheții se schimbă iar durata dezghețului și înghețului sunt critice pentru speciile de animale și păsări. Din unele studii reiese că reproducerea păsărilor polare depinde de caracteristicile gheții dar poate fi stopată și de acțiunea unor poluanți în cantități din ce în ce mai mari deoarece suprafețele urbane se extind, ecoturismul este în dezvoltare în aceste zone în general evitate de oameni, așadar cu influență antropică relativ redusă în comparație cu alte regiuni. Mallory, M.L. și colab., 2006 afirmă: „Deoarece păsările pelagice reflectă condițiile ecosistemelor arctice (productivitate, proprietăți ale gheții, nivelul poluării, recolta oamenilor) continuarea cercetării și monitorizării acestui grup va contribui la urmărirea schimbărilor în funcționarea ecosistemelor din nordul Canadei”.

(Sursa: Mallory, M.L. și colab., 2006).

În ceea ce privește scăderea diversității de specii în cazul apariției deteriorării unui sistem ecologic, Lopez-Pujol, J. și colab., 2006, afirmă că deteriorarea ecosistemelor este cauza principală a extincției speciilor în China care a suferit o pierdere uriașă a biodiversității inclusiv a diversității de specii considerându-se că mai mult de 5000 de specii de flori sunt amenințate cu dispariția iar câțiva taxoni sunt deja extinși și aceasta numai din punct de vedere al florei. În China, creșterea populației și dezvoltarea economică rapidă și de amploare au presupus construirea și funcționarea unui număr ridicat de industrii și drumuri de acces. Numai creșterea numărului de turiști datorată promovării turismului a provocat, conform Lopez-Pujol, J. și colab., 2006, includerea unor specii endemice cum este de exemplu *Hylocomium splendens* din munții Emei, pe lista celor în pericol. Poluarea aerului este în mare parte datorată utilizării cărbunilor ca sursă principală de energie - aproximativ 70% din totalul de energie are ca sursă cărbunele - deoarece rezultă concentrații ridicate de dioxid de sulf și dioxid de carbon cât și sedimentarea acidă ce au provocat în sudul, estul și centrul Chinei ploii acide și dispariția unor specii de licheni. Deteriorarea a fost cauzată în China de combinarea fragmentării, poluare, supraexploatarea resurselor naturale, introducerea speciilor exotice ceea ce a cauzat daune ireparabile diversității specifice. Rata de despădurire a fost estimată la 0,6% pe an începând cu anul 1990. China are în prezent cel mai mare raport între terenuri deșertificate și cele susceptibile de deșertificare (2.620.000 km² sunt afectați de deșertificare din totalul de 3.320.000 km²). Supraexploatarea unui număr relativ mare de specii a condus la reducerea drastică a efectivelor lor și introducerea pe listele de specii pe cale de dispariție iar dacă activitățile oamenilor vor rămâne lafel de dezastruoase pentru

componentele capitalului natural, aceste specii vor fi extinse în viitor. Poate fi amintit că în anul 1990 doctorii practicanți ai medicinei tradiționale chineze au prescris circa 700.000 de tone de material vegetal (autorii au preluat informația de la Xiao, 1991) și se estimează că mai mult de 11.000 de specii sunt folosite în China pentru proprietățile lor vindicative dintre care 77 sunt listate în “China Plant Red Data Book “ fiind amenințate cu dispariția. Printre speciile protejate prin lege dar supraexploatare pentru calitățile lor vindecătoare se numără: *Dendrobium candidum*, *Gastrodia elata* *Cistanche deserticola*, *Panax ginseng*, *Oplopanax elatus* și altele. În plus, anumite specii de arbori au fost sever afectate din cauza utilizării lemnului drept combustibil. Introducerea speciilor de plante exotice, a condus la reducerea bogăției specifice. De exemplu, introducerea *Alternanthera philoxeroides* (buruiană tropicală acvatică) pentru hrănirea porcilor mistreți a provocat distrugerea vegetației acvatice prin umbrirea acesteia de către straturile dense formate de această plantă care plutesc pe suprafața iazurilor și lacurilor. Astfel, diversitatea specifică în acel ecosistem acvatic a scăzut prin introducerea unei singure specii noi. Deteriorarea de mari proporții a ecosistemelor din China, a început să atragă atenția autorităților în ultimii ani, în special datorită apariției dezastrelor naturale și scăderii productivității culturilor asociată cu eroziunea solului și cu deșertificarea regiunii. Măsurile luate au constat în diverse proiecte de restaurare în special prin împăduriri ale zonelor degradate. (Sursa: Lopez-Pujol, J. și colab., 2006).

Referitor tot la scăderea ofertei de resurse și servicii naturale a ecosistemelor (deteriorare), Golovanov, V.K. și Smirnov, A.K., 2006, evidențiază efectele poluării termale cu ape încălzite provenite de la centralele electrice de pe malurile râurilor asupra biocenozelor acvatice iar studiul de caz fiind constituit din evaluarea efectelor asupra crapului comun (*Cyprinus carpio*). Autorii au folosit nivelul temperaturii superioare letale pentru crapul comun, una dintre cele mai termofile și răspândite specii de pești, dependent de valoarea ratei de încălzire a apei care a variat în timpul experimentului în scopul obținerii unui rezultat cât mai complet. Concluziile relevă că atât poluarea termală a sistemelor lotice cât și încălzirea globală au efecte negative asupra populațiilor de pești conducând la scăderea productivității prin moartea indivizilor și implicit reducerea diversității de specii. Scăderea bogăției specifice este așadar un indicator al deteriorării ecosistemului acvatic respectiv.

Maciver, D.C., 1997, atrage atenția asupra deteriorării ce ar putea fi provocată de încălzirea globală iar efectul asupra biodiversității ar fi negativ numai dacă temperatura ar crește cu doar 1-3,5 grade Celsius din moment ce sunt preconizate incendii de mari

proporții, invazii ale insectelor dăunătoare etc. Autorul îl citează pe Ryan (1992): „fără o mare atenție acordată încălzirii globale - atât prin minimizarea acesteia cât și prin pregătirea pentru venirea ei - eforturile curente de a opri pierderile de biodiversitate vor fi irosite”. Maciver, D.C., 1997 analizează legătura dintre schimbările climatice și biodiversitate și se evidențiază faptul că nu ne putem aștepta la o creștere a biodiversității pe fondul încălzirii globale deoarece „speciile invazive vor profita de condițiile atmosferice viitoare, în defavoarea speciilor indigene. Sunt așteptate extincții și neadaptări” (Maciver, D.C., 1997). Cercetătorul mai afirmă că la o creștere a temperaturii globale cu un grad Celsius, biodiversitatea ar crește la început cu aproximativ 25% dar această creștere ar fi urmată de o scădere foarte mare, în ceea ce privește bogăția de specii. Creșterea numărului de specii dintr-o anumită regiune datorată fenomenului de încălzire globală (care atrage după sine deteriorarea ecosistemelor) ar fi în concluzie înșelătoare pentru că s-ar putea datora de exemplu unor specii invazive și va fi urmată de o scădere a bogăției specifice din moment ce specia invazivă va produce dereglări în funcționarea ecosistemului.

Activitatea antropică a cauzat dereglări în funcționarea ecosistemelor care s-au răsfârnt asupra diversității specifice. Într-un articol despre impactul utilizării terenurilor asupra bogăției de specii, Jang, Y. și colab., 2002, au ajuns la concluzia că există o corelație directă între diversitatea utilizării terenurilor și bogăția specifică. Autorii au analizat flora din trei sit-uri: zonele Buldong, Wufendi și Aguimiao din Platoul Loess, China, caracterizate de moduri diferite de utilizare a terenului. Buldong este o regiune folosită în special pentru culturi agricole, în Wufendi au avut loc împăduriri începând cu anul 1970 iar Aguimiao are vegetație naturală. Numărul de specii cel mai scăzut a fost înregistrat în Buldong (128 specii aparținând la 91 genuri și 36 familii). În Wufendi existau 209 specii (134 genuri și 51 familii), mai puține decât în Aguimiao unde rezultatele au fost: 202 specii aparținând la 133 genuri și 56 familii, deși în Wufendi s-au descoperit o serie de specii exotice, unele introduse pe cale antropică cum sunt *Robinia pseudoacacia*, *Sorghum sudanense*, *Melilotus albus*. Cel din urmă sit, unde impactul antropic este cel mai redus, gradul de deteriorare prin diverse căi este mult mai mic decât în cazul celorlalte zone, are însușirea de a fi unic din punct de vedere al compoziției de specii existând aici exemplare din specii care nu se întâlnesc în celelalte două zone, spre exemplu *Xanthoceras sorbifolia* care este în pericol de dispariție. S-a folosit indicele Shannon-Weaver (formula de calculare este preluată de către autori de la Farina, 1998) pentru calcularea diversității folosirii terenurilor și rezultatele au condus la ideea că „un model de utilizare a terenurilor bazat pe împărțirea în parcele mici sau pe o diversitate crescută a parcelor este favorabil unei

bogății specifice mari”. În site-ul Wufendi, plantațiile (introducere de noi specii) au determinat o creștere a bogăției de specii față de situația inițială împăduririi dar comparativ cu zona de vegetație naturală Agumiao aceasta este mai mică, iar compoziția de specii este diferită întru-cât restaurarea speciilor indigene de plante, de exemplu, s-a realizat într-o foarte mică măsură în regiunile antropizate (Wufendi și Buldong). ”Din moment ce împădurirea și înierbarea vor fi activități pe termen lung, pentru uriașa regiune de sud a Chinei, invazia speciilor exotice și competiția lor cu cele indigene pot provoca dereglări în funcționarea ecosistemelor în viitor dacă nu există măsuri integrate pentru conservarea speciilor indigene”, afirmă Jang, Y. și colab., 2002.

În urma îndiguirii biocenoză a unui sistem lotic suferă modificări ale structurii și scade diversitatea speciilor, iar cursul se va caracteriza prin modificări ale parametrilor fizico-chimici (temperatura apei, viteza de curgere etc.). Bredenhand, E. și Michael, J. S., 2008, analizează impactul construirii unui baraj pe râul Eerste la trecerea prin muntele Hottentots Holand, sudul Africii, o regiune cu o diversitate a speciilor foarte mare. În amonte, râul este relativ virgin pe când în aval de baraj influențele antropice sunt evidente. Autorii au studiat diversitatea macronevertebratelor în aval de baraj cât și în amonte și, cum era de așteptat, conform rezultatelor, îndiguirea a avut drept consecință scăderea diversității macronevertebratelor (Diptera, Coleoptera, Trichoptera, Plecoptera, Ephemeroptera, Crustacea), organismele monitorizate în experiment. Îndiguirea în această situație permite evaluarea impactului unei astfel de căi de deteriorare deoarece în zonă nu se desfășoară alte activități antropice iar înainte de baraj râul era un sistem relativ natural. În general, diversitatea de specii într-un râu crește odată cu scăderea altitudinii deoarece sunt disponibile mai multe resurse de hrană iar condițiile de viață sunt mai prielnice. Multe macronevertebrate dependente de existența unui ecosistem acvatic adesea reflectă diversitatea specifică a respectivului ecosistem. Înainte de îndiguire, orice râu de munte este împărțit în zone umbrite de arborii din ecosistemele ripariene și porțiuni încălzite de razele soarelui unde se naște o diversitate de specii ridicată inclusiv specii de nevertebrate. Construirea unui baraj pe râu a condus la creșterea temperaturii apei în aval de acesta (de baraj) datorită reducerii efectivului de arbori din zona ripariană. Așadar s-a intensificat activitatea microorganismelor și algelor iar dezvoltarea unui număr mare de plante acvatice a cauzat sărăcirea apei în oxigen. În timp, pH-ul apei a scăzut. Noile condiții au favorizat numai foarte puține specii iar per total, diversitatea specifică s-a redus. Bredenhand, E. și Michael, J. S., 2008, conchid că: „în acest caz, construirea barajului, în mod clar a avut un impact negativ asupra grupului de nevertebrate. Rezultatele obținute sunt similare cu cele

din ariile sărace în diversitate biologică iar impactul îndiguirii a fost major în această zonă cu faună sensibilă”.

Construirea barajelor constituie una din căile de deteriorare amintite mai sus. Impactul construcției acestuia într-o zonă cu o diversitate a speciilor foarte mare este cu atât mai devastator. Apariția unui efect asupra biocenozei acvatice este de așteptat însă Santos Maria J. și colab., 2007, realizând un studiu despre efectul barajelor asupra carnivorelor amenințate cu dispariția în Portugalia au ajuns la concluzia că efectivul acestora scade alarmant deoarece construcția barajului atrage după sine o serie de alte modificări în cadrul bazinului hidrografic respectiv precum despădurire, utilizarea terenurilor învecinate, facilitarea accesului oamenilor în zonă. Barajul Alqueva a fost construit în regiunea Alentejo, sud-estul Portugaliei. Acest complex de ecosisteme includea înainte de realizarea barajului habitate pentru dihor și vidră - zone ripariene, pisică sălbatică și linx - păduri. De asemenea în acest bazin hidrografic sunt incluse habitate ale organismelor pradă ale acestor specii: sistem lotic - habitat al peștilor - hrana de bază a vidrei, suprafață cu arbuști - habitat al iepurelui sălbatic, prada principală a linxului, pisicii sălbatice și a dihorului. Santos Maria J. și colab., 2007, atenționează asupra scăderii efectivului tuturor speciilor monitorizate prin degradarea habitatelor atât a speciilor în cauză cât și a speciilor pradă a acestora. Autorii au monitorizat populațiile de lincși, pisici sălbatice, dihori, vidre atât înainte de construcția barajului cât și în urma executării. Cel mai puțin afectată dintre specii a fost dihorul.

Canziani Graciela A. și colab., 2006, au comparat efectele deteriorării prin construcție a barajelor și urmările asupra speciilor și ecosistemelor adiacente a altor căi de deteriorare concluzionând că cele mai ample efecte negative apar în urma realizării barajelor. Zonele umede sunt importante pentru stocarea carbonului (zone de tranziție între ecosisteme acvatice și cele terestre; se întind pe aproximativ 6% din suprafața uscatului planetei și stochează circa 12% din cantitatea globală de carbon) având un rol foarte important în circuitul acestuia în natură. Așadar fostele zone umede, în urma construirii unui baraj pe râul respectiv, devin sursă de eliberare în atmosferă a unei mari cantități de dioxid de carbon prin descompunerea turbei. Speciile care depind de astfel de zone sunt profund afectate iar o scădere a diversității specifice este de așteptat.

Pe lângă reducerea numărului de specii dintr-un ecosistem ca indicator al deteriorării, trebuie să se țină seama și de structura biocenozei deoarece se poate întâmpla ca numărul de specii, cel puțin la început să nu scadă deși să existe deteriorare ci doar să se modifice abundențele acestora sau să apară specii noi pe fondul dispariției anumitor specii de

organisme autohtone. Astfel se modifică ponderea indivizilor în fiecare nivel trofic (modul trofodinamic). Pentru a întări această afirmație, amintesc cazul prezentat de către Fernandes Julia M. și colab., 2005, care au contorizat numărul de indivizi din anumite specii de păsări din laguna Mar Menor, Spania, și au observat modificarea acestuia în urma procesului de eutrofizare a apei (datorat în special creșterii suprafeței agricole și a celei urbane), unele specii răspunzând pozitiv mai ales în fazele inițiale (corcodele de exemplu; numărul mare de indivizi poate fi asociat cu frecvența crescută a nevertebratelor, hrana acestor păsări) iar anumite păsări au fost afectate negativ deoarece resursa de hrană preferată se redusese cum este cazul *Mergus serratos*, o pasăre ihtiofagă. Ținând cont și de faptul că reducerea efectivului ei a fost însoțită de cantități mici de pește capturat, specia poate fi utilizată ca indicator al deteriorării habitatului. Datorită cantității mari de nutrienți în cea mai mare parte, meduzele au prosperat intrând în competiție cu unele specii de pești care se hrănesc cu aceleași tipuri de zooplancton sau pot constitui sursă de hrană pentru pești mai mari și în același timp, meduzele se hrănesc cu pești mici reducând resursa de hrană pentru unele păsări sau pești de dimensiune mare.

Este posibil și ca diversitatea de specii să fie mai mare într-o zonă mai poluată decât într-o zonă mai puțin poluată. De exemplu, se poate înregistra o bogăție specifică mai mare în apropierea unei uzine și o bogăție mai mică la o distanță mai mare de sursa de poluare. Acest fenomen a fost studiat de către Brandle, M. și colab., 2000. Aceștia au analizat bogăția de specii și abundențele indivizilor de-a lungul unui gradient de poluare (pe direcția est - nord) într-o pădure de pin din centrul Germaniei iar studiul de caz l-au realizat pe diversitatea plantelor și a insectelor. S-a constatat că atât diversitatea de specii de plante cât și cea a insectelor ierbivore (grupul Heteroptera) era invers corelată cu distanța față de o fostă sursă de emisie (dioxid de sulf și depuneri calcaroase) situată în estul ariei de studiu (diversitatea creștea cu scăderea distanței față de sursă). Diversitatea de specii a insectelor carnivore nu depindea de gradul de poluare însă există o dependență a acesteia față de bogăția pH-ului solului modificând procese care au loc la nivelul acestuia. Se adaugă o modificare a temperaturii solului având în vedere că datorită aerului relativ toxic, coroanele arborilor s-au rărit iar lumina a pătruns mai intens în pădure. A crescut accesul la lumină al plantelor ierboase. Noile condiții din sol au favorizat activitatea descompunătorilor și de aceea s-a înregistrat o cantitate crescută de substanțe nutritive disponibile plantelor.

Speciile nu participă în aceeași măsură la desfășurarea proceselor ecologice (circuitul materiei, fluxul informației, fluxul de energie) de aceea pentru funcționarea unui sistem

ecologic este importantă nu numai diversitatea speciilor ci și speciile respective prin caracteristicile lor. Hector, A. și colab., 2001, au concluzionat că ideea conform căreia s-ar putea stabili un grup de specii, atent selecționate pentru a asigura funcționarea unui ecosistem chiar dacă numărul lor este redus, nu este fezabilă deoarece încă nu se cunoaște foarte bine rolul fiecărei specii în funcționarea ecosistemului sau importanța sa pentru viabilitatea altor specii. În plus, nu se pot face presupuneri cu bază științifică privitor la evoluția unui astfel de ecosistem într-o perioadă lungă de timp.

Însă este posibilă selectarea unor specii rezistente la substanțele poluante în scopul reconstrucției unui ecosistem. Unele plante sunt tolerante la poluare putând fi folosite la restaurarea unor ecosisteme deteriorate. În Coreea capacitatea de suport a ecosistemelor din vecinătatea unor complexe industriale a fost depășită. Diversitatea plantelor a început să scadă cu efect asupra funcționării întregii biocenoze. Aceeași scădere s-a înregistrat și în cazul vegetației din zonele urbane poluate. Fiind cunoscut că suprafețele industriale și urbane s-au extins considerabil, s-a hotărât că este necesară restaurarea unor sisteme ecologice deteriorate prin poluare. Lee, C.S. și colab., 2004, au preluat definiția restaurării de la Aronson, 1993, Societatea pentru Restaurare Ecologică: „modificarea intenționată a unui site pentru a constitui un ecosistem istoric, indigen iar scopul acestui proces este imitarea structurii, funcționării, diversității și dinamicii unui anumit ecosistem”. Lee, C.S. și colab., 2004 susțin că un ecosistem deteriorat prin poluare poate fi restaurat fie prin îndepărtarea sursei poluante, fie prin instaurarea unor specii de plante tolerante la poluanții existenți în acea zonă. Speciile de plante sensibile vor dispărea. Va avea loc o modificare în compoziția biocenozei. Autorii au selectat speciile tolerante la emisii de dioxid de sulf și ioni trivalenți de aluminiu (poluanții dominanți). În selectarea lor au ținut cont de rata de supraviețuire, vitalitate, creștere, frecvență, acoperire a plantelor din ecosisteme în care s-au introdus separat poluanții. În Coreea, două complexe industriale, Yeocheon și Ulsan, au cauzat acidifierea solului în zonă (emisiile de dioxid de sulf poluează atmosfera și produc acidifierea solului în urma depunerii) și creșterea conținutului în ioni trivalenți de aluminiu care duc la formarea unei substanțe solubile în apă ce degradează rădăcinile plantelor cauzând declinul vegetației. Planul de restaurare are o schemă ce include speciile de plante tolerante la poluare (acestea au fost împărțite în patru categorii în funcție de rezistența la poluanți și plantate în patru zone ținându-se cont de gradul de toleranță și intensitatea poluării / distanța față de sursa de poluare), specii care au un rol principal în structura biocenozei inițială deteriorării și în final speciile care ar trebui să se dezvolte fără intervenția omului stimulate de noile condiții. Creșterea diversității de specii va fi un

răspuns al biocenozei la noile condiții. Importante sunt tipurile de poluanți. De exemplu, în cazul deversărilor de petrol, diversitatea de specii întotdeauna va înregistra o scădere alarmantă deoarece modificările condițiilor de viață sunt majore și neprielnice pentru majoritatea speciilor. Apar schimbări ale proprietăților fizico-chimice ale apei, după cum susține Harrel, R.C., 1986, precum sărăcirea apei în oxigen și creșterea cantității de dioxid de carbon, creșterea temperaturii apei. Autorul afirmă că „sunt puține informații referitoare la efectele revărsărilor de petrol brut în sistemele lotice”. Un aspect îngrijorător este efectul pe termen foarte lung pe care îl are petrolul asupra organismelor. Harrel, R.C., 1986 relatează că după 26 de luni de la deversarea petrolului într-un mic râu din Texas, sistemul lotic încă prezenta semne ale deteriorării iar diversitatea de specii era redusă.

În ecosistemele deteriorate, prezența speciilor exotice este mai frecventă. Într-un studiu despre relația dintre deteriorarea unui ecosistem și creșterea numărului de specii exotice, Rowe, D.K., 2007, explică legătura dintre modificarea transparenței apei a 49 lacuri din North Island, Noua Zeelandă, și introducerea în ecosisteme a unor specii exotice care au intervenit în relațiile trofice conducând la modificarea ponderilor indivizilor în fiecare nivel trofic. O creștere a efectivului peștilor care se hrănesc cu bentos poate provoca resuspendarea aluviunilor și astfel creșterea turbidității. În bazinul hidrografic în cauză, s-au desfășurat activități industriale, agricole care au cauzat eutrofizarea și poluarea lacurilor, aceste fenomene fiind însoțite de creșterea turbidității. Însă introducerea unor specii noi de pești precum bibanul (*Perca fluviatilis*), roșioara (*Scardinius erythrophthalmus*), linul (*Tinca tinc*), crapul (*Cyprinus carpio*), au accelerat eutrofizarea și reducerea clarității apei lacurilor din Noua Zeelandă. Puietii acestor specii de pești precum și unii adulți (linul) pot reduce claritatea apei prin consumarea zooplanctonului, proces urmat de sporirea numărului de alge în fitoplancton. Speciile de pești care se hrănesc cu bentos provoacă tulburarea sedimentelor de pe fundul lacului în special în lunile de vară când sunt foarte active. Peștii ierbivori precum crapul și roșioara, în lacurile puțin adânci, consumând macrofitele, expun o suprafață mai mare a lacului la acțiunea peștilor care se hrănesc cu bentos de a resuspenda aluviunile și care împiedică reșezarea straturilor de alge și semințe ale plantelor ce au rolul de a stabiliza aluviunile de pe fundul lacului.

Speciile exotice au în general un impact negativ major asupra speciilor indigene. În Hawaii, speciile noi concurează pentru aceeași resursă de hrană cu cele native și sunt vectori ai paraziților la care speciile indigene sunt foarte sensibile. În prezent s-a observat reducerea diversității speciilor native în Hawaii în acord cu afirmațiile cercetătorului

Englund, R.A., 2002. Autorul susține că impactul antropic asupra ecosistemelor favorizează invaziile speciilor exotice care profită de starea vulnerabilă a sistemelor ecologice. Concluzia studiului evidențiază că în insulele Hawaii, Oahu, Pearl Harbor pe fondul creșterii numărului de specii noi și accentuării degradării habitatelor naturale, scade diversitatea speciilor native. Au existat și numeroase introduceri intenționate a unor specii în zonele în cauză. În articol, este prezentat cazul unei moluște comestibilă din Asia, *Corbicula fluminea*, introdusă de către localici ca sursă de hrană dar specia a provocat pagube ecologice și economice importante. Tot ca sursă de hrană a fost introdus ilegal și melcul *P. canaliculata*, specie care a devenit o reală amenințare pentru o plantă foarte consumată în zonă.

Multe ecosisteme sunt deteriorate ca urmare a neatenției și ignoranței oamenilor.

4. Cum poate fi măsurată diversitatea specifică. Analiza critică a indicilor de diversitate specifică

4.1. Indicele Margalef și indicele Menhinick- indici ai bogăției de specii

Magurran Anne E., 1988, evidențiază că bogăția de specii numerică și densitatea de specii, pot fi indici ușor de calculat și înțeles, cum de altfel sunt aproximativ toți indicii bogăției de specii. Bogăția de specii numerică a fost propusă de către Kempton și se referă la numărul de specii întâlnit (S) la un număr fixat (existent) de indivizi (N). De exemplu, la o mărime a probei de 2000 de indivizi, s-au identificat 30 de specii în ecosistemul x și ulterior prelevării a unei probe care conține același număr de indivizi din ecosistemul y , și anume 2000, s-a stabilit că există 23 de specii în biocenoza y (ecosistemul y). Hurlbert a realizat un indice al bogăției specifice preferat de botaniști (conform Magurran Anne E., 1998), numit densitatea de specii care se referă la numărul de specii existent pe o unitate de suprafață.

Indicii de diversitate Margalef (D_{mg}) și Menhinick (D_{mn}) sunt ușor de calculat fiind o combinație a două numere, N și S :

$$D_{mg} = \frac{(S - 1)}{\ln N}$$

$$D_{mn} = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

N = numărul de indivizi total (din toate speciile)

S = este numărul de specii înregistrat în proba respectivă.

Gamito Sofia, 2009, atenționează că anumite softuri de calculator - precum PRIMER, PAST - pot calcula indicele Margalef și dacă în locul numărului de indivizi din unitatea de probă respectivă se introduce densitatea (numărul de indivizi pe unitatea de suprafață din unitatea de probă), rezultatul va fi eronat cauzând interpretări greșite și concluzii false. Autoarea a studiat „comportarea” indicelui Margalef pe un set de date atunci când se utilizează numărul de indivizi din unitatea de probă și atunci când în locul acestei valori se folosește densitatea. Rezultatele au fost următoarele: când la calcularea indicelui s-au utilizat densitățile (numărul de indivizi / m²), valorile acestuia au fost întotdeauna mai mici decât dacă s-a folosit pentru calcul numărul de indivizi existent în fiecare unitate de probă. Indicele Margalef este sensibil la mărimea probei iar rezultatul ar trebui completat prin utilizarea și a altor indici a căror valoare se modifică odată cu modificarea echitabilității sau a frecvențelor speciilor dominante (cum este de exemplu indicele Berger-Parker, autoarea s-a inspirat din Berger și Parker, 1970).

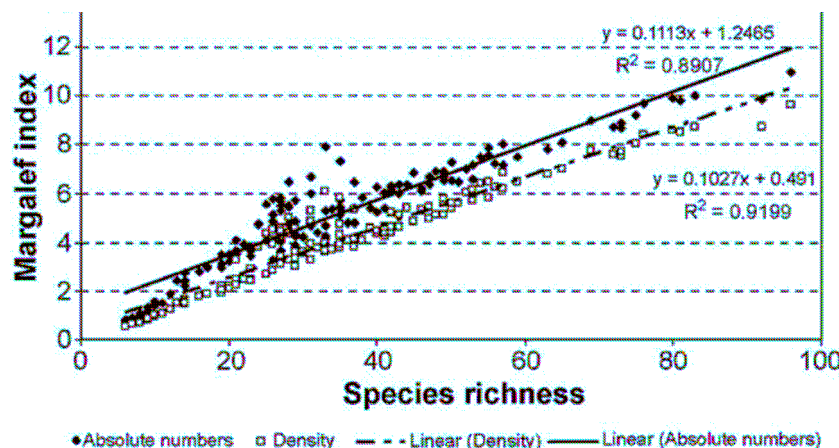


Figura 1. Relația dintre indicele Margalef și bogăția de specii. Figura este preluată de la Gamito Sofia, 2009.

4.2. Indicele Simpson

Indicele Simpson variază între 0 și 1 iar la baza construcției sale se află ideea potrivit căreia o biocenoză este cu atât mai diversă cu cât există un număr mai mare de perechi de indivizi extrași la întâmplare, cu revenire, ce aparțin la specii diferite. Diversitatea este maximă dacă speciile sunt distribuite uniform (Gregorius, H.R. și Gillet Elizabeth M. 2008).

Este un indice sensibil la echitabilitatea distribuțiilor de abundențe de aceea, ca și ceilalți indici ai echitabilității (Simpson, McIntosh) este de preferat să fie utilizat în combinație cu indici ai bogăției de specii (Margalef, Menhinick), susține Gamito Sofia, 2009.

Formula de calcul este:

$$D = p(A) = 1 - \sum p_i^2$$

$$D = p(A) = 1 - \sum \left(\frac{n_i}{N} \right)^2$$

n_i = numărul de indivizi din specia i

N = numărul total de indivizi

A = evenimentul „cei doi indivizi aparțin la două specii diferite”

$p(A)$ = probabilitatea să aibă loc evenimentul A

(Dragomirescu L., Petrișor A.I., 2009).

4.3. Indicele Shannon

Shannon a propus următoarea formulă de calculare a diversității de specii:

$$H_p = - \sum_{j=1}^p F_j \times \log_a F_j$$

$$a = 2$$

H_p = entropia informațională

Entropia este o măsură a cantității de informație transmisă de o sursă având valoare maximă ($H_p = \log S$) când speciile sunt distribuite echitabil și minimă dacă în biocenoză s-ar afla o singură specie ($H = 0$), respectiv atunci când în urma unui experiment se poate produce un singur rezultat, ceea ce se traduce prin neafllarea nici unei informații.

Indicele propus de Shannon nu este sensibil la speciile rare. Dacă în biocenoză apare, în plus, o specie reprezentată printr-un număr redus de indivizi, entropia se modifică foarte puțin. Cu cât o biocenoză are mai multe specii, cu frecvențe relative asemănătoare ca valoare, cu atât diversitatea este mai mare calculată cu acest indice. Similar, dacă un experiment are mai multe rezultate posibile cu frecvențe relative egale, entropia crește.

Relativizarea H_{rel} față de H_{max} , permite compararea a două biocenoze între ele din punct de vedere al diversității specifice, indiferent de numărul de specii din cele două biocenoze, spre deosebire de indicele H_p cu care putem compara doar biocenoze cu număr egal de specii:

$$H_{rel} = \frac{H_p}{H_{max}}$$

$$H_{\max} = \log_a p$$

H_{rel} = entropia informațională

H_{\max} = entropia maximă dintre toate biocenozele cu p specii

(Dragomirescu L., Drane, W.,2009)

4.4. Indicele McIntosh

Conform acestui indice, un eșantion care cuprinde n specii poate fi reprezentat într-un spațiu n dimensional printr-un punct cu n coordonate. Indicele McIntosh este ușor de calculat. Cu cât diversitatea este mai mare, cu atât acest punct este mai apropiat de origine (distanța față de origine U , este mai mică).

$$U = \sqrt{\sum_{i=1}^n N_i^2}$$

U =distanța euclidiană față de origine

n = numărul de specii

N_i = frecvența absolută a speciei i

$$N = \sum n_i$$

N = numărul total de indivizi

n_i = numărul de indivizi din specia i

$$i=1,2,\dots S$$

S =numărul de specii

$$D' = N - U$$

D' = diversitatea

McIntosh a propus și următoarea măsură a diversității iar aceasta nu depinde de N așa

cum se întâmplă cu D' :

$$D = \frac{D'}{\max_{D'}}$$

$$D = \frac{(N - U)}{N - \sqrt{N}}$$

$$\max_{D'} = N - \sqrt{N}$$

D' = diversitatea (formula propusă pentru măsurarea acesteia ca să nu depindă de N).

(Dragomirescu, L., Petrișor, A.I., 2009).

4.5. Modelul Log-liniar al lui Motomura

„O distribuție de abundențe în progresie geometrică înseamnă că toți indivizii din toate speciile ocupă o suprafață minimală riguros egală cu o anumită valoare, ceea ce nu se poate întâmpla decât dacă formele de viață și trăsăturile speciilor concurente sunt identice sau, mai corect spus, sunt puțin diferite. Deci modelul este perfect adecvat biocenozelor cu specii comparabile ca talie și mod de viață” (Dragomirescu, L., Petrișor, A.I., 2009 care îl citează pe Inagaki).

Modelul log-liniar presupune logaritizarea abundențelor absolute ale speciilor, urmată de reprezentarea grafică a acestor abundențe logaritmice printr-un poligon de frecvențe. Este necesară calcularea ecuației dreptei de regresie $y = a + bx$, iar b va fi întotdeauna negativ pentru că distribuția de abundențe este, prin construcție, descrescătoare (inclusiv distribuția abundențelor logaritmice).

Se obțin frecvențele teoretice astfel:

$$Q_i = Q_1 \times m^{i-1}, \text{ în care}$$

$$Q_1 = N \times \frac{(1-m)}{(1-m^S)}$$

$$m = 10^b$$

b = panta dreptei de regresie a lui $\log_{10}N_i$ în i .

Altfel spus, Motomura propune ca model al unei distribuții de abundențe termenii progresiei geometrice: $Q_1, Q_1 m, Q_1 m^2, \dots, Q_1 m^{S-1}$

S = numărul de specii

(Dragomirescu, L., Petrișor, A.I., 2009).

„Parametrul m se numește constanta mediului al lui Motomura și este antilogaritmul coeficientului de regresie b , care a fost calculat pentru logaritmul abundenței, în funcție de numărul de ordine al speciilor (adică $m=10^b$)” (Dragomirescu, L., Petrișor, A.I., 2009).

La studiul de caz am utilizat acest model pe un set de date și am comparat calitatea ajustării cu cea a altor modele matematice aplicate aceluiași set de date .

4.6. Modelul batonului spart al lui MacArthur

Tabelul 1. Comparare între modelul batonului spart și situația care se încearcă a fi modelată cu ajutorul acestuia

<i>Un baton spart la întâmplare în p bucăți</i>	<i>Un grup cu p specii</i>
Lungimea unui ciob i	Frecvența unei specii i în biocenoză
Se obțin frecvențe teoretice folosind formula $B_i = N \times l(i)$	Comparare cu frecvențele observate pentru a se evalua calitatea ajustării cu ajutorul indicatorului χ^2 (exemplu prezentat la studiul de caz)

B_i = frecvențe teoretice

N = efectivul total

$l(i)$ = lungimea celui de-al i -lea ciob (aceste valori sunt tabelate; tabelul este prezentat la studiul de caz); $i = 1, 2, 3, \dots, p$.

Modelul batonului spart se potrivește cel mai bine când distribuția de frecvențe a speciilor este cât mai apropiată de o distribuție echitabilă.

(Dragomirescu, L., Petrișor, A.I., 2009).

5. STUDIU DE CAZ. Calcularea și compararea indicilor de diversitate

După cum am accentuat anterior (vezi 3.1.2), există o legătură între diversitatea ecosistemică, a speciilor și genetică așadar în urma estimării diversității specifice dintr-o biocenoză, ne putem forma o opinie în legătură cu celelalte două componente ale biodiversității.

Conform Magurran Anne E., 1988, indicii de diversitate specifică se împart în:

- 1) indici ai bogăției de specii;
- 2) modele ale abundențelor speciilor;
- 3) indici care au la bază frecvențele relative ale speciilor (în acest caz se ține cont de ambele componente ale diversității specifice, numărul de specii și echitabilitatea frecvențelor acestora);

5.1. Prezentarea seturilor de date

Seturile de date sunt:

1. Frecvențele absolute ale speciilor de moluște identificate (vezi tabelul 2) în urma prelevării probelor din patru situri: o pădure indigenă și trei tipuri de plantații (plantație de *Maesopsis eminii* -pădure 2, plantație de *javanica* -pădure 3 și plantație de *Pinus sp.* -pădure 4) calculate după tabelul 3 prezentat la pagina 1821 din articolul „Land-snail faunas in indigenous rainforest and commercial forestry plantations in Kakamega Forest, western Kenya”, realizat de către Tattersfield, P. și colab., 2001. Scopul alegerii acestor date este compararea indicilor de diversitate Margalef, Menhinick, Simpson, Shannon și McIntosh pentru fiecare dintre cele patru tipuri de pădure cu evidențierea faptului că plantațiile mențin biodiversitatea și sunt de preferat comparativ cu alte modalități de utilizare a terenurilor și în contextul în care suprafața acoperită cu păduri virgine este în scădere.

Am ales moluștele pentru că, potrivit Tattersfield, P. și colab., 2001, acestea pot fi utilizate ca indicatori ai stării ecosistemelor deoarece speciile aparținând acestei clase ocupă un număr mai mare de nișe comparativ cu speciile din alte clase, câteva specii de moluște sunt asociate cu anumite microhabitate și moluștele în general sunt sensibile la modificări survenite în ecosistem precum recoltarea arboretelui.

Tabelul 2: Abundențele absolute ale speciilor de moluște identificate în probele prelevate din cele patru situri (pădure 1, pădure 2, pădure 3 și pădure 4) de către Tattersfield, P. și colab., 2001.

nr.	specia	Frecvențele absolute ale speciilor			
		pădure1	pădure2	pădure3	pădure4
1.	<i>Afroguppya quadrisculpta</i>	435	113	94	11
2.	<i>Thapsia spp.</i>	291	842	417	437
3.	<i>Gonaxis elgonensis</i>	178	0	12	4
4.	<i>Pseudopeas cf. yalaensis</i>	167	96	108	20
5.	<i>Punctum ugandanum</i>	112	42	1	0
6.	<i>Kaliella barrakporensis</i>	108	81	30	4
7.	<i>Gymnarion aloysiisabaudiae</i>	107	55	24	65
8.	<i>Pseudoglessula elegans</i>	106	95	43	4
9.	' <i>Carinate species</i>	99	71	3	8
10.	<i>Curvella cf. elgonensis</i>	86	40	38	7
11.	<i>Chlamydarion oscitans</i>	77	33	35	34
12.	<i>Punctum sp. A</i>	68	2	57	1
13.	<i>Pupisoma orcula</i>	58	20	12	4
14.	<i>Micractaeon koptowelilensis</i>	50	26	1	2
15.	<i>Curvella cf. babaulti</i>	42	40	17	6
16.	<i>Gulella disseminata</i>	42	91	43	24
17.	<i>Kaliella iredalei</i>	40	50	30	2
18.	<i>Halolimnohelix plana</i>	35	15	6	1
19.	<i>Gulella woodhousei</i>	33	72	85	17
20.	<i>Gulella impedita</i>	32	19	0	7
21.	<i>Pupisoma harpula</i>	31	4	16	2
22.	<i>Gulella osborni</i>	24	23	6	1
23.	<i>Truncatellina ninagongonis</i>	21	6	5	0
24.	<i>Nesopupa bisulcata</i>	17	14	11	2
25.	<i>Subulona clara</i>	14	1	1	333
26.	<i>Trachycystis ariel</i>	11	8	15	1
27.	<i>Trochozonites medjensis</i>	11	1	6	2
28.	<i>Pupisoma sp. B</i>	9	0	0	0
29.	<i>Streptostele bacillum</i>	9	14	15	5
30.	<i>Afroconulus iredalei</i>	7	6	26	18
31.	<i>Trachycystis sp. A</i>	6	0	0	0
32.	<i>Prositala butumbiana</i>	5	13	3	4
33.	<i>Succinea sp.</i>	4	5	6	0
34.	<i>Achatina stuhlmanni</i>	3	1	5	0
35.	<i>Trachycystis iredalei</i>	3	1	1	1
36.	<i>Gulella lessensis</i>	3	0	0	0
37.	<i>Punctum sp. B</i>	2	0	0	0

38.	<i>Halolimnohelix sp. A</i>	2	1	15	1
39.	<i>Gulella ugandensis</i>	1	2	4	21
40.	<i>Pupisoma sp. A</i>	1	0	0	0
41.	<i>Urocyclid Slug</i>	1	0	0	0
42.	<i>Maizania elatior</i>	0	1	1	0
43.	<i>Gulella pupa</i>	0	0	1	0
44.	<i>Conulinus rutshuruensis major</i>	0	11	1	3
45.	<i>Cerastua trapezoidea lagariensis</i>	0	2	0	0
46.	<i>Streptostele sp. A</i>	0	16	1	0
47.	<i>Halolimnohelix iredalei</i>	0	0	2	9
48.	<i>Limicolaria saturata</i>	0	1	15	5
49.	<i>Punctum sp. C</i>	0	0	1	0
50.	Indivizi a căror specie nu a fost identificată	26	35	21	22
	TOTAL indivizi	2386	1969	1234	1088
	TOTAL indivizi din care se scad exemplarele a căror specie nu a fost determinată	2360	1934	1213	1066

2. O serie de date fictive cuprinzând abundențe absolute a 11 specii (vezi tabelul 3), utilizată pentru aplicarea modelelor de abundențe ale speciilor care se potrivesc unor grupuri cu număr mic de specii.

Tabelul 3: Serie de date fictive constând în abundențele absolute a 11 specii.

specia	abundenta
1	369
2	211
3	118
4	68
5	34
6	30
7	16
8	8
9	4
10	1
11	1
N	860
S	11

3. Pentru indicii Margalef, Menhinick, Simpson, Shannon și McIntosh am realizat tabele în scopul observării modificării valorilor acestor indici de diversitate în cinci situații diferite,

simplificate. Ideea îmi aparține. În fiecare dintre acestea numărul N rămâne constant iar cu n_1, n_2, n_3, n_4 sunt notate efectivele speciilor respective:

- 1) O singură specie conține 4 indivizi;
- 2) Cei 4 indivizi sunt distribuiți: $n_1=1, n_2=3, n_3=0, n_4=0$;
- 3) Cei 4 indivizi sunt distribuiți: $n_1=2, n_2=2, n_3=0, n_4=0$;
- 4) Cei 4 indivizi sunt distribuiți: $n_1=1, n_2=1, n_3=2, n_4=0$;
- 5) Cei 4 indivizi sunt distribuiți echitabil în cele 4 specii;

5.2. Calcularea indicilor de diversitate

5.2.1. Indici ai bogăției speciilor

Indicele Margalef (D_{mg})

$$D_{mg} = \frac{(S - 1)}{\ln N}$$

S = numărul de specii

N = numărul total de indivizi (din toate speciile).

Tabelul 4: Valoarea indicelui Margalef în cinci situații diferite.

<i>1. O singură specie are toți cei 4 indivizi</i>	<i>2. Cei 4 indivizi sunt distribuiți: $n_1=1, n_2=3, n_3=0, n_4=0$</i>	<i>3. Cei 4 indivizi sunt distribuiți: $n_1=2, n_2=2, n_3=0, n_4=0$</i>	<i>4. Cei 4 indivizi sunt distribuiți: $n_1=1, n_2=1, n_3=2, n_4=0$</i>	<i>5. Cei 4 indivizi sunt distribuiți echitabil în cele 4 specii.</i>
$N=4$	$N=4$	$N=4$	$N=4$	$N=4$
$S=1$ specie	$S=2$ specii	$S=2$ specii	$S=3$ specii	$S=4$ specii
$l_n N=1,39$	$l_n N=1,39$	$l_n N=1,39$	$l_n N=1,39$	$l_n N=1,39$
$D_{mg}=0$	$D_{mg}=1/1,39=0,72$	$D_{mg}=1/1,39=0,72$	$D_{mg}=2/1,39=1,44$	$D_{mg}=3/1,39=2,16$

Se observă că indicele nu este sensibil la echitabilitatea distribuției de frecvențe a speciilor (vezi situațiile 2 și 3 din tabelul 4) ci la numărul de specii în condițiile în care N rămâne constant.

Gamito Sofia, 2009, susține că indicele Margalef este sensibil la mărimea probei. Din figura 2, se poate observa pe setul de date prezentat mai sus (vezi 5.1.) că într-adevăr valoarea indicelui Margalef crește atunci când crește numărul de specii din unitatea de probă (deși se observă că numărul de unități de probă din exemplu este foarte mic).

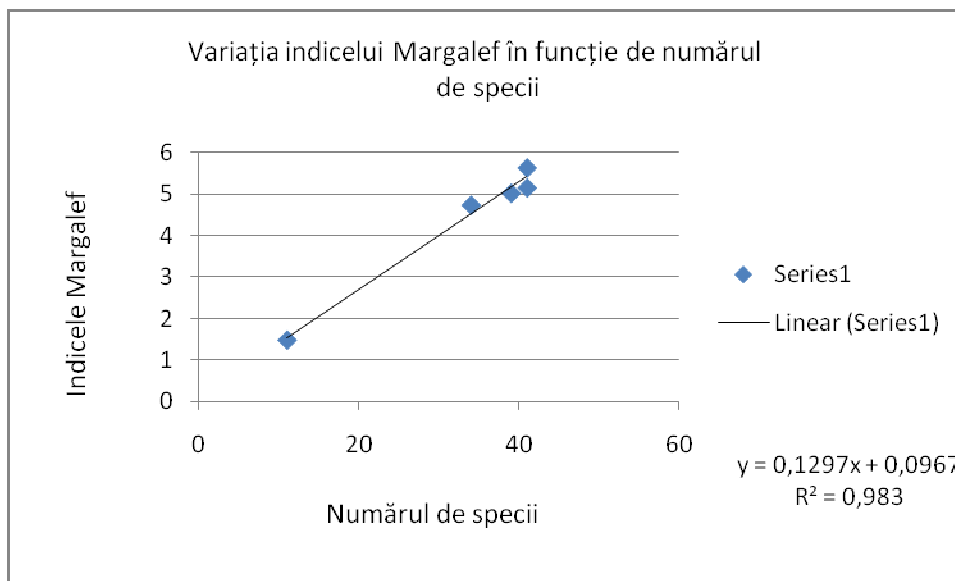


Figura 2: Variația indicelui Margalef în funcție de numărul de specii din cele patru tipuri de ecosistem forestier și seria de date fictive de 11 specii

Coeficientul de corelație liniară este $R = 0,992$. R se poate calcula prin extragerea rădăcinii pătrate din valoarea coeficientului de determinație (R^2) afișat în figura 2. Faptul că este pozitiv indică ceea ce se observă și pe diagrama - dependența directă a indicelui Margalef de numărul de specii (Dragomirescu L., Drane, W., 2009).

Indicele Menhinick (D_{mn})

$$D_{mn} = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

S = numărul de specii

N = numărul total de indivizi

Tabelul 5: Valoarea indicelui Menhinick în cinci situații diferite.

1. O singură specie are toți cei 4 indivizi	2. Cei 4 indivizi sunt distribuiți: $n_1=1, n_2=3, n_3=0, n_4=0$	3. Cei 4 indivizi sunt distribuiți: $n_1=2, n_2=2, n_3=0, n_4=0$	4. Cei 4 indivizi sunt distribuiți: $n_1=1, n_2=1, n_3=2, n_4=0$	5. Cei 4 indivizi sunt distribuiți echitabil în cele 4 specii.
$N = 4; S = 1$	$N = 4; S = 2$	$N = 4; S = 2$	$N = 4; S = 3$	$N = 4; S = 4$
$\sqrt{N} = 29,33$	$\sqrt{N} = 29,33$	$\sqrt{N} = 29,33$	$\sqrt{N} = 29,33$	$\sqrt{N} = 29,33$
$D_{mn} = 1/29,33 = 0,03$	$D_{mn} = 2/29,33 = 0,07$	$D_{mn} = 2/29,33 = 0,07$	$D_{mn} = 3/29,33 = 0,10$	$D_{mn} = 4/29,33 = 0,14$

Ca și indicele Margalef, indicele de diversitate propus de Menhinick, nu este influențat de echitabilitatea distribuției de frecvențe absolute a speciilor (vezi situația 2 și 3 din tabelul 5) ci de numărul speciilor, S (vezi situațiile 1, 2, 3 și 4 din tabelul 5), când N rămâne constant.

5.2.2. Indici ai echitabilității

Indicele Simpson

$$D = 1 - \sum \left(\frac{n_i}{N} \right)^2$$

n_i = numărul de indivizi din specia i

N = numărul de indivizi din specia i

Tabelul 6: Valoarea indicelui Simpson în cinci situații diferite

<i>1.O singură specie are toți cei 4 indivizi</i>	<i>2.Cei 4 indivizi sunt distribuiți: $n_1=1, n_2=3, n_3=0, n_4=0$</i>	<i>3.Cei 4 indivizi sunt distribuiți: $n_1=2, n_2=2, n_3=0, n_4=0$</i>	<i>4.Cei 4 indivizi sunt distribuiți: $n_1=1, n_2=1, n_3=2, n_4=0$</i>	<i>5.Cei 4 indivizi sunt distribuiți echitabil în cele 4 specii.</i>
$N=4$	$N=4$	$N=4$	$N=4$	$N=4$
$S=1$ specie	$S=2$ specii	$S=2$ specii	$S=3$ specii	$S=4$ specii
$D=1-(4/4)^2=0$	$D=1-[(1/4)^2+(3/4)^2]=0,38$	$D=1-[(2/4)^2+(2/4)^2]=0,5$	$D=1-[(1/4)^2+(1/4)^2+(2/4)^2]=0,63$	$D=1-(1/4)=0,94$

Din tabelul 6 reiese că valoarea indicelui Simpson crește dacă bogăția specifică este mai mare (vezi situațiile 3, 4 și 5) însă indicele este sensibil și la echitabilitatea distribuției de frecvențe (vezi situațiile 2 și 3), spre deosebire de indicii Margalef și Menhinick.

Indicele Shannon

$$H_p = - \sum_{j=1}^p F_j \times \log_a F_j$$

$$H_{\max} = \log_a p$$

$$H_{rel} = \frac{H_p}{H_{\max}}$$

$a=2$

F_j = frecvențele relative ale speciilor

H_p = entropia informațională

p = numărul de specii

H_{rel} = entropia relativă

H_{max} = entropia maximă

Tabelul 7: Valoarea indicelui Shannon în cinci situații diferite

<i>1. O singură specie are toți cei 4 indivizi</i>	<i>2. Cei 4 indivizi sunt distribuiți: $n_1=1, n_2=3, n_3=0, n_4=0$</i>	<i>3. Cei 4 indivizi sunt distribuiți: $n_1=2, n_2=2, n_3=0, n_4=0$</i>	<i>4. Cei 4 indivizi sunt distribuiți: $n_1=1, n_2=1, n_3=2, n_4=0$</i>	<i>5. Cei 4 indivizi sunt distribuiți echitabil în cele 4 specii.</i>
N=4	N=4	N=4	N=4	N=4
S=1	S=2	S=2	S=3	S=4
$H_p = -1 \times 0 = 0$	$H_p = 0,82$	$H_p = 1$	$H_p = 1,5$	$H_p = 2$
$H_{max} = \log_2 1 = 0$	$H_{max} = \log_2 2 = 1$	$H_{max} = \log_2 2 = 1$	$H_{max} = \log_2 3 = 1,58$	$H_{max} = \log_2 4 = 2$
$H_{rel} = 0$	$H_{rel} = 0,82$	$H_{rel} = 1$	$H_{rel} = 0,95$	$H_{rel} = 1$

În tabelul 7, rezultatul calculării entropiei informaționale (H_p) în situațiile 2 și 3 indică sensibilitatea acesteia la creșterea echitabilității și putem considera că este sensibilă și la creșterea numărului de specii (vezi situațiile 4 și 5).

Entropia relativă (H_{rel}), însă, nu indică în acest exemplu, diferența dintre numărul de specii diferit din situațiile 2 și 5 ci doar distribuția lor echitabilă.

Indicele McIntosh- o abordare geometrică a diversității de specii

$$D = \frac{D'}{\max_{D'}}$$

$$D = \frac{(N - U)}{N - \sqrt{N}}$$

$$D' = N - U$$

$$\max_{D'} = N - \sqrt{N}$$

$$U = \sqrt{\sum_{i=1}^n N_i^2}$$

U = distanța euclidiană față de origine

n = numărul de specii

N_i = frecvența absolută a speciei i

N = numărul total de indivizi = $\sum N_i$

D' = diversitatea

D = diversitatea corectată pentru a nu exista dependență față de volumul probei N

Tabelul 8: Valoarea indicelui McIntosh în cinci situații diferite.

<i>1. O singură specie are toți cei 4 indivizi</i>	<i>2. Cei 4 indivizi sunt distribuiți: $n_1=1, n_2=3, n_3=0, n_4=0$</i>	<i>3. Cei 4 indivizi sunt distribuiți: $n_1=2, n_2=2, n_3=0, n_4=0$</i>	<i>4. Cei 4 indivizi sunt distribuiți: $n_1=1, n_2=1, n_3=2, n_4=0$</i>	<i>5. Cei 4 indivizi sunt distribuiți echitabil în cele 4 specii.</i>
$N=4$	$N=4$	$N=4$	$N=4$	$N=4$
$S=1$	$S=2$	$S=2$	$S=3$	$S=4$
$\max_{D'} = 4-2=2$	$\max_{D'} = 4-2=2$	$\max_{D'} = 4-2=2$	$\max_{D'} = 4-2=2$	$\max_{D'} = 4-2=2$
$U = \sqrt{(4^2+0^2+0^2+0^2)}$ $=4$	$U = \sqrt{(1^2+3^2)}=3,16$	$U = \sqrt{(2^2+2^2)}=2,82$	$U = \sqrt{(1^2+1^2+3^2)}$ $=2,44$	$U = \sqrt{(1^2+1^2+1^2+1^2)}$ $=2$
$D' = 4-4=0$	$D' = 4-3,16=0,84$	$D' = 4-2,82=1,18$	$D' = 4-2,44=1,56$	$D' = 4-2=2$
$D = 0/2=0$	$D = 0,84/2=0,42$	$D = 1,18/2=0,59$	$D = 1,56/2=0,78$	$D = 2/4=2$

Din tabelul 8 se observă că diversitatea D permite compararea mai multor grupuri de specii între ele (grupuri de același tip din biocenoze diferite) iar valoarea acesteia se modifică în funcție de numărul de specii și echitabilitate (pentru echitabilitate vezi situațiile 2 și 3). În plus, este mai bun față de entropia relativă, deoarece acest indice produce o valoare mai mare pentru o distribuție echitabilă cu mai multe specii (vezi situațiile 3 și 5).

5.2.3. Modele ale abundențelor specifice

Am utilizat testul χ^2 , pentru a calcula calitatea ajustării fiecărui model al abundențelor speciilor prezentat în lucrare în scopul stabilirii celui mai potrivit pentru seria de date selectată.

$$\chi^2 = \sum \frac{(\text{observate} - \text{presupuse})^2}{\text{presupuse}}$$

observate = abundențele absolute ale speciilor, observate în probă

presupuse = abundențele absolute ale speciilor, calculate (teoretice)

Modelul log-liniar al lui Motomura

Se obțin frecvențele teoretice astfel:

$$Q_i = Q_1 \times m^{i-1}, \text{ în care}$$

$$Q_1 = N \times \frac{(1-m)}{(1-m^S)}$$

$$m = 10^b$$

b = panta dreptei de regresie a lui $\log_{10} N_i$ în i.

Altfel spus, Motomura propune ca model al unei distribuții de abundențe termenii progresiei

geometrice: $Q_1, Q_1 m, Q_1 m^2, \dots, Q_1 m^{S-1}$

S = numărul de specii

Fiind vorba de o progresie geometrică, aceasta, prin logaritmare, devine o progresie aritmetică care se așază perfect pe o linie dreaptă care este tocmai dreapta de regresie a logaritmului abundenței, în funcție de numărul de ordine al speciilor. Dreapta de regresie este reprezentată în figura 3 iar datele pentru calculul acesteia sunt prezentate în tabelul 9, în prima și cea de a treia coloana.

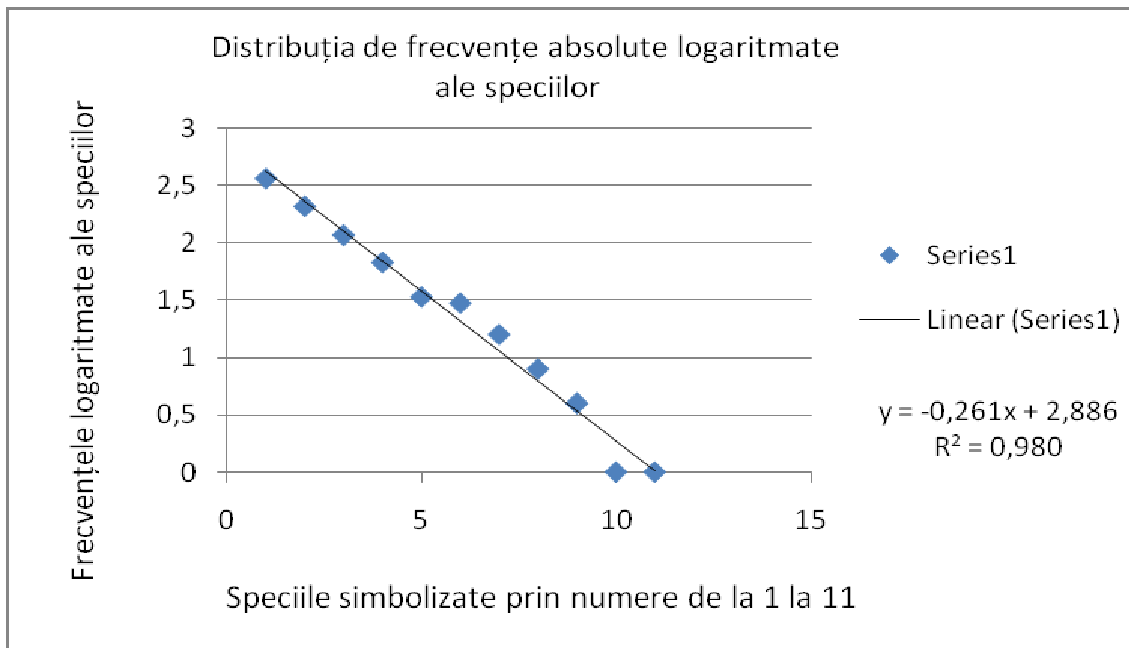


Figura 3: Reprezentarea grafică a distribuției de frecvențe absolute ale speciilor, logaritmăte (s-a utilizat logaritmul în baza 10) (calculul făcut într-o foaie EXCEL)

$$m = -0,2612$$

$$m = 10^{-0,2612}$$

Tabelul 9: Ajustarea modelului log-liniar propus de Motomura la seria de date fictive și calcularea testului χ^2 pentru observarea calității ajustării (calculul făcut într-o foaie EXCEL).

Specia	abundența=Ni	Qi	χ_i^2
1	369	389,2259	1,051
2	211	213,2958	0,0247
3	118	116,8861	0,0106
4	68	64,0536	0,2431
5	34	35,1014	0,0346
6	30	19,2355	6,0239
7	16	10,5411	2,827
8	8	5,7765	0,8559
9	4	3,1655	0,22
10	1	1,7347	0,3112
11	1	0,9506	0,0026
N	860		
S	11		
χ^2			11,6046

$$Q_1 = 860 \times \frac{(1 - 0,5480)}{(1 - 0,5480^{11})} = 389,2259$$

Pentru măsurarea calității ajustării la seria de date, a modelului se calculează, în ultima coloană a tabelului 9, indicatorul χ^2 . Acesta are valoarea 11,6046.

Modelul batonului spart al lui MacArthur

$$B_i = N \times l(i)$$

B_i = frecvențe teoretice

N = efectivul total

$l(i)$ = lungimea celui de-al i -lea ciob (aceste valori sunt tabelate);

$i=1,2,3,\dots,p$.

Tabelul 10: „Frecvențele relative pentru distribuțiile teoretice Mac Arthur (batonul unitar spart în 2-11 „cioburi”). Datele au fost rotunjite la două zecimale (Dragomirescu L., Petrișor A.I., 2009.)

2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
0,75	0,61	0,52	0,45	0,41	0,37	0,35	0,32	0,31	0,26
0,25	0,28	0,27	0,26	0,24	0,23	0,21	0,2	0,19	0,18
	0,11	0,15	0,16	0,16	0,16	0,15	0,15	0,14	0,14
		0,06	0,09	0,1	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11
			0,04	0,06	0,07	0,08	0,08	0,08	0,09
				0,03	0,04	0,05	0,06	0,06	0,07
					0,02	0,03	0,04	0,05	0,05
						0,02	0,03	0,03	0,04
							0,01	0,02	0,03
								0,01	0,02
									0,01

În tabelul 11, coloana a 3-a am preluat ultima coloană din tabelul 10, corespunzătoare spargerii în 11 cioburi, am calculat frecvențele teoretice în ipoteza modelului batonului spart aleatoriu în 11 bucăți, în coloana a 4-a. Coloana a 5-a, conține valorile necesare calculului indicatorului χ^2 .

Tabelul 11: Ajustarea modelului propus de MacArthur la seria de date fictive și calcularea testului χ^2 pentru observarea calității ajustării (calculul făcut într-o foaie EXCEL)

specia	abundența= O_i	$l(i)$	B_i	χ_i^2
1	369	0,26	223,6	94,549
2	211	0,18	154,8	20,4034
3	118	0,14	120,4	0,0478
4	68	0,11	94,6	7,4795
5	34	0,09	77,4	24,3354
6	30	0,07	60,2	15,1502
7	16	0,05	43	16,9535
8	8	0,04	34,4	20,2605
9	4	0,03	25,8	18,4202
10	1	0,02	17,2	15,2581
11	1	0,01	8,6	6,7163
N	860		860	
S	11			
χ^2				239,5738

Se observă că indicatorul χ^2 , în cazul concordanței cu acest model este 239,5738, adică o valoare mult mai mare decât în cazul modelului log-liniar. În consecință, modelul log-liniar este mult mai adecvat acestor date empirice decât modelul batonului spart.

5.3. Compararea indicilor de diversitate

5.3.1. Compararea calității ajustării modelelor de abundențe specifice

Valoarea cea mai mare a testului χ^2 s-a înregistrat la modelul abundențelor speciilor propus de MacArthur a cărui utilizare pentru această serie de date nu este de preferat. În tabelul 12, sunt afișate valorile χ^2 pentru fiecare dintre modelele abundențelor speciilor. Modelul log-liniar este potrivit pentru această serie de date fictive. Compararea a două modele din punct de vedere al calității ajustării se poate realiza prin intermediul testului χ^2 dacă numărul de frecvențe este același în ceea ce privește seturile de date (Dragomirescu L., Petrișor A.I., 2009).

Tabelul 12: Valorile indicatorului χ^2 pentru cele două modele ale abundențelor speciilor din această lucrare.

	Modelul log-liniar	Modelul batonului spart
χ^2	11,6046	239,5738

5.3.2. Compararea indicilor Margalef, Menhinick, Simpson, Shannon și McIntosh pe date reale

Tabelul 13: Valorile a cinci indici în patru tipuri de pădure privitor la diversitatea de specii de moluște și numerele N și S.

Indice de diversitate	pădure 1	pădure 2	pădure 3	pădure 4	
	2360	1939	1213	1066	N
	41	39	41	34	S
Margalef	5,1504	5,0216	5,6331	4,7334	
Menhinick	0,844	0,8868	1,772	1,0414	
Simpson	0,923	0,2085	0,1471	0,7273	
Shannon=Hrel	0,7983	0,6564	0,7086	0,5305	
McIntosh	0,7377	0,556	0,6347	0,4929	

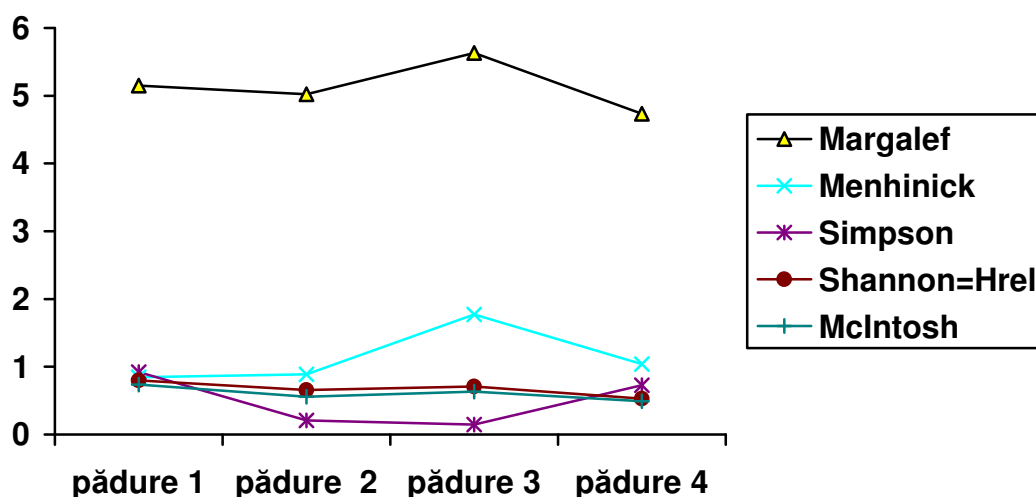


Figura 4. Valorile a 5 indici de diversitate calculați pentru moluște din cele 4 păduri din tabelul 2.

Pădure 1 = pădure aborigenă

Pădure 2 = plantație de *Maesopsis eminii*

Pădure 3 = plantație de *Bishofia javanica*

Pădure 4 = plantație de *Pinus sp.*

N = numărul total de indivizi

S = numărul de specii

În tabelul 13 și figura 4 se observă că ultimii trei indici (Simpson, entropia relativă a lui Shannon, și indicele McIntosh) au valori maxime pentru pădurea aborigenă. În schimb,

primii doi indici (Margalef și Menhinick) sunt maximi pentru pădurea 3, din cauza unui număr mare de specii (41) în raport cu numărul total de eșantioane relativ mic (1213).

Mai detaliat, observăm că, indicele Margalef, în situația în care N rămâne constant, se modifică în funcție de numărul de specii după cum se poate observa și din tabelul 4. Indicele Menhinick, este construit pe aceeași bază ca și indicele Margalef, fără a discrimina între grupuri cu același număr de specii dar echitabilitate diferită (vezi tabelul 5). Pentru creșterea complexității răspunsului în ceea ce privește întrebarea: „cât de divers este un grup de organisme dintr-o biocenoză?”, alături de un indice precum Margalef sau Menhinick (măsurile ale bogăției specifice), poate fi utilizat și unul dintre indicii propuși de Simpson, Shannon sau McIntosh care sunt sensibili la echitabilitatea distribuției de frecvențe. Ca și Margalef, indicele Menhinick are cea mai mare valoare în plantația de *Bishofia javanica* (pădure 3) însă pădurea aborigenă are cea mai redusă diversitate a speciilor iar motivul este numărul total de indivizi care este cel mai ridicat (vezi tabelul 14). Observăm că în pădurile 3 și 4, unde numărul N are cele mai mici valori se înregistrează cele mai mari valori ale indicelui.

Entropia relativă a lui Shannon, indicii Simpson și McIntosh, indică cea mai mare diversitate de specii în pădurea virgină însă fiecare dintre aceștia, ordonează diferit cele patru tipuri de pădure în ordinea scăderii diversității (vezi tabelul 13).

Din tabelul 7, s-a evidențiat că entropia relativă ca măsură a diversității specifice nu face distincția între două grupuri cu număr de specii diferit dar distribuție echitabilă (în această situație particulară din tabelul 7) așadar nu o considerăm un indice de preferat în măsurarea diversității. Indicii Simpson și McIntosh au demonstrat sensibilitate atât la numărul de specii cât și la echitabilitate (vezi tabelele 6 și 8) de aceea considerăm că sunt mai potriviți pentru indicarea diversității decât indicele propus de Shannon.

Chiar dacă diferiți indici creează ordonări diferite ale celor patru tipuri de pădure, diferențele sunt foarte mici iar concluzia este că plantațiile pot constitui habitate pentru specii furnizând serviciul de menținere a biodiversității și fiind modalități preferabile de utilizare a terenurilor.

Pădurile sunt ecosisteme deosebit de importante pentru furnizarea de servicii naturale precum menținerea biodiversității, reglarea circuitului hidrologic și a climei, împiedicarea eroziunii solului și altele. De aceea măsurile manageriale din domeniul silviculturii trebuie direcționate spre utilizarea durabilă a resurselor (lemn, vânat, plante medicinale și altele) oferite de către păduri.

În prezent suprafața pădurilor indigene se restrânge iar plantațiile capătă un rol pozitiv întru-cât înlocuiesc terenuri degradate recondiționându-le. Plantațiile pot fi monoculturi sau culturi mixte în funcție de numărul de specii utilizate.

În estul Africii, pădurile plantate ocupă o suprafață de circa 18.600 ha iar cele aborigene se întind pe aproximativ 49.000 ha, susțin Tattersfield, P. și colab., 2001. Autorii, studiind diversitatea moluștelor din patru ecosisteme forestiere: o pădure aborigenă („pădure 1”) și trei tipuri de monoculturi (plantație de *Maesopsis eminii*, specie indigenă, notată cu „pădure 2” în lucrare, plantație de *Bishophia javanica*, specie exotică, notată cu „pădure 3” și plantație de *Pinus sp*, specie exotică, - „pădure 4”), conchid că plantațiile constituie o bună alternativă în condițiile în care pădurile naturale sunt din ce în ce mai afectate de intervenția umană. Desigur, rolul plantațiilor este sporirea profitului prin selectarea speciilor cu o rată de creștere cât mai mare. Cercetătorii mai sus menționați susțin însă că acestea furnizează și serviciul de menținere a biodiversității constituind habitat pentru speciile dependente de condițiile dintr-un ecosistem forestier. Deși valorile indicelui Shannon demonstrează o diversitate specifică mai mare în pădurea indigenă decât în celelalte situații, diferențele nu sunt mari, afirmă Tattersfield, P. și colab., 2001.

5.4. Calculul indicilor în cadrul unor foi EXCEL

Am folosit programul EXCEL, în scopul facilitării calculelor și a unei mai adânci înțelegeri a indicilor de diversitate prezentați în lucrare.

Pentru început am organizat într-o foaie Excel, intitulată „Toți indicii”, calculul tuturor indicilor și al modelelor de distribuții de abundențe, utilizând date primare deja calculate în literatură. Apoi, am înlocuit datele cu seria de date fictive din tabelul 3 (figura 5).

Pentru seriile de date reale din tabelul 2, am preluat formulele de calcul din foaia „Toți indicii” și am organizat calculul fiecărui indice pentru cele 5 păduri în câte o foaie distinctă denumită cu numele indicelui respectiv (figura 5).

Seria de date cu abundențe absolute fictive						Margalef				
specia	abundenta					specia	abundenta	S-1	N	lnN
1	369					1	369	10	860	
2	211					2	211			
3	118					3	118			
4	68					4	68			
5	34					5	34			
6	30					6	30			
7	16					7	16			
8	8					8	8			
9	4					9	4			
10	1					10	1			
11	1					11	1			
N	860						860			
S	11						11			

Simpson						Indicele Shannon				
specia	ni	N	ni/N	(ni/N)^2		specia	frecventa absoluta	N	Fj(frecv rel)	logFj
1	369	860	0,4291	0,1841		1	369	860	0,4291	
2	211	860	0,2453	0,0602		2	211	860	0,2453	
3	118	860	0,1372	0,0188		3	118	860	0,1372	
4	68	860	0,0791	0,0063		4	68	860	0,0791	
5	34	860	0,0395	0,0016		5	34	860	0,0395	
6	30	860	0,0349	0,0012		6	30	860	0,0349	

Figura 5. Imagine a unei părți din foaia Excel construită pentru calculul indicilor de diversitate.

6. Concluzii

Oamenii au datoria morală de a proteja și conserva biodiversitatea, ceea ce a devenit mai clar în ultimele decenii când omenirea a început să conștientizeze constrângerea vitală de a se conserva componentele capitalului natural. Acestea susțin funcționarea sistemelor socio-economice (care necesită energie auxiliară). Efectele declinului biodiversității pe termen lung nu se cunosc foarte bine.

Pentru a manageria biodiversitatea în scopul protejării și conservării sale este nevoie de măsurarea acesteia. Așadar, indicii de diversitate sunt un instrument foarte important.

Indicii sunt la rândul lor diverși, existând, după cum afirmă și Magurran Anne E., 1988, „o diversitate a indicilor de diversitate”.

Alegerea indicilor se realizează în funcție de scopul studiului. Se lucrează, de regulă, cu mai mulți indici, fiecare având avantaje dar și deajavantaje proprii, care însă se compensează tocmai prin utilizarea simultană a mai multor indici. Adeseori, pentru studii comparabile cu studii mai vechi se lucrează și cu indici mai puțin frecvent utilizați în ultimul timp. Interpretarea valorilor indicilor de diversitate necesită cunoștințe consistente asupra ecosistemului în cauză dar și asupra proprietăților indicilor aleși.

7. Referințe

1. Bangert, R.K., Slobodchikoff, C.N., 2006. Conservation of prairie dog ecosystem engineering may support arthropod beta and gamma diversity. *Journal of Arid Environments*. **15**.
2. Brandle, M. și colab., 2000. Plant and insect diversity along a pollution gradient: understanding species richness across trophic levels. *Biodiversity and conservation*. **14**.
3. Bredenhand E., Michael J. S., 2008. Impact of a dam of benthic macroinvertebrate in a small river in a biodiversity hotspot: Cape Floristic Region, South Africa. *Journal of Insect Conservation*. **10**.
4. Canziani Graciela A., Ferrati Rossana M., Rossi C., Ruiz-Moreno D., 2006. The influence of climate and dam construction on the Ibera wetlands, Argentina. *Regional Environmental Change*. **10**.
5. Cogălniceanu, D., 2007. *Biodiversitate*. Editura Verlag Kessel. Germany. 126 pp.
6. Cogălniceanu, D., 1999. *Managementul Capitalului Natural*. Editura Ars Docendi, București. 221 pag.
7. Dragomirescu L., Drane, J.W., 2009. *Biostatistică pentru începători*. Editura Credis, București. 187 pag.
8. Dragomirescu, L., Petrișor, A.I., 2009. *Elemente de ecologie numerică și modelare*. Editura Ars Docendi, București. 167 pag.
9. Englund, R.A., 2002. The Loss of Native Biodiversity and Continuing Nonindigenous Species Introductions in Freshwater, Estuarine, and Wetland Communities of Pearl Harbor, Oahu, Hawaiian Islands. *Estuaries*. **12**.
10. Fernandez Julia M., Selma, M.A.E., Aymerich, F.R., Saez Maria Tereza P., Carreno Fructuoso Maria Francisca C., 2005. Aquatic birds as bioindicators of trophic changes and ecosystem deterioration in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Hydrobiologia*, **14**.
11. Fontana, G. și colab., 2008. Influence of rare species on beta diversity estimates in marine benthic assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. **4**.
12. Gamito Sofia, 2009. Caution is needed when applying Margalef diversity index. *Ecological Indicators*. **2**.

13. Golovanov V. K., Smirnov, A. K., 2006. Influence of the Water Heating Rate Upon Thermal Tolerance in Common Carp (*Cyprinus carpio* L.) During Different Seasons. *Journal of Ichthyology*. **5**.
14. Gregorius H.R., Gillet Elizabeth M., 2008. Generalized Simpson-diversity. *Ecological modelling*. **6**.
15. Guvernul. 22 decembrie 2005. Ordonanța de Urgență nr. 195 privind protecția mediului. București.
16. Guvernul. 20 iunie 2007. Ordonanța de Urgență nr. 57 privind regimul ariilor naturale protejate, conservarea habitatelor naturale, a florei și faunei sălbatice. București.
17. Harrel, R.C., 1985. Effects of a crude oil spill on water quality and macrobenthos of southeast Texas stream. *Hydrobiologia*. **5**.
18. Hector, A., Joshi, J., Lawler, S. P., Spehn E. M., Wilby, A., 2001. Conservation implications of the link between biodiversity and ecosystem functioning. *Oecologia*. **4**.
19. Hernandez-Stefanoni, L. J., 2005. The role of landscape patterns of habitat types on plant species diversity of a tropical forest in Mexico. *Biodiversity and Conservation*. **16**.
20. Jang, Y., Kang, M., Gao, Q., He, L., Xiong, M., Jia, Z., Jin, Z., 2002. Impact on land use on plant biodiversity and measures for biodiversity conservation in the Loess Plateau in China - a case study in a hilly-gully region of the Northern Loess Plateau. *Biodiversity and Conservation*. **12**
21. Kassas, M., 2002. Biodiversity: gaps in knowledge. *The Environmentalist*. **6**.
22. Lee, C.S., Lee K.S., Hwangbo, J.K., You Y.H., Kim, J.H., 2004. Selection of tolerant plants and their arrangement to restore a forest ecosystem damaged by air pollution. *Water, Air and Soil Pollution*. **22**.
23. Lopez-Pujol, J., Zhang, F.M., Ge, S., 2005. Plant biodiversity in China, richly varied, endangered and in need of conservation. *Biodiversity and Conservation*. **43**.
24. Maciver, D.C., 1997. Atmospheric change and biodiversity. *Environmental Monitoring and Assessment*. **12**.
25. Mallory, M.L., Gilchrist, H.G., Braune B.M., Gaston, A.J., 2006. Marine birds as indicators of arctic marine ecosystem: linking the northern ecosystem initiative to long-term studies. *Environmental Monitoring and Assessment*, **17**.
26. Marggraf, R., 2001. Global Conservation of Biodiversity from an Economic Point of View. Institute of Agroeconomics. **21**.

27. Magurran, E. Anne., 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*, University Press Cambridge, Great Britain. 170 pp.
28. Pavlov, D.S., Bukvareva, E.N., 2007. Biodiversity and Life Support for Humankind. *Herald of the Russian Academy of Sciences*. **12**.
29. Rocchini, D., 2007. Effects of spatial and spectral resolution in estimating ecosystem α -diversity by satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*. **11**.
30. Rowe, D.K., 2007. Exotic fish introductions and the decline of water clarity in small North Island, New Zealand lakes: a multi-species problem. *Hydrobiologia*. **13**.
31. Santos Maria J., Pedroso, N.M., Ferreira, J.P., Matos, H.M., Sales- Luis Teresa, Pereira Iris, Baltazar Carla, Grilo Clara, Cândido Ana T., Sousa Ines, Santos-Reis Margarida, 2007. Assessing dam implementation impact on threatened carnivores: the case of Alqueva in SE Portugal. *Environmental Monitoring Assessment*, **17**.
32. Schaberg, P.G., DeHayes, D.H., Hawley, G.J., Nijensohn, S.E., 2008. Anthropogenic alterations of genetic diversity within tree populations: Implications for forest ecosystem resilience. *Forest Ecology and Management*. **7**.
33. Tattersfield, P., Seddon, B., Lange, C.N., 2001. Land-snail faunas in indigenous rainforest and commercial forestry plantations in Kakamega Forest, western Kenya. *Biodiversity and Conservation*, **20**.
34. Vădineanu, A., 1998. *Dezvoltarea Durabilă – teorie și practică*. Volumul 1, Editura Universității din București. 247 pagini.
35. Wehenkel, C., Bergmann, F., Gregorius, H.R., 2006. Is there a trade-off between species diversity and genetic diversity in forest tree communities. *Plant Ecology*. **10**.

Site-uri referite (17 iunie 2010):

<http://dexonline.ro>

www.forestrybooks.com

8. Cuprins detaliat

Cuprins	3
1. Introducere	5
2. Scopul și obiectivele lucrării	7
3. Analiza critică a conceptelor legate de biodiversitate	8
3.1. Despre diversitatea biologică	8
3.1.1. Definierea termenului de biodiversitate	8
Diversitatea ecosistemică	9
Diversitatea specifică	10
Diversitatea genetică	12
Diversitatea etnoculturală/antropică	12
3.1.2. Legătura dintre componentele biodiversității	13
3.1.3. Ce nu se cunoaște referitor la biodiversitate	14
3.2. Relația dintre deteriorarea ecosistemelor și diversitatea specifică	14
4. Cum poate fi măsurată diversitatea specifică. Analiza critică a indicilor de diversitate specifică	24
4.1. Indicele Margalef și indicele Menhinick- indici ai bogăției de specii	24
4.2. Indicele Simpson	25
4.3. Indicele Shannon	26
4.4. Indicele McIntosh	27
4.5. Modelul Log-liniar al lui Motomura	28
4.6. Modelul batonului spart al lui MacArthur	29
5. STUDIU DE CAZ. Calcularea și compararea indicilor de diversitate	30
5.1. Prezentarea seturilor de date	30
5.2. Calcularea indicilor de diversitate	33
5.2.1. Indici ai bogăției speciilor	33
Indicele Margalef (D_{mg})	33
Indicele Menhinick (D_{mn})	34
5.2.2. Indici ai echitabilității	35
Indicele Simpson	35
Indicele Shannon	35
Indicele McIntosh- o abordare geometrică a diversității de specii	36
5.2.3. Modele ale abundențelor specifice	38
Modelul log-liniar al lui Motomura	38
Modelul batonului spart al lui MacArthur	40
5.3. Compararea indicilor de diversitate	41
5.3.1. Compararea calității ajustării modelelor de abundențe specifice	41
5.3.2. Compararea indicilor Margalef, Menhinick, Simpson, Shannon și McIntosh pe date reale	42
5.4. Calculul indicilor în cadrul unor foi EXCEL	44
6. Concluzii	45
7. Referințe	46
8. Cuprins detaliat	49