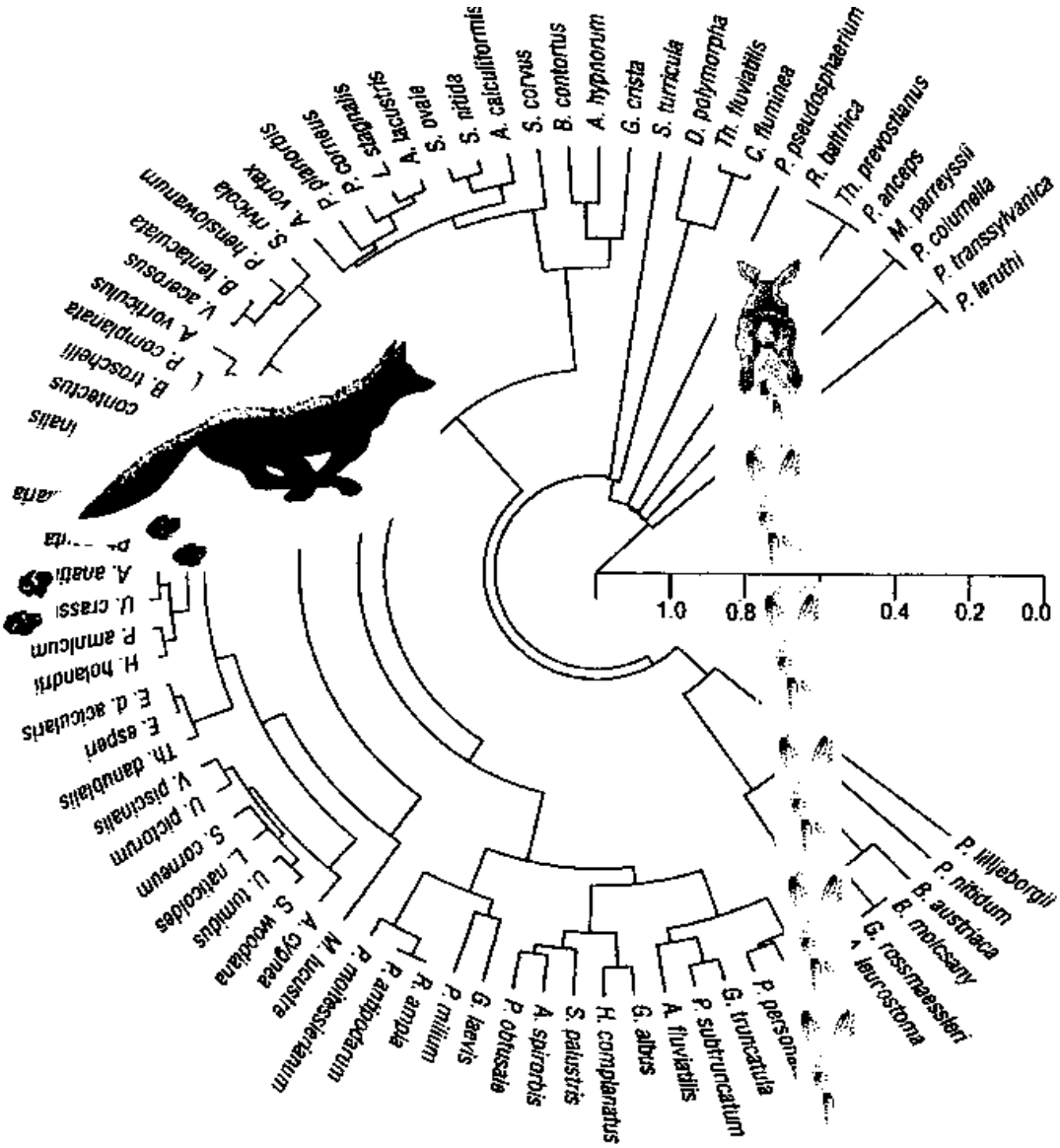
Ioan Sîrbu
Ana Maria Benedek



ECOLOGIE PRACTICĂ

Sibiu
2012

Dr. Ioan Sîrbu
Dr. Ana Maria Benedek

ECOLOGIE PRACTICĂ

Ediția a 3 - a

Sibiu
2012

Referenți:

Dr. Constantin Drăgulescu
Dr. Corneliu Bucșa
Dr. Angela Curtean-Bănăduc

Descrierea CIP a Bibliotecii Naționale a României
SÎRBU, IOAN
Ecologie practică / Sîrbu Ioan, Benedek Ana Maria. – Ed. a 3-a, rev. - Sibiu : Editura Universității "Lucian Blaga" din Sibiu, 2012
Bibliogr.
ISBN 978-606-12-0311-6

I. Benedek, Ana Maria

574

Editura Universității "Lucian Blaga" din Sibiu

Cuprins

	Introducere	5
1.	Principiile cercetării ecologice	7
2.	Sisteme ecologice	24
3.	Parametri ecologici cantitativi	35
4.	Obținerea datelor ecologice primare; Tehnici de captură, colectare şi conservare	48
5.	Tabele şi grafice	73
6.	Metoda suprafețelor şi a volumelor	80
7.	Alte elemente de statistică aplicate în ecologie	97
8.	Metoda distanțelor	104
9.	Testarea ipotezelor	112
10.	Regresia liniară şi corelația	135
11.	Tabele de viață şi de fecunditate	144
12.	Metoda transectelor	152
13.	Metode speciale aplicate în studiul comunităților de păsări	159
14.	Tehnici şi metode speciale aplicate în studiul comunităților de mamifere	171
15.	Metode de captură - marcare - recaptură	184
16.	Nişa ecologică	194
17.	Biodiversitatea - Diversitatea ecologică	202
18.	Analiza de asociere	211
19.	Compararea sistemelor ecologice. Indici de similitudine	218
20.	Metode de ordonare şi clasificare a sistemelor ecologice; Construirea dendrogramelor	227
21.	Metode de estimare a producției primare	237
22.	Estimarea producției secundare	248
23.	Analiza rețelelor trofice	262
24.	Elaborarea lucrărilor de specialitate	267
25.	Bibliografie	281
26.	Anexe	286

Motto:

Nature's Spirit

By Cristina Stan

On sunny fields of green,
in the sacred hollow here,
blossoming cherry trees lean,
with a glistening creek near.

I lay here on the bank,
surrounded by mother nature's creations,
in their everlasting beauty I sank,
and I danced with the water's reflections.

The tall and majestic mountains,
stand so proudly against the sky,
with dark tunnels and warm, spring fountains,
they shall never die.

The deep and silent woods,
so quiet and serene.
The unwelcome stranger always eludes,
but is a place for the calm spirit to dream.

The heavenly sky above,
is the lightest blue to be seen,
with the fluffy clouds that I love,
only a nature's soul could know what I mean.

On sunny fields of green,
in the sacred hollow here,
blossoming cherry trees lean,
with a glistening creek near,
I listen to the wind's music,
and I dream.

May, 2004
Spencer Butte Middle School
Eugene, Oregon

Introducere

Această publicație conține principalele categorii de tehnici şi metode aplicate în studiile de ecologie. A fost concepută ca o lucrare cu caracter practic şi aplicativ, motiv pentru care teoria prezintă o pondere redusă şi se rezumă la elementele de bază care facilitează înțelegerea subiectelor tratate. Se adresează atât studenților care urmează discipline biologice, cât şi naturaliştilor care doresc să cunoască mai mult despre metodologia implicată în cercetările sistemelor supraindividuale. Deşi cele mai multe capitole sunt autoexplicative, şi nu presupun că cititorul are o imagine vastă asupra ecologiei, totuşi este necesară cunoaşterea elementelor de bază ale jargonului de specialitate. Volumul conține şi materia care se predă curent la seminariile şi laboratoarele de la specializarea Ecologie şi Protecția Mediului din cadrul Universității "Lucian Blaga" din Sibiu, la disciplinele: Ecologie generală (anul I), respectiv Ecologia populațiilor şi Sisteme ecologice: structură şi funcții (anul II). Lucrarea include şi unele teme care fac obiectul aplicațiilor practice la disciplina Modelarea proceselor şi sistemelor ecologice care este predată la masteratul cu profilul Expertiza şi Managementul Sistemelor Ecologice. Pe lângă acestea volumul prezintă metode suplimentare pentru cei care doresc să-şi lărgească cunoştințele de specialitate, numeroase aplicații, probleme rezolvate şi teme de activitate independentă. Pentru studenții de la masterat care au absolvit facultăți din alte domenii decât cele biologice, am introdus în cadrul primelor trei capitole o scurtă prezentare a noțiunilor de bază ale ecologiei, care facilitează înțelegerea în continuare a volumului.

Ecologia este o ştiință biologică, ce se ocupă cu studiul structurii, dinamicii şi funcțiilor sistemelor supraindividuale, precum şi a relațiilor dintre acestea, şi cu factorii de mediu. Nucleul central al oricărei cercetări de ecologie este cunoaşterea identității taxonomice, respectiv a sistematicii subiectului analizat. Deoarece sistemele şi procesele ecologice sunt foarte complexe, aproape toate investigațiile se bazează pe eşantionare şi prelucrarea statistică a probelor, în scopul caracterizării întregului din care acestea provin. Din aceste motive, metodele de analiză şi prelucrare a datelor prezintă o pondere importantă din acest volum. Dată fiind raritatea literaturii actuale de specialitate în limba română, în afară de temele şi metodele practice, autorii au inclus într-o manieră rezumativă şi o parte teoretică, distribuită de-a lungul tuturor capitolelor, pentru a clarifica aspectele esențiale ale subiectelor incluse în aceste pagini, precum şi pentru a pune la dispoziția studenților un manual util de pregătire, cu spectru larg. Acest volum include tehnici şi metode legate în mod specific de ecologie şi numai foarte puține dintre cele care țin de alte discipline. Studenții de la facultățile cu profil ecologic au studiat discipline de

geomorfologie, geografie, zoologie, botanică, fitocenologie, meteorologie şi climatologie, pedologie, fiziologie vegetală şi animală etc., motiv pentru care sunt familiarizaţi cu metodele specifice acestor domenii, ceea ce ne determină să nu insistăm asupra lor, pentru a nu prezenta informaţii redundante.

Capitolul 1 prezintă principiile cercetării ecologice, algoritmul investigaţiilor, regulile explorării, motivaţiile şi însuşirile necesare unui cercetător. În următorul capitol este prezentată o scurtă introducere în ecologie, incluzând definiţii, discutarea principalelor curente ale acestei discipline, precum şi ierarhia de organizare a sistemelor. Capitolul 3 prezintă principalele categorii de parametri ecologici cantitativi, pe baza cărora se realizează descrierea şi caracterizarea sistemelor şi proceselor de profil, iar în capitolul 4 redăm sintetic principalele modalităţi de obţinere a datelor primare, respectiv expunem tehnicile de captură, colectare şi conservare a probelor. Principiile de prezentare şi ilustrare a datelor sunt redate în tema dedicată construirii tabelelor şi a graficelor. Cu cel de-al 6-lea capitol intrăm în metodologia ecologică, învăţăm să studiem populaţiile şi comunităţile aparţinând speciilor sesile sau puţin vagile, prin metoda suprafeţelor şi a volumelor (mai cunoscută sub denumirea de metoda pătratelor). Cu aceeaşi ocazie sunt prezentate primele metode de analiză şi prelucrare a datelor, care se vor continua în mod logic cu tema următoare (care se predă la masterat). O alternativă pentru studiul populaţiilor sesile este prezentată în capitolul 8, prin metoda distanţelor care este tratată sub aspectul a două variante (Byth-Ripley şi Besag-Gleaves). Testarea ipotezelor şi analiza relaţiilor dintre variabilele ecologice constituie subiectele următoarelor două teme. Tabelele de viaţă şi de fecunditate, curbele de mortalitate, precum şi parametrii dinamicii populaţionale sunt tratate în capitolul 11. Analiza populaţiilor şi comunităţilor aparţinând speciilor vagile începe cu capitolul 12 (metoda transectelor), iar în următoarele două sunt descrise tehnici şi metode speciale aplicate în studiul păsărilor şi a mamiferelor. Capitolul 15 tratează metode de captură - marcare - recaptură, de tip Lincoln-Petersen şi Jolly-Seber. Parametrii nişelor ecologice şi importanţa acestora în edificarea sistemelor supraindividuale constituie subiectul următorului capitol, care este urmat de teoria şi modul de evaluare a biodiversităţii, respectiv a diversităţii ecologice. Caracterizarea sistemelor suprapopulaţionale este continuată cu analiza de asociere (capitolul 18), similitudinea (capitolul 19), metode de ordonare şi clasificare (capitolul 20). Sunt tratate de asemenea metode de estimare a productivităţii sistemelor ecologice (capitolul 21 şi 22) precum şi metode de analiză a reţelelor trofice (capitolul 23). În ultimul capitol sunt expuse regulile de bază privind elaborarea lucrărilor de specialitate, precum şi o serie de surse bibliografice accesibile pe internet.

Acest volum este concentrat pe modul în care se obţin informaţiile cu privire la structura, dinamica şi funcţiile proceselor şi sistemelor ecologice, modalităţile de descriere, prelucrare şi analiză a acestora, precum şi tehnici ilustrative şi de interpretare a rezultatelor.

1. PRINCIPIILE CERCETĂRII ECOLOGICE

"Nu confundați importanța scopului sau rafinamentul metodelor voastre cu valoarea muncii pe care o întreprindeți. Rezultatele, şi nu doar scopurile sau mijloacele, trebuie să fie demne de admirație." (Hans Selye)

Cercetarea ecologică este un studiu planificat, în abordare sistemică, în scopul cunoaşterii structurii, dinamicii şi/sau a funcțiilor sistemelor ecologice.

Orice studiu poate fi abordat prin prisma a trei metode: cea teoretică, de laborator sau de teren. Toate acestea sunt interdependente. Probleme apar atunci când rezultatele obținute în urma unei abordări nu verifică pe cele obținute printr-o alta. Deoarece toate sistemele şi procesele ecologice există sau se desfăşoară în natură, înseamnă că terenul va fi întotdeauna stadiul etalon sau baza la care vom raporta celelalte rezultate. Ecologia este o ştiință empirică şi de aceea nu poate fi realizată numai pe hârtie sau la calculator (Krebs, 1989). Laboratorul este o reprezentare simplificată a naturii, un model al terenului, unde se simulează procesele care se desfăşoară în natură, selectându-se un număr redus de variabile de stare şi de proces. Avantajele laboratorului sunt legate de posibilitatea de urmărire şi control al acțiunii unui număr redus de variabile, provocarea artificială a fenomenelor şi divizarea sistemelor complexe în subsisteme pe care se poate experimenta mai uşor. Dezavantajele metodei constau în faptul că nu se pot surprinde toate relațiile din natură, numeroşi factori rămân necuantificați, nu se ține seama de o mare parte din constrângerile care apar în mediu, iar domeniile de variație a variabilelor de control sunt adesea diferite față de cele naturale. Abordarea teoretică se face pe baza unui mare număr de investigații şi date experimentale, şi are ca scop generalizarea şi surprinderea legităților generale ale fenomenelor ecologice. Probleme apar atunci când teoria se bazează pe un număr redus de date din natură sau când generalizările nu țin seama de limitările impuse de abordările anterioare.

Alegerea temei poate fi un proces extrem de simplu pentru un tânăr (subiectul poate fi oferit de un profesor, de exemplu) sau o mare bătaie de cap, atunci când studentul este obişnuit să-şi pună întrebări sau, mai ales, când caută singur tema de cercetare. Este bine să subliniem de la început că rezultatele sunt singurele care justifică importanța temei alese, şi nu tehnicile şi metodele, cu excepția cazurilor în care cercetarea aduce sau propune ca rezultat tehnici noi. Dar nici în ecologie nu se aplică principiul “scopul scuză mijloacele”. Prea des apar rezultate (multe discutabile) care s-au realizat prin sacrificarea nejustificată a multor viețuitoare, frecvent pentru a demonstra ceea ce deja se cunoaşte. Aceste fapte contravin eticii profesionale. Când afirmăm că rezultatul contează, aceasta nu implică orice preț. Un rezultat bun este totodată şi deontologic. Impunerea unei teme importante, dar pe care studentul are puține sau deloc

şanse să o rezolve, nici nu îl promovează şi nici nu justifică eforturile depuse. Cel mai adesea este păcat de timp şi de bani. Sindromul de "importanță intențională nejustificată" se confundă adesea cu cel al "săririi etapelor". Adesea apar studenți care cer sfaturi în legătură cu decizia lor de a studia: întregul ecosistem lacustru X (alții ne cer să "facă un lac" ...), ecoetologia ursului sau a lupului, zborul păsărilor şi de a realiza modelarea acestuia, dar mai ales mult plăcuta şi curtata ecologie teoretică etc. Fără îndoială că aceste intenții sunt nobile, chiar dacă nu strălucesc prin realism, cel puțin pentru studenții din primii ani. Nu odată, pe la simpozioane, studentul care se recomandă cercetător al echilibrului naturii consideră că este mai remarcabil decât cel care a venit cu o lucrare de structură a comunităților de macrozoobentos dintr-un râu oarecare, când de fapt cel din urmă aduce date utile şi valoroase, pe când primul, în general, va avea o expunere de tipul unui referat bibliografic, fără a aduce vreo idee nouă.

Tema poate apare ca urmare a investigării unei zone sau a unui grup prea puțin cunoscut, sau care a fost studiat cu multă vreme în urmă. Sau poate răsări ca urmare a ridicării unor probleme rezultate din observații contradictorii sau care nu beneficiază de răspunsuri univoce. De multe ori este esențial nu atât să se vadă sau descrie ceva nou ci să se stabilească relații solide, validate, între ceea ce era deja cunoscut şi informațiile noi. Crearea legăturii poate fi mai importantă chiar decât noul adus. Prea des, lipsa de documentare sau ignorarea rezultatelor celorlalți, conduce atât pe specialiştii consacrați cât şi pe studenți la o cheltuială inutilă de timp şi efort în studiul a ceea ce este de multă vreme cunoscut.

Studiile ecologice pot fi de tip explorativ sau demonstrativ (adică bazate pe ipoteze şi verificarea acestora).

Studiile explorative sau **evaluative** sunt extrem de necesare, mai ales în acele zone puțin sau deloc studiate sub anumite aspecte (grupe sistematice sau funcționale puțin cunoscute). Cunoaşterea biologică este extrem de neuniformă, atât din punct de vedere al repartiției geografice cât şi al domeniilor acoperite. Este explicabil faptul că grupele de succes (aici în sensul de populare), cum sunt păsările de exemplu, sunt mult mai bine cunoscute decât cele ignorate (vietăți mici, nevertebrate cu viață retrasă, cu sistematică mult mai dificilă). În mod corespunzător găsim în orice țară mult mai mulți ornitologi (inclusiv proiecte, fonduri şi date de profil) decât malacologi sau briologi, de exemplu. Aşa se explică faptul că acumularea inegală de cunoştințe duce la exigențe şi domenii de acoperire foarte dezechilibrate. În unele domenii ecologul poate intra în munca de amănunt, în timp ce zone geografice şi unele grupe sistematice încă mai aşteaptă primele liste faunistice, respectiv cataloage de specialitate.

Orice informație care acoperă un gol este un bun ştiințific şi un rezultat care se cere salutat. Unii îşi închipuie, în mod eronat, că un studiu care implică tehnică de vârf în genetică sau biochimie este în mod necesar superior unui studiu care lămureşte relațiile filetice între anumiți taxoni sau alcătuieşte un prim catalog sistematic sau zoogeografic, de exemplu. Există o anumită reticență

(în bună parte explicabilă) față de stilul de cercetare odinioară larg răspândit, anume cel de a alcătui liste de specii în anumite arii (așa numitele studii floristice sau faunistice). Când biologul se rezumă exclusiv la asemenea liste, mai ales în arii cunoscute sub aspectul grupului cu pricina, sau publică la infinit subtabele taxonomice pentru diviziuni ale unor arii, reticența este justificată. Nu însă şi atunci când într-adevăr aria respectivă este necunoscută sub aspectul grupului investigat. Pe de altă parte, depinde foarte mult cum se alcătuiesc aceste liste şi cum se clasifică prezența-absența speciilor în funcție de diferiții factori ai mediului. Pornind de la listele de specii se pot realiza o serie de analize de biogeografie, cenologie, de nişe ecologice etc., aşa cum se va vedea în capitolele care vor urma. Un bun specialist al unui grup poate sesiza foarte multe informații relevate de absența sau prezența anumitor specii într-un habitat, deoarece nici o vietate nu trăiește absolut oriunde, preferințele acesteia pentru mediu şi toleranța la diferiții factori putând fi utilizate în sensul invers: al caracterizării stării mediului pe baza cunoaşterii speciilor prezente. Orice informație, fie cât de simplă, poate fi utilizată de specialist într-o multitudine de modalități. Evident, studiul are foarte mult de câştigat atunci când includem date despre abundența taxonilor, descriem structura sau urmărim dinamica diferitelor comunități, iar în analizele de productivitate şi energetică, evaluăm în mod necesar şi date despre creştere, biomasă, flux energetic etc. Deoarece viața poate fi înțeleasă numai în contextul mediului integrator, o multitudine de factori ai acestuia pot fi de asemenea monitorizați (temperatură, reacția solului, oxigenul dizolvat, prezența unor elemente toxice etc.) şi identificate legăturile de tip cauză - efect sau a celor de tip corelativ.

Prin contrast, există un curent tot mai puternic de absolutizare a datelor cantitative, adică valori ale parametrilor ecologici (densități, abundențe relative, efective, indici de diversitate etc.) pe baza unui număr redus de probe sau zile petrecute în teren. Acestea pot fi recunoscute, în general, prin parametri lipsiți de probabilități de semnificație, prin numărul redus de specii relativ la grupul studiat (în probe cantitative puține apar mai ales speciile abundente şi foarte rar cele cu densitate scăzută sau caracteristice unor microhabitate mai rare sau dispersate în aria de interes), precum şi lipsa unor concluzii care să zică ceva (se caracterizează cine este mai abundent, se oferă o serie de valori, dar nu se poate interpreta nimic de ordin sintetic sau cauzal legat de acestea). Unii înțeleg, în mod eronat, ecologia numai ca o "biologie matematizată" şi care consideră că multă alergătură, dar de scurtă durată, colectarea câtorva probe şi oferirea de valori pentru unii parametri ecologici ai populațiilor sau comunităților înseamnă exclusiv cercetare ecologică. Numeroase lucrări conțin o grămadă de date valorice care nu pot fi nici folosite mai departe (prin comparație în cazul unui studiu viitor) şi nici verificate (estimări lipsite de coeficienți de precizie, limite de confidență sau alte măsuri ale semnificației). Orice bun ecolog ştie că investigația unei arii, tronson de râu, lac etc. se realizează pe baza atât a probelor cantitative cât şi a celor calitative (ultimele având o şansă mult mai mare de a releva prezența unor specii rare sau care preferă microhabitate care nu fac

adesea obiectul investigațiilor cantitative). Analiza grupului şi ariei de referință trebuie să se facă prin alocarea unui timp suficient pentru strângerea informațiilor, fapt care necesită echipament şi aptitudini pentru munca de teren. Există tot mai mulți "ecologi specializați" exclusiv pe structuri de comunități ale unor grupe sistematice supraspecifice, care redau valorile aceloraşi parametri (gen abundența relativă, indicele Dzuba şi alți câțiva), fără a-şi depăşi vreodată limitele. Aceştia lucrează la nivelul unui tehnician sau laborant, în cel mai bun caz, fapt excelent până la un punct, dar care necesită o lărgire a orizontului dacă au vreo pretenție în plus de la viața profesională.

Este evident că evaluarea modificărilor (frecvent prea puțin evidente) în starea mediului se realizează infinit mai bine pe baza datelor cantitative şi nu prin prezența-absența speciilor, dar acest proces nu se face la întâmplare. Există un algoritm stabilit pentru evaluarea parametrilor ecologici şi ai celor de mediu, precum şi tehnici de comparare a acestora, care vor fi studiate în cele ce urmează. Prin contrast, o serie de erori se pot strecura şi din cauza preluării necritice a metodologiei considerată drept "consacrată", sau prin utilizarea defectuoasă a unor tehnici, care se pretează prea puțin la studiul particular.

Preluarea necritică a informațiilor din trecut sau provenind de la unii oameni care nu sunt neapărat de specialitate, constituie o altă problemă. Astfel s-a întâmplat ca anumite specii să facă parte în continuare din listele şi analizele faunistice ale unor arii întinse, când de fapt acestea au dispărut de mult, ca urmare a degradării mediului, a poluării etc. (de exemplu gastropodul *Theodoxus transversalis* dispărut de multă vreme din râurile Transilvaniei), dar nimeni nu a mai verificat starea acestora în ultimii ani.

Reproducerea erorilor efectuate de îndrumător, profesor sau colectate din bibliografie, reprezintă o permanentă problemă pentru tânărul ecolog la început de drum şi adesea poate constitui un obstacol serios în calea afirmării sau a carierei sale. Pe de altă parte, existența unui mentor, a unui bun specialist, pe lângă care studentul lucrează, poate constitui o excelentă sursă de informație, rampă de lansare şi motiv de afirmare a acestuia. Există însă şi destule exemple de tineri plafonați şi conduşi la insucces fie de către mentori care s-au demonstrat a fi mult sub nivelul aşteptărilor, fie de îndrumători valoroşi, dar care s-au folosit de capacitățile intelectuale ale tinerilor pentru interese proprii sau dictate de necesitățile momentane ale instituției (multele datorii didactice, legate de proiecte de cercetare sau de ordin administrativ). Alteori relația se rezumă la un târg, prin care "marele om" oferă în cele din urmă un titlu tânărului (licențiat, titlu de master sau doctor), în schimbul muncii asidue la proiectele proprii sau cele finanțate. Şi aici, depinde de interesele şi potențialul tânărului, numărul şi valoarea ştiințifică a proiectelor. Această relație este ambivalentă: uneori duce la afirmare şi succes, alteori la dezamăgire şi ratare, indiferent dacă titlul este luat sau nu. Relația mentor - discipol se poate schimba cu timpul. Subtilitățile acestei relații nu au loc aici pentru a fi analizate: rămâne ca tânărul (şi potențialul mentor) cititor al acestor rânduri să mediteze asupra naturii legăturii şi să

manifeste grijă în selectarea partenerului intelectual, respectiv în manifestarea îndelungată a aspectelor complexe ale colaborării.

Un alt aspect al cercetării explorative este că adesea numai după inițierea unui anumit program de cercetare apar semnele de întrebare şi ipotezele care leagă această abordare de cercetarea demonstrativă. Ceea ce este foarte clar la început (în faza de planificare) poate suferi nenumărate modificări, sau chiar anulări ale unor aspecte ale proiectului. Cercetătorul trebuie adesea să modifice în mod adecvat orice element al planului şi să adapteze tehnica şi metodele la noile condiții.

Nici cercetarea explorativă şi nici cea demonstrativă nu trebuie absolutizate; cel mai adesea se manifestă împreună sau se completează reciproc. De multe ori s-a văzut că ipoteze şi demonstrații s-au realizat pe baza unui număr foarte mare de date obținute în decursul multor ani de investigații de tip explorativ.

Cercetarea ipotetic-deductivă (sau demonstrativă) începe cu o **întrebare** sau o **problemă** care apare cel mai adesea pe seama unei observații. Dacă observația nu este corectă sau întrebarea a fost pusă în mod eronat, rezultă o **problemă falsă** şi toate etapele ulterioare sunt sortite eşecului. O întrebare, pentru simplul motiv că este pusă, nu înseamnă că devine neapărat şi legitimă. Conform legii lui Katz "este mult mai uşor să se inventeze o problemă, decât să se sesizeze una reală şi să fie formulată corect". Odată formulată problema, ecologul are sarcina să o pună într-un context sistemic, analizând-o prin prisma unei multitudini de întrebări, ca: este această problemă importantă şi semnificativă din perspectivă ecologică?, ce implicații poate avea obținerea rezolvării ei?, care este nivelul de integrare la care trebuie să o raportăm?, este cercetarea fezabilă sub aspectul echipei de specialişti şi a fondurilor disponibile?, este aceasta o problemă locală sau are valabilitate mai generală? etc. Progresând în acest sens se obține o **imagine a problemei**. Înțelegând problema în complexitatea ei (fără a uita că pe parcursul cercetării pot apare oricând elemente noi sau putem elimina altele ca nesemnificative în context), ecologul sugerează un răspuns posibil, care se numeşte **ipoteză.** După Krebs (1989), ştiința modernă operează printr-un sistem dualist format din **ipoteze** şi **date**. Prin urmare, orice studiu trebuie văzut ca un ansamblu de idei şi informații din lumea reală. Ipotezele fără date nu sunt de nici un folos şi invers. Orice ipoteză trebuie să avanseze una sau mai multe **prognoze.** Ipotezele sunt testate prin observații şi determinări care urmăresc dacă se verifică sau nu prognozele. Definim **experimentul** ca orice set de observații care testează o ipoteză. Experimentele pot fi naturale sau artificiale (de exemplu de laborator). Protocolul pentru etapele ce trebuie parcurse în procesul de verificare a ipotezelor se numeşte **design experimental**, şi include totalitatea metodelor care trebuie utilizate, programul de colectare a probelor, parametrii ecologici urmăriți, periodicitatea de colectare a datelor, resursele umane şi financiare alocate, rezultatele scontate, tehnicile de calcul aplicate etc. Foarte important este **programul de colectare a probelor**. Cel mai adesea este imposibil să se

studieze structura sau funcțiile întregului sistem ecologic, motiv pentru care cercetătorul trebuie să extragă un număr limitat de informații pe baza căruia să poată caracteriza întregul din care provin. Astfel, în unele capitole care vor urma, studiem diferite tehnici de prelevare a probelor, dimensionarea acestora, metode de prelucrare şi analiză, precum şi unele aplicații statistice fundamentale.

În urma prelucrării probelor se obțin date (informații) care vor fi analizate şi utilizate în **testarea ipotezelor.** În această etapă trebuie să cunoaştem diferitele tipuri de teste, algoritmul utilizării acestora, limitările şi condițiile de aplicare. Se cunosc extrem de multe cazuri de concluzii false, bazate pe insuficienta aprofundare a tehnicii de testare, a alegerii nejudicioase a testelor şi interpretarea eronată a rezultatelor, motiv pentru care o temă independentă din această carte este dedicată acestui subiect. Dacă datele obținute confirmă prognozele (şi prin acestea şi ipotezele) cercetarea poate continua, iar în caz negativ trebuie refăcuți paşii preliminari ori de câte ori este nevoie. Erori se pot strecura în oricare dintre etapele precedente, şi este o problemă de intuiție şi experiență a cercetătorului să identifice etapa din care studiul trebuie refăcut. Dacă am obținut la acest nivel confirmarea, se trece la secvența finală a cercetării. În primul rând se caută legitățile generale ale fenomenului studiat în limitele impuse de complexitatea abordării. Este la fel de greşit să se încerce o generalizare prea largă a fenomenului, pe cât şi să se restrângă numai la cazul particular studiat. Aceste lucruri pot fi evitate prin **explicarea** şi identificarea cauzelor care determină fenomenul particular. După cum scria P.M. Bănărescu (1973) "ştiința nu înseamnă filatelie; ştiință înseamnă a explica". Nu trebuie însă uitat că toate sistemele şi procesele ecologice au o istorie evolutivă, iar acest fapt constituie o bogată dar controversată sursă de explicații. La întrebarea "de ce este sistemul astfel alcătuit?" sau "de ce procesul se desfăşoară în aceste condiții în acest fel şi nu în altul?" sunt printre cele mai importante dar şi mai dificile întrebări la care ecologia modernă trebuie să caute un răspuns. Evoluția este greu de cunoscut şi imposibil de experimentat.

În sfârşit, ultima etapă a cercetării este cea de **valorificare a rezultatelor.** Valorificarea trebuie văzută aici în sens larg, în primul rând din perspectivă ştiințifică (publicare de exemplu), apoi de popularizare şi mediatizare, şi numai în ultimul rând economică. Ecologia este în primul rând o ştiință. De aceea nu trebuie redusă la un mod de rentabilizare a proceselor şi fenomenelor naturale pentru folosințele umane. Adesea ceea ce pare o rentabilizare a unui proces pe termen scurt, produce o pierdere gravă pe termen mediu sau lung (de exemplu campaniile de otrăvire a prădătorilor de vârf, arderea jneapănului etc., toate motivate economic dar care au adus prejudicii imense naturii şi societății umane). Este simplu să cădem în greşeala identificării aparente a unei logici superioare naturii, uitând că aceasta din urmă a avut timp milioane de ani să experimenteze pe baza legităților universale şi ale evoluției. După cum se exprima atât de inspirat B. Commoner (1980): "Natura se pricepe cel mai bine".

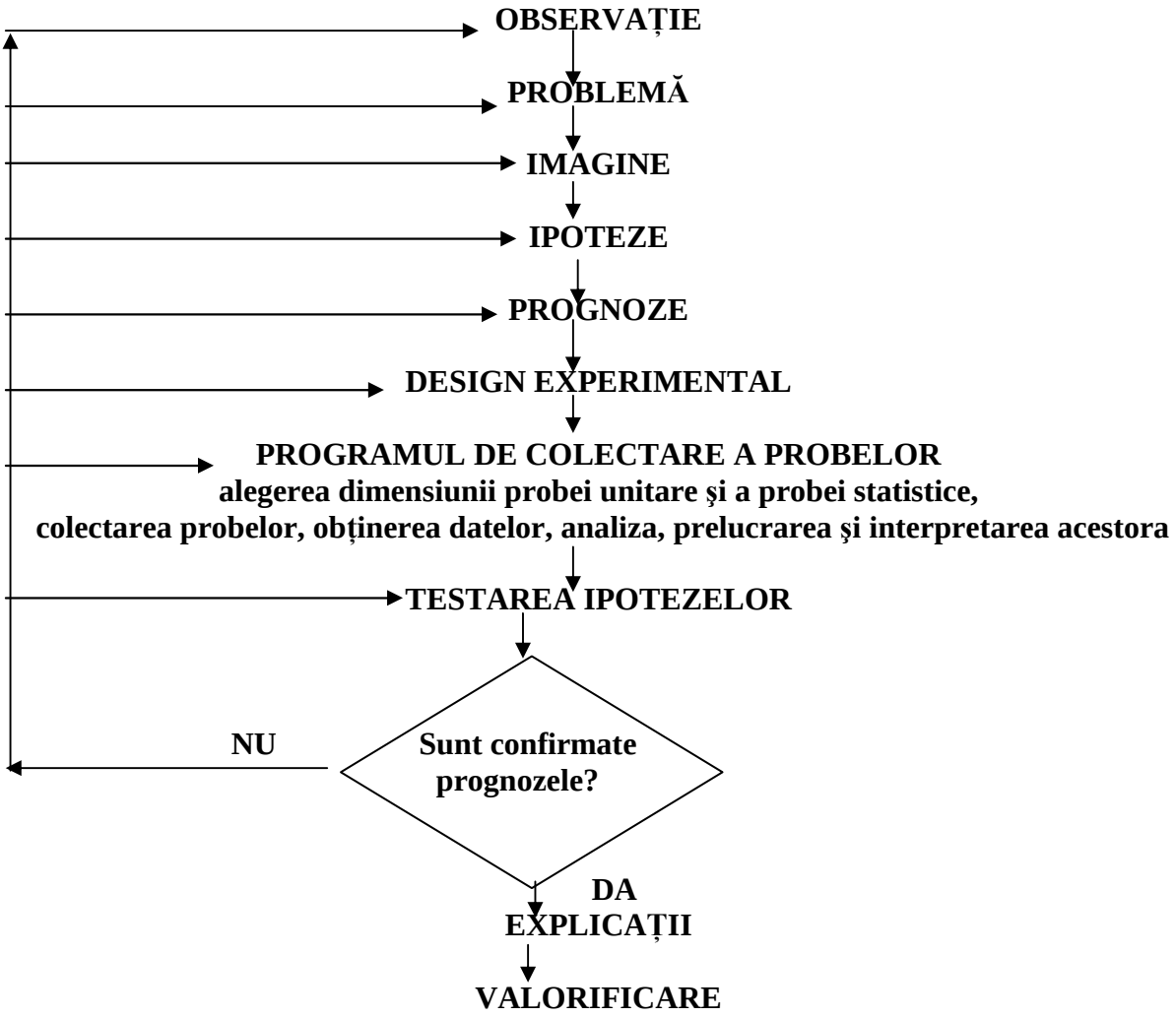


Fig. 1.1. Algoritmul cercetării ecologice demonstrative (adaptat după Green, 1979).

În fig. 1.1 redăm sub forma unui algoritm principalele etape ale unei cercetări ecologice demonstrative (adaptat după Green, 1979). Fără îndoială, acesta este conceput extrem de simplist. Există numeroase elemente şi secvențe care se pot atașa, în funcție de complexitatea obiectivelor cercetării. Atunci când sistemul studiat se comportă ca un model determinist, algoritmul poate fi redus la o secvență liniară. Dacă însă operăm după un model stohastic (probabilistic) este necesară introducerea de secvențe ramificate, funcție de evoluția probabilistică a fenomenelor.

Există opinii potrivit cărora, dată fiind o problemă, trebuie să se avanseze un număr cât mai mare de ipoteze (atât probabile cât şi improbabile) şi să se caute acele evidențe care resping ipotezele, deoarece progresul în știință se face prin eliminarea ideilor false. Acest lucru nu este practic, mai ales din motive de timp şi de bani. Cel mai adesea vom prefera să enunțăm o serie de ipoteze pertinente şi raționale, eliminând din start pe cele improbabile sau absurde. Ipotezele trebuie să fie cât mai simplu formulate, pentru a putea fi testate mai

uşor (Krebs, 1989). Fiecare ipoteză trebuie să interzică ceva, şi acest lucru trebuie să fie ilustrat în prognoză. Ipotezele care prognozează totul şi nu interzic nimic sunt nefolositoare în cercetare. Modul în care acestea se formulează şi se verifică, printr-un aparat matematic adecvat, va fi studiat în capitolul 9.

Progresul unei cercetări de ecologie depinde de mai mulți factori din care esențiali sunt patru: echipa, tehnica, metoda şi bugetul disponibil.

Echipa. Multe studii se pot realiza de către un singur om. Cercetarea individuală, cu sau fără finanțare, este mult mai valoroasă şi răspândită decât se recunoaşte de obicei. Alteori tema este prea complexă, tehnica aplicată sau terenul prea dificil, fapt care reclamă alcătuirea unei echipe. În selectarea acesteia se vor lua în considerare abilitățile de teren, sănătatea şi aptitudinile fizice, nivelul profesional şi ştiințific al indivizilor implicați, numărul acestora, domeniile şi disciplinele acoperite şi modul în care aceştia colaborează. Este bine ca în planificarea cercetării să se utilizeze în primul rând oamenii disponibili la nivel local (cadre didactice, cercetători, personal auxiliar, studenți). Acest lucru este benefic din mai multe motive: în primul rând orice instituție are o primă responsabilitate față de personalul angajat, trebuind să stimuleze formarea şi progresul profesional al acestuia prin cointeresare, iar pe de altă parte trebuie să promoveze o politică profesională pe termen lung în scopul pregătirii de specialişti locali, fapt care se va resimți în viitor prin economisire de timp şi bani. Nici aceste principii nu trebuie însă absolutizate. Calitatea cercetării este determinată în primul rând de calitatea specialiştilor. Este de preferat ca până la consacrarea indivizilor care vor acoperi domeniile de interes să se apeleze la specialişti din afară, invitați, pe lângă care tinerii să se formeze. Acest lucru va spori şi credibilitatea rezultatelor, şi eficiența specializării noilor cercetători. În selectarea viitorilor specialişti trebuie găsit întotdeauna un compromis amical între interesele instituției şi cele ale tinerilor. Simplul fapt că un domeniu trebuie acoperit pe moment, nu justifică obligarea unui individ cu aptitudini să treacă imediat şi necondiționat la rezolvarea acestuia. Ca în orice meserie, şi în ecologie domeniul de specializare trebuie ales în funcție de aptitudinile, interesul profesional, şi nu în ultimul rând, de temperamentul tânărului. Nerespectarea acestui principiu va transforma o victorie pe termen scurt într-o pierdere, poate irecuperabilă, pe termen lung. Şi mai gravă este reorientarea profesională a unui cercetător deja implicat într-un domeniu care îl atrage şi îl pasionează, într-o direcție dictată de cerințele momentane ale instituției. O cale de rezolvare este "împărțirea" sarcinilor peste care trebuie să se treacă repede la mai mulți dintre membrii echipei, precum şi o specializare secundară a celor mai apți, pe baza liberului consimțământ exprimat de aceştia, fără a afecta negativ interesele lor majore. Modul de lucru în echipă trebuie să se bazeze pe respect şi încredere reciprocă, pe împărțirea echitabilă a sarcinilor (plăcute şi neplăcute) şi a beneficiilor.

Tehnica. Se referă la ansamblul dotărilor materiale ştiințifice şi auxiliare de care dispune echipa de cercetare, precum şi la alegerea celor mai adecvate cercetării în cauză. Orice instituție sau colectiv trebuie să acorde un interes

major sporirii bazei materiale prin diverse mijloace. Evaluarea corectă a performanțelor instrumentelor şi aparatelor disponibile, precum şi a preciziei lor, este o condiție indispensabilă pentru determinarea posibilității de atingere a obiectivelor propuse.

Metoda. Dacă la punctul precedent întrebarea era "ce utilizăm?" la acesta se pune problema "cum utilizăm tehnica?". În ecologie metoda se referă atât la designul experimental, care include programul de colectare a probelor, cât şi la modul de prelucrare, analiză, interpretare şi raportare a datelor. Cea mai mare parte din lucrarea de față se va ocupa cu această problemă.

Bugetul. Cel mai adesea reprezintă "călcâiul lui Achile". Despre cum se (mai) pot obține bani pentru cercetarea ecologică, pe ce căi, cum trebuie alocați şi gestionați, s-ar putea scrie mult. Oricare ar fi provenienţa banilor (sponsorizări, granturi, contracte de cercetare etc.) întrebarea de bază pe care trebuie să o punem este: "cât de mult se poate face cu aceşti bani, astfel încât să poată fi atinse şi obiectivele cercetării, să rezulte şi ceva dotare pentru instituție, şi să poată fi retribuită şi echipa, dacă nu mulțumitor, măcar la limita rezonabilului?". Lupta pentru fonduri este complexă, de rezolvarea acesteia depinzând o mare parte din asigurarea cerințelor punctelor precedente. Să nu uităm însă că o mare (dacă nu cea mai mare) parte din rezultatele ştiințifice de mare valoare au fost obținute de indivizi motivați numai de frumusețea domeniului, înzestrați cu sclipirea de geniu şi pasiunea necesară unei cercetări de calitate, care au avut bani puțini sau deloc din alte surse decât cele proprii. Sigur că proiectele finanțate sunt benefice pentru cercetători, dar alergătura după cât mai multe fonduri şi proiecte este extrem de negativă. În cazul sarcinilor prea complexe şi multe, cei care suferă cel mai mult sunt tinerii, iar ştiința nu are decât de pierdut. Există o limită, dictată de timpul fizic şi de bunul simț, a numărului de activități şi teme de cercetare alese. În opoziție se află cercetătorii lipsiți de inițiativă şi vlagă, care confundă cercetarea cu disponibilul financiar. Dacă au bani vor lucra atât cât cred ei că merită, iar dacă nu se vor refugia în autocompătimire şi comportamente de substituție.

Nu bugetul este garanția calității cercetării şi nici numărul de contracte sau granturi, ci rezultatele obținute! Valoarea publicațiilor, a problemelor rezolvate şi a recunoaşterii ştiințifice trebuie să fie măsura calității oamenilor şi a cercetării, şi nu banii strânşi prin proiecte, nici numărul acestora sau poziția ierarhică în instituții.

Mai jos prezentăm succint o serie de reguli ale cercetării ecologice (adaptate după Krebs, 1989) care nu trebuie uitate niciodată, la care ne permitem să adăugăm alte principii pe care le-am descoperit în cursul anilor de specializare.

Regulile cercetării, adaptate după Ch. Krebs (1989):

Regula 1. Nu tot ce poate fi măsurat, merită să fie măsurat.

Regula 2. Găseşte, defineşte, formulează corect o problemă şi învață să pui întrebări.

Regula 3. Nu toate întrebările au şi un răspuns la această oră. (Motivele pot fi atât de natură obiectivă cât şi subiectivă.)

Regula 4. Colectează date care răspund la întrebările puse şi care îi vor face fericiţi pe statisticieni. (Cele două obiective de obicei coincid, însă atunci când aceasta nu se întâmplă, răspundeţi la întrebare şi ignoraţi statisticianul, întrucât un ecolog poate extrage informaţii foarte utile şi din acele date care par inabordabile pentru un statistician. Ceea ce pare o simplă valoare numerică poate conține profunde semnificaţii biologice pentru un specialist. Iar un statistician poate fi nefericit şi din alte motive: neînțelegerea scopului urmărit, necunoaşterea cauzalităţii fenomenelor biologice, sau o simplă durere de măsele.)

Regula 5. Să nu se confunde niciodată semnificaţia statistică cu cea biologică.

Regula 6. Rezultatul oricărui test statistic trebuie privit cu o oarecare doză de scepticism. (Nu orice tip de test se pretează la orice analiză. Respingerea unei ipoteze pe baza unui test se poate datora unei multitudini de cauze care trebuie analizate şi din alte puncte de vedere.)

Regula 7. Nu raporta niciodată valoarea unui parametru ecologic fără a oferi şi o măsură a erorii posibile (fie cauzată de efectul de probă, de aparatul matematic aplicat, fie de limitările tehnice ale instrumentului de colectare).

Regula 8. Codifică toate datele ecologice obţinute şi introdu-le pe un calculator într-un format accesibil atât maşinii cât şi operatorilor.

Regula 9. Dacă introduci gunoi obţii gunoi. (Datele eronate, insuficiente sau irelevante nu vor fi utilizabile indiferent de tehnica de prelucrare şi analiză, fie aceasta oricât de sofisticată.)

Principii adiţionale pentru viitorii cercetători:

Regula 10. **Dacă ai, foloseşte! Dacă nu ai, fă rost! Dacă nu poţi face rost, de fapt nu ai nevoie; lasă lamentările şi treci la rezolvarea problemei!**

Regula 11. Cel mai bun echipament este cel pe care îl posezi. (Regula se referă atât la dotările personale cât şi instituţionale, ştiinţifice sau auxiliare, incluzând automobilele cu care ieşim pe teren.)

Regula 12. Cea mai bună tehnică de calcul este cea la care ai acces nelimitat. (Orice calculator este mai bun decât nici un calculator.)

Regula 13. Cel mai bun soft-ware este cel pe care îl cunoşti.

Regula 14. Înainte de a te grăbi să programezi un calculator, află dacă nu există deja un program care te poate ajuta. (Pentru un ecolog este mai bine să învețe să opereze decât să programeze.)

Regula 15. Fii sceptic în legătură cu orice informaţie primită de la alţii. (Multe greşeli se fac pe baza unor afirmaţii de la oameni cu greutate care se presupun a fi adevărate. Ori de câte ori este posibil, verifică informaţia originară şi încearcă să nu repeţi greşeala altora. Alteori informaţia preluată din bibliografie a fost extrem de corectă la data respectivă, dar între timp multe s-au schimbat.)

Regula 16. Numai rezultatele contează - este adevărat. Scopul scuză mijloacele - este fals.
Regula 17. Principiul lui Peter este perfect aplicabil şi în cercetarea ecologică. (Conform acestuia **"muncesc numai cei care nu şi-au atins nivelul de incompetenţă". Dar, atenţie: munca în sine nu este un merit!** Valoarea este dată de ceea ce rezultă în urma muncii.)
Regula 18. Chiar dacă se vor respecta toate principiile şi regulile cuprinse în aceste pagini, să nu se uite niciodată că **"Murphy a fost un optimist" (**sau alte expresii cu semantică asemănătoare **"natura mamă este parşivă"** sau **"natura este de partea defectelor ascunse"**).

Această ultimă regulă nu are ca obiect descurajarea tinerilor cercetători ci lămurirea faptului că adesea realitatea tehnică sau din teren ia un alt curs decât cel al planului nostru. Putem planifica la infinit dar dacă avem ghinion sau nu avem abilităţi de adaptare urgentă a planului, cercetarea devine brusc imposibil de îndeplinit. Nu odată trebuie să colectăm probe dintr-un transect de-a curmezişul unui râu, parcurgem 500 km, dar peste noapte plouă puternic iar a doua zi râul este atât de umflat încât inundă valea, iar colectarea probelor devine imposibilă, fapt care se poate menţine suficientă vreme încât să ne întoarcem fără rezultate. Dacă grupul studiat este mai evident (sau poate fi capturat cu preponderenţă) în zilele senine, va ploua, iar dacă gastropodele necesită o primăvară umedă, se va dovedi că anul cu pricina este cel mai secetos din ultimul deceniu. Pana roţii la maşina supraîncărcată cu materialele de colectare a probelor se face simţită numai după 100 km, şuruburile au fost strânse prea puternic la ultima reparaţie şi nimeni din echipă nu are unealta necesară. Odată roata schimbată se dovedeşte că pompa de benzină este defectă, motiv pentru care este preferabil să ne întoarcem acasă, unde cunoaştem tehnicianul care nu ne fură şi lucrează bine. Pentru o şi mai bună înţelegere a principiului, redăm un pasaj dintr-o lucrare de popularizare, despre vertebratele din Valea Lotrioarei (după Benedek, Sîrbu şi Coţofană, 2001, p. 66), care demonstrează încă odată că succesul unei investigaţii depinde adesea de factori care nu sunt supuşi controlului nostru.

" Pisica sălbatică (*Felis sylvestris*) este relativ comună în Valea Lotrioarei, adeseori căzând în capcane pe care unii oameni ai locului le pun pentru jder, dihor sau alte animale. Câteodată poate fi văzută pândind în poieni "la gaură de şoarece". Singurul nostru contact, a fost indirect şi de natură comică pentru noi, nu însă şi pentru animal. În luna decembrie 2000 am instalat 24 de capcane pentru prins insectivore şi rozătoare vii, pentru a fi determinate, marcate şi eliberate, la circa 13 km de gura văii, lângă drumul axial. După operarea capcanelor la ora 3 noaptea acestea au fost închise pentru a evita captura şi moartea şoarecilor din cauza frigului. Pisica flămândă ne-a vizitat capcanele în decursul nopţii, reuşind să distrugă 13 din cele 24. Deşi acestea nu conţineau şoareci, indusă în eroare de mirosul fostelor noastre capturi, a aplicat o gamă surprinzătoare de tehnici pentru deschiderea lor. A început cu răsturnarea, spargerea ocazională a sticlei capacului, îndoirea canaturilor uşilor de închidere, ajungând în cele din urmă la distrugerea lor integrală, prin scoaterea pereţilor din lemn în ciuda cuielor care se presupune că trebuiau să le asigure rezistenţa. Plăcile de tablă pe care stătea

momeala au fost muşcate cu sălbăticie, aspectul final amintind de unele sculpturi moderne. Fără îndoială că frustrarea a fost mare, pisica rănindu-se din ce în ce mai tare în marginile de sticlă şi tablă ale capcanelor, fapt ilustrat de mărimea petelor de sânge, ultimele capcane fiind rupte în bucăți şi risipite pe câțiva metri pătrați. Probabil s-a săturat la un moment dat de meniul sărac oferit de plăcile de tablă cu momeală de şoarece, şi a plecat în necazul ei, cu stomacul gol, lăsându-ne cu pagubă."

Însuşirile necesare cercetătorului

Mult prea rar se insistă în cărțile noastre didactice asupra însuşirilor pe care trebuie să la aibă un cercetător de valoare. Un motiv bun al acestor omisiuni intenționate este modestia personală şi autoevaluarea autorilor. Însă există oameni care prin activitatea şi rezultatele lor s-au ridicat atât de mult deasupra mediei încât au dreptul să scrie despre acest subiect spinos. În cele ce urmează utilizăm în special ca sursă scrierile unuia dintre cei mai celebri oameni de ştiință, care a găsit timp şi motiv să scrie despre cercetare şi cercetători: Hans Selye (1984; p. 21 - 170). Acesta răspunde în manieră exhaustivă la întrebările pe care orice tânăr cu înclinații spre cercetare şi cu o capacitate de autoevaluare critică sănătoasă, şi le pune în unele momente al vieții. Răspunsurile pe care le oferă H. Selye sunt valabile nu numai pentru tinerii noştri mai deosebiți ci şi pentru cei care vor să răspundă la nenumărații detractori ai meseriei noastre, cei care vânează diplome, cei aflați în continuă căutare de bani, sau - la polul opus - cei foarte bine intenționați, dispuşi să facă totul pentru tânărul cu pricina, dar care au serioase dificultăți în a înțelege mobilul şi efectul acțiunilor acestuia: părinții şi alte neamuri. Să sintetizăm pe scurt un sistem de întrebări şi răspunsuri pe care H. Selye le-a descris pe larg, referitoare la cercetare şi ştiință în general, dar care sunt mai mult ca oricând valabile în meseria noastră.

1. De ce ne ocupăm (şi) cu cercetarea ştiințifică?

Există o gamă largă de motive, de la cele care sunt apreciate şi se bucură de o deosebită considerație din partea publicului instruit, până la cele care sunt calificate drept meschine sau josnice. Ştim că există o serie de "cercetători" care lucrează exclusiv pentru bani sau situație socială, deşi există căi mai uşoare pentru a atinge aceste scopuri. La fel, există profesori care de mult nu mai au (sau nu au avut niciodată) legătură cu activitatea didactică sau cercetarea, dar care prin ambiție sau pile au obținut acele posturi din care rezultă aparența bunei situații sociale şi financiare. Nu despre aceştia va fi însă vorba aici. Pe lângă motivele negative, există o serie de motivații fundamental bune şi morale care pot determina un tânăr să cerceteze. Dintre acestea H. Selye distinge:

- *Dragostea dezinteresată pentru natură şi adevăr*

Nu orice lucru important este în acelaşi timp şi practic; mulți excelenți cercetători lucrează cu plăcere şi dăruire pentru simpla frumusețe a actului cunoaşterii, adesea punând puțin sau deloc preț pe "valorile general acceptate".

Sunt în general cei care au adânc înrădăcinată pasiunea pentru viață şi adevărurile acesteia, cei care se ridică cu mult deasupra cotidianului şi nu rar sunt cei care vor să lase ceva mai mult decât orice viețuitoare pe pământ (adică nu numai urmaşi biologici). Cât despre scopul practic imediat, care adesea ni se cere în şedințele care discută la infinit despre bani şi profit, să ne reamintim o întrebare ridicată de Benjamin Franklin: "Care este utilitatea unui nou născut?".

- *Frumusețea legității*

Se referă la satisfacția, bucuria şi sentimentul împlinirii pe care caracterele alese le reverberează prin trecerea de la mister la legitate, de la necunoscut la cunoscut. În viața de zi cu zi se traduce printr-o atitudine sănătoasă față de existență şi contemplarea vieții sub aripa unui scop mai înalt, față de care micile sau marile probleme negative ale cotidianului se subordonează şi estompează. "Ajungem astfel la un echilibru sufletesc şi la o pace spirituală care pot fi câştigate numai în contact cu sublimul" (Selye, 1984). Cercetarea pentru simpla pasiune nu aşteaptă profit; plăcerea este răsplata însăşi. Orientarea către profitul convențional al celor mulți şi dezintelectualizarea celor puțini sunt însă realități explicabile prin marile probleme ale prezentului din țara noastră. Goana după bani şi poziție, ruperea de plăcerile copilăreşti ale simplei curiozități şi activități ludice, sunt traduse în învățământ şi cercetare prin adoptarea pozițiilor de respingere a studenților, elevilor, a sistemului de învățământ în general, toate asociate cu un sentiment de zadar, orientare către orice alte ocupații, neglijarea îndatoririlor, stagnare în dezvoltarea individuală, omniprezenta vânare de cât mai multe ore şi contracte de cercetare.

La tineri pierderea darului se manifestă de asemenea prin dezamăgire, învinovățită fiind cel mai adesea şcoala sau aceasta şi societatea prezentă, niciodată persoana proprie. Statisticile noastre indică faptul că sunt puțini absolvenți care reuşesc din prima încercare, dar toți cei care persevereazǎ ajung într-un post căruia îi sunt crescuți şi mulțumiți, la care uneori se adaugă studii de masterat sau începerea unui program de doctorat din simpla plăcere (cel mai adesea). Cei care nu sunt capabili sau nu ştiu să descopere "focul sacru" care arde sau nu într-un individ, fie se vor mulțumi cu un post de compromis fie, cel mai adesea, se vor orienta spre alte meserii, lucru extrem de bun pentru ecologie şi lumea noastră. Cei buni şi pasionați ajung până la urmă să se afirme în domeniu.

- *Curiozitatea*

"Adevăratul om de ştiință excelează în curiozitate, fără de care nu poate trăi. De câte ori un spirit cercetător pierde această forță motrice - deoarece eforturile lui au dus prea adesea la decepții sau pentru că a început să se complacă în satisfacția "realizărilor practice" - el se retrage din ştiință şi se refugiază în autocompătimire sau în satisfacția plată a prosperității sale" (idem).

- *Dorința de a fi folositor*

Este o dorință a multora dintre candidații noştri, care se pierde foarte repede pe parcurs (odată cu sporirea vârstei dar şi a lovirii de latura concretă,

exigentă, a meseriei). Primul contact cu realitatea disciplinelor biologice, din care ecologia face parte integrantă, este adesea o coborâre cu picioarele pe pământ pentru mulți dintre entuziaştii noştri. Ei află că ecologia nu este o colecție de intenții nobile şi discuții nesfârşite pe marginea filozofiei vieții (deşi există destui asemenea "ecologi de duminică" care au pierdut contactul cu realitatea, cu bibliografia modernă şi - mai ales - cu terenul) ci o abordare multidisciplinară a realului, care pretinde multă inteligență, dăruire, capacitate de înțelegere şi de sinteză. Luată în sensul bun al cuvântului, dorința de a fi folositor poate de asemenea să îndepărteze tânărul de cercetarea fundamentală, care adesea nu are un rezultat traductibil în mod direct într-un sistem valoric convențional. Cercetarea fundamentală nu devine atât de repede utilă, dar nici nu încetează de a fi utilă atât de repede ca cercetarea aplicativă. Cei mai mulți dintre tinerii noştri care se descriu destul de repede ca fiind dezamăgiți de ceea ce li se oferă, ar trebui să caute răspunsul problemei lor în primul rând în modul lor de a privi viața şi de alegere a orientării profesionale. Adesea vor afla că problema îi priveşte personal, fie nu au chemare pentru această disciplină, fie imaginea pe care au avut-o este parțial sau total deformată față de realitate. Alteori nu au energia necesară şi nici aptitudinile care se cer în devenire, iar câteodată au chiar dreptate: şi profesorii trebuie să fie mai exigenți cu ei înşişi şi cu ceea ce au de oferit. Cu timpul, pe măsură ce învățământul românesc de factură ecologică a fost acceptat (greu şi încet) de către biologii clasici, şi s-a dezvoltat, unele domenii au progresat foarte bine apărând oameni, proiecte şi tehnică de valoare, însă la fel de adevărat este că sunt nenumărate puncte slabe şi domenii încă nedezvoltate, precum şi o lipsă acută de specialişti în nenumărate direcții ale cunoaşterii. Despre bani am mai vorbit: în unele părți sunt prea mulți în altele prea puțini, şi este greu de afirmat ce este mai rău pentru ştiință şi oamenii implicați.

- *Nevoia de a fi aprobat, setea de faimă, vanitatea*

Deşi folosite cel mai adesea ca expresii peiorative sau de denigrare, nu trebuie excluse din marele eşafodaj de cauze care îndeamnă un om să se aplece către cercetarea ecologică şi nici să le ignorăm pe considerentul de imoralitate. Ca orice trăsătură, au cel puțin două aspecte în cadrul domeniului de variație: cel pozitiv şi cel negativ. Marea majoritate a oamenilor de ştiință sunt satisfăcuți şi mulțumiți când rezultatele lor sunt validate, devin celebri, sunt citați, lăudați, primesc titluri de recunoaştere etc. Dimpotrivă, absența acestei recunoaşteri a condus nu odată (şi din fericire adesea justificat) la îndepărtarea individului de cariera de cercetător. "Vanitatea, ca stimul, a fost fără îndoială cu mult mai utilă civilizației noastre decât a fost vreodată modestia" (W.E. Woodward, ap. Selye, p. 40). Problema este atunci când vanitatea se transformă în alergarea după afirmare ca scop în sine şi cu orice preț. Într-o formă mai benignă (cel puțin la început) se manifestă prin teribilismul ştiințific al tinerilor, care doresc să ajungă repede foarte sus în ştiință, fără etapele intermediare (fără aprofundarea subiectului, fără învățarea sistematicii sau altor aspecte intime conexe, cu

amplasarea centrului de greutate exclusiv pe teren sau, dimpotrivă, pe laborator, cu desconsideraţia pentru o serie de realităţi moderne indispensabile, cum ar fi limba engleză şi calculatorul). Mulţi vor lua diplome, vor deveni masteranzi (sau chiar doctori), dar vor aduce puţine informaţii de valoare şi activitatea lor se va opri odată cu câştigarea titlului. În fază acută se manifestă prin vânarea de funcţii administrative. A administra, este adesea un rău necesar pentru un om de ştiinţă; este însă uimitor câţi oameni îşi vor răul cu tot dinadinsul.

- *Gloria succesului, cultul eroilor şi dorinţa de a-i imita*

Nici un om de ştiinţă nu apare spontan, fără predecesori, dar spre deosebire de urmaşii biologici, copiii şi părinţii spirituali se pot alege unii pe ceilalţi, şi, la o adică, schimba. Pasiunea pentru un domeniu şi aplecarea spre cercetare pot fi facil declanşate (dacă există şi substratul uman necesar) prin cunoaşterea căilor vieţii unor oameni mari. Nu sunt prea mulţi cei care să fi citit autobiografia lui Charles Darwin, sau romane ca "Obstacole" (L.C. Douglas) sau "Spitalul Municipal" (de Barbara Harrison) şi care să rămână reci vis-a-vis de mobilul cercetării.

- *Teama de plictiseală*

Dorinţa de a face ceva, de a găsi o cale de descătuşare a energiei, poate conduce spre sport, artă, ştiinţă, slujbe, ţeluri familiale sau financiare asociate, dar la fel de bine şi spre cercetare. Oamenii ocupaţi nu au timp să se lase tulburaţi nici de cele mai mari lovituri ale vieţii, în opoziţie cu cei blazaţi şi inactivi. "Adevăraţii creatori manifestă o dorinţă nepotolită pentru activitatea spirituală; întrucât ei şi-au însuşit gustul marilor aventuri ale spiritului, nimic altceva nu li se pare, prin comparaţie, demn de atenţie" (idem).

2. Cine este un bun cercetător şi care sunt însuşirile acestuia?

La prima întrebare, care sunt tipurile ideale de cercetător, H. Selye răspunde astfel (idem, p. 58 - 59):

"1. *Faust: profesorul şi şeful ideal.* Savantul filozof în forma lui pură dovedeşte un respect religios faţă de Natură, dar este conştient, cu umilinţă, de capacitatea limitată a omului de a-i explora secretele. El are o înţelegere profundă şi plină de compasiune pentru slăbiciunile omeneşti, dar amabilitatea nu-l îndreaptă greşit, spre tolerarea nejustificată a lipsei de disciplină, superficialităţii în muncă sau a oricărei alte forme de comportare incompatibilă cu această profesiune. Atitudinea oarecum romantică faţă de cercetare dovedeşte sentimente, dar nu sentimentalism. Principalele lui calităţi sunt: entuziasm pentru posibilităţile cercetării, mai degrabă decât pentru cele proprii; respect faţă de interesele altora; o mare capacitate de a scoate în evidenţă faptele importante; un spirit de observaţie pătrunzător, lipsa unor prejudecăţi oarbe cu privire la om şi la datele ştiinţifice; o disciplină de fier autoimpusă, ca şi o mare originalitate şi imaginaţie, însoţite de o atenţie scrupuloasă la detaliile tehnicilor de laborator şi ale evaluării logice a rezultatelor. El nu este înfrânt de eşecuri şi nici corupt de victorii. Deoarece în viaţă a hotărât de la început pentru ce merită să trăiască, el îşi urmează drumul său, neclintit şi netulburat de milă, ispite, teamă sau chiar de succes. În ciuda

complicațiilor infinite care se ivesc, el rămâne o persoană simplă şi naturală; nici un fel de adulare nu-l poate transforma într-un "personaj distins".
2. *Famulus: elevul şi asistentul ideal.* Am lăsat intenționat la urmă acest personaj, deoarece, ca şi maestrul său, el reprezintă un amestec perfect al tuturor celorlalte tipuri; în plus el reprezintă viitorul. Famulus combină ceva din idealismul auster cu tocmai suficiente cantități din fiecare fel de plăceri lumeşti pentru a-i putea asigura sociabilitatea şi apetitul sănătos necesare explorării harnice şi cu succes a lumii din noi şi din jurul nostru. Tânărul om de știință ideal, consacrat cercetării fundamentale, se deosebeşte de profesorul şi şeful său numai pentru că l-am întâlnit într-un punct mai puțin avansat al drumului lui în viață, în care este încă puțin maturizat de experiență. Mintea nu-i este mai puțin matură decât a părintelui său spiritual, deşi nu obligatoriu mai bogată în vigoare tinerească. Îndrăzneala şi perseverența în sarcini obositoare sunt calități pe care le asociem vigorii şi forței tinereții. Cu toate acestea, tânărul Famulus poate fi mai precaut şi mai preocupat de propria lui securitate decât bătrânul Faust, iar spiritul său mai puțin antrenat poate să se dovedească mai puțin rezistent la efortul gândirii abstracte prelungite. Corpul său face față însă mult mai bine exigențelor laboratorului; privirea îi este mai pătrunzătoare, iar mişcările mai sigure; el poate sta la masa de lucru ore întregi fără a obosi şi, ceea ce este mai important decât toate, el dispune de mai mult timp în viitor pentru a-şi realiza împlinirea viselor. De aceea Famulus este cu adevărat cel mai important dintre personajele noastre. Dar nu trebuie să-ți vorbesc mai mult despre el ție, tinere. Îl cunoşti deja foarte bine. Căci doreşti să fii ca el, în aceeaşi măsură în care eu aş dori să pot fi Faust, deşi niciodată nici unul dintre noi nu va reuşi acest lucru. Idealurile nu sunt create pentru a fi atinse, ci pentru a indica drumul către ele. Este bine să ştim limpede cui trebuie să încercăm să fim asemănători şi, pe măsura puterilor noastre, să ne creăm pe noi înşine" (H. Selye, 1984).

Însuşirile fundamentale ale omului de ştiință, pot fi clasificate în 6 mari categorii:

- *Entuziasmul şi perseverența.* Entuziasm înseamnă interes, zel, fervoare sau pasiune; un puternic sentiment de emoție stârnit de o anumită cauză. Perseverența constă în forța de a continua neîntrerupt şi în mod ferm o anumită acțiune. Ea implică şi rezistență în fața eşecurilor, a proastei dispoziții, a detractorilor şi oponenților, sau a succeselor; forța ei izvorăşte din optimism robust, curaj şi încredere statornică.
- *Originalitatea.* Independența spiritului, imaginația, intuiția, geniul.
- *Inteligența.* Logica, memoria, experiența, puterea de concentrare şi cea de abstractizare.
- *Calitățile etice.* Onestitatea față de sine însuşi, față de adevărul ştiințific, respectarea rezultatelor altora şi recunoaşterea meritului celor care au contribuit, indiferent cum, la progresul temei investigate. Mai practic înseamnă şi să nu publicăm de două ori aceeaşi lucrare, să nu tăiem frunze la câini pentru a spori numărul lucrărilor inutile, să nu fragmentăm o lucrare în părți nejustificate, să recunoaştem valoarea celorlalți, să nu ne bârfim colegii, să nu detractăm sau negăm munca altora fără dovezi şi argumente ştiințifice,

iar dacă totuşi o facem să nu uităm că toţi suntem supuşi greşelii şi oricând putem fi şi noi judecaţi. Nu ucideţi animale şi nici nu rupeţi plante decât dacă este absolut necesar şi justificat ştiinţific.

- *Contactul cu natura.* Observaţia, îndemânarea tehnică, capacitatea de a putea executa în mod corect o campanie de teren, pregătirea fizică şi psihică pentru a face faţă condiţiilor vitrege, disponibilitatea şi întreţinerea unui echipament adecvat. În ecologie, viaţa profesională a celor buni şi interesaţi îi poate purta în cele mai nebănuite aspecte şi să-i pună în faţa unor provocări deosebite din partea naturii. Vor avea întotdeauna câştig de cauză cei care ştiu şi pot să execute cele mai diverse campanii de teren. Un tânăr nu va avea decât de câştigat dacă va cunoaşte şi aplica, cel puţin la nivel elementar, noţiuni de turism, alpinism, înot şi scufundare, acordarea primului ajutor etc. Ecologul cu aceste cunoştinţe va putea pătrunde în medii mai variate şi va realiza potenţial mai mult, decât unul cu opţiuni limitate.
- *Contactul cu oamenii.* Cunoaşterea de sine şi a celor din jur, coexistenţa cu alţii, talentul de organizare a unui colectiv, de iniţiativă şi conducere a unui proiect, capacitatea de a convinge pe alţii şi de a le asculta argumentele.
- *Cerinţe esenţiale ale lumii moderne.* Aici intră în special limbile străine (de absolut prim rang şi de neînlocuit: a citi, scrie şi exprima în limba engleză) precum şi cunoştinţe, respectiv îndemânare, de a opera pe calculator. “O limbă mai mult, un om mai mult” se aplică atât în domeniul lingvistic, cât şi în cel informatic.

2. SISTEME ECOLOGICE

Înainte de a pătrunde în studiul metodologiei ecologice se impun a fi precizați câțiva dintre termenii fundamentali ai acestei ştiințe.

Fără îndoială, oricât ar fi acest capitol dezvoltat, multe vor rămâne nespuse. S-ar putea scrie o carte numai despre diferitele teorii ale definirii şi clasificării domeniilor ecologiei şi despre parametrii urmăriți în studiile practice. Scopul acestui volum nefiind teoretic, capitolul de față va face referiri pe scurt la diferitele teorii pentru a ajuta studenții să înțeleagă problemele legate de diversitatea concepțiilor precum şi pentru a oferi o imagine suficient de clară privind semnificațiile termenilor care vor fi utilizați în continuare. Puține ştiințe dispun de o asemenea diversitate de păreri contradictorii privind elementele constituente ale obiectului de studiu. Pentru a nu lungi discuția (şi a nu crea confuzii inutile în mințile studenților), vom adopta un punct de vedere bazat pe definiția lui Friedrichs (1957). În acest volum ori de câte ori va apare cuvântul "ecologie", acesta va semnifica: **acea disciplină integrată în vastul câmp al biologiei care studiază structura, dinamica şi funcțiile sistemelor supraindividuale ale materiei vii precum şi interacțiunile dintre acestea şi cu factorii de mediu.**

Prin urmare, ecologia este o ramură a ştiințelor biologice şi nu trebuie să i se recunoască un statut egal şi opus celui al biologiei. Este un lucru de bun simț să recunoaştem ecologia ca o ramură care operează cu mijloace şi metode interdisciplinare - aşa cum de altfel o fac şi majoritatea celorlalte ramuri ale ştiinței mamă. Chiar dacă este adevărat că ecologia cuprinde multe sectoare încadrate la (sau care operează cu metode şi tehnici din) alte discipline, acest lucru nu este suficient pentru a o separa de vastul câmp al biologiei. Evident, se cere ca un ecolog să cunoască suficientă geografie, climatologie, hidrologie, pedologie, chimie, matematică etc. pentru a reuşi să analizeze interacțiunile vieții cu mediul abiogen, pe niveluri supraindividuale, dar mai presus de toate se cere cunoaşterea biologiei sistemului analizat. Dacă am recunoaşte ecologiei un rang egal şi distinct de cel al biologiei este evident că cea mai bună definiție a unui ecolog ar fi "acel om care ştie nimic despre totul". Fără sistematică, cercetarea ecologică ar fi ca o pagină în care toate frazele scrise nu au subiect.

În ceea ce priveşte împărțirea ecologiei pe subdomenii, facem nişte precizări. Schröter (1896, 1902) clasifica ecologia în **autecologie** (acea parte care se ocupă cu studiul relațiilor dintre individ, populație sau specie şi mediu) şi **sinecologie** (care ar studia relațiile dintre organisme, precum şi cele dintre mediu şi sistemele suprapopulaționale). Gams (1918) susținea însă că numai ceea ce Schröter ar fi definit ca sinecologie ar fi ecologie propriu-zisă. Frecvent apar în lucrări de specialitate şi termenii: biocenologie (la Universitatea "Babeş-

Bolyai" din Cluj-Napoca există şi un masterat cu această denumire) şi demecologie. Gisin (1949) şi H. Frank (1950, ap. Schwerdtfeger, 1975, 1979) precizau că biocenologia este disciplina care descrie şi compară sistemele suprapopulaționale, asemănător cum face taxonomia cu speciile, pe când ecologia s-ar ocupa cu analiza cauzală şi finală a relațiilor intra- şi interspecifice, precum şi între specii şi mediul lor de trai. Cu alte cuvine, biocenologia ar fi o disciplină descriptivă, analitică, pe când ecologia ar avea un caracter predominant cauzal şi sintetic. În sfârşit, **demecologia** ar fi acea parte a ecologiei care are ca obiect de studiu nivelul populațional, în accepțiunea lui Schwerdtfeger (1979). Toate aceste clasificări sunt mai degrabă artificiale.

Prima întrebare pe care o ridicăm unui om, care afirmă că "se ocupă cu ecologia", este: "cu ecologia cui?". Baza ecologiei este cunoaşterea obiectului supus investigației, sistematica grupului fiind miezul oricărei cercetări. De asemenea, ne vom feri să utilizăm pleonasmul “ecologie sistemică”: cum ar putea fi altfel ecologia actuală?

Se ocupă cu ecologia cel care studiază un sistem supraindividual indiferent de abordare şi nivel de organizare. Altfel spus, această disciplină presupune studiul organizării şi interacțiunilor la nivel supraindividual, precum şi studiul însuşirilor emergente rezultate din aceste interacțiuni. Atât abordarea prin prisma populațională (aşa-zis “reducționistă”), cât şi cea la nivel ecosistemic (căreia i se atribuie adesea calificativul utilizat abuziv, de “holism”) sunt complementare şi dezvăluie fiecare o parte din realitate. Nici un punct de vedere nu trebuie absolutizat. Adesea ştiința nu a progresat prin negarea sau afirmarea absolută a unei teorii, ci prin îmbinarea şi întrepătrunderea a ceea ce a părut la un moment dat ireconciliabil. Amintim aici natura dublă a luminii sau cauzalitatea internă şi externă a comportamentului (instinctivism vs. ambientalism).

2.1. Sisteme ecologice

Prin urmare, obiectul cercetării ecologice este un sistem supraindividual, care poate fi definit în mod diferit, funcție de complexitatea modului de abordare, a tipului de indivizi luați în considerare, a relațiilor între aceştia şi/sau cu mediul lor de trai. În acest volum vom utiliza mai frecvent termenii: populație, asociație şi comunitate, mai rar biocenoză, ecosistem, biom, biosferă, criteriul de selecție fiind cel practic-aplicativ. Deoarece literatura de specialitate abundă de concepte care descriu şi alte tipuri de sisteme, unii mai des folosiți (biom, biosferă) alții mai rar (bioskenă, sinuzie), vom reda mai jos o sumară prezentare a acestora, cu precizarea că multe dintre acestea au semnificații diferite în funcție de domeniul considerat.

Clasificarea spațiului populat de sistemele supraindividuale se loveşte de aceleaşi probleme legate de existența unui număr foarte mare de păreri şi teorii. Pentru că în această lucrare pe primul loc se află criteriul practic, vom utiliza numai un singur termen şi anume cel de **habitat,** înțelegând prin acesta nu

numai localizarea şi dimensiunea spațiului geografic în care trăieşte un anumit sistem supraindividual, indiferent de poziția ierarhică a acestuia, ci şi ansamblul condițiilor abiogene (factorii de mediu) cu care acesta interacționează. Această definiție nu este singulară, în literatura de specialitate existând nenumărate opinii contradictorii în acest sens, precum şi alți termeni de specialitate.

De exemplu, Schwerdtfeger definea **monotopul** ca "locul de viață al unui individ sau al unei specii", care nu semnifică numai spațiul geografic în care acesta (aceasta) se găseşte sau îl preferă la un moment dat, ci şi condițiile locale necesare pentru existența sistemului. Corespunzător, o populație va ocupa un **dematop**, iar o biocenoză un **biotop**. În ceea ce priveşte ultima parte a definiției anterioare, Dahl, Schmithüsen, Günther, Renkonen, Stugren şi alții, utilizează termenul de **biotop** ca ansamblul condițiilor de mediu abiogene în cadrul cărora există o biocenoză. În sfârşit, foarte rar se utilizează termenul de **cenotop** ca fiind locul de viață al unei comunități. Prin contrast, adesea se foloseşte termenul de **bioregiune** ca zona geografică în care se întinde un biom (mai ales în lucrările de biogeografie).

Racoviță (1929, ap. Stugren, 1982) definea mediul ca totalitatea lucrurilor materiale, evenimentelor şi energiilor de care depinde viața unei ființe. Adaptând această definiție largă, care cuprinde atât forțele planetare cât şi cele cosmice, la sistemele supraindividuale, rezultă un sistem nediferențiat care corespunde conceptului de **mediu infinit sau general. Mediul eficient** sau **specific (preajma)** cuprinde acele componente ale mediului general care au o influență directă asupra vieții (Allee şi col., 1949, ap. Stugren, 1982). Componentele acestui mediu care influențează sistemele vii se numesc **factori ai mediului**, aceştia având o semnificație energetică şi informațională, forțe care determină modificări ale structurii şi funcțiilor acestora. Clasificarea factorilor în biogeni sau abiogeni este artificială, deoarece aproape nici un factor al mediului nu este exclusiv abiogen. De aceea vom prefera termenul de **factori ecologici** (Dahl, 1921; Sukacev, 1926 ap. Stugren, 1982) pentru acei factori ai mediului specific care sunt modificați prin activitățile vitale ale organismelor.

După criteriul sistematic am putea distinge două categorii de sisteme supraindividuale, subdivizate după cum urmează (adaptat după Schwerdfeger, 1975).

a. Colective de organisme conspecifice

Criteriul de subdivizare este primordial cauzal: ce anume determină gruparea indivizilor? Legătura dintre aceştia poate fi de natură fizică (de exemplu, cazul diferitelor grupe de briozoare sau celenterate). Noi indivizi apar prin înmugurire sau diviziune incompletă, aceştia rămânând legați de vechea colonie. Alteori legătura dintre indivizi se face pe seama unor mecanisme psiho-senzoriale: de exemplu, coloniile speciilor sociale de albine, viespi, furnici sau termite. Gruparea organismelor poate fi cauzată de stimuli care determină formarea unor asociații temporare sau ocazionale, cum ar fi cârdurile de

migrare, haitele de carnivore, agregarea în perioada de reproducere sau coloniile de iernare. Stimulii care determină agregarea pot fi externi (de mediu), de exemplu o grupare a indivizilor conspecifici în jurul unei resurse trofice, o serie de condiții optime etc. Agregarea indivizilor poate apare însă şi din întâmplare (vânt, inundații, maree, curenți etc.). **Populația** reprezintă o mulțime genetic heterogenă de indivizi conspecifici, diferită de liniile genetice omogene, reprezentate de clone. La această categorie întrebarea cauzală **nu** este pusă. Populația fiind una dintre unitățile de bază ale ecologiei, va face obiectul unor precizări suplimentare în cele ce urmează.

b. Colective de organisme heterospecifice

Comunitatea se referă la un grup de populații simpatrice şi sincronice aflate în interacțiune şi care prezintă anumite similitudini. Atunci când gruparea populațiilor se face pe baze sistematice (un taxon supraspecific, care delimitează metodologic obiectul de referință al studiului) se vorbeşte frecvent de o **asociație (**deşi în multe domenii de specializare s-a renunțat la acest termen**)**. De exemplu, utilizăm expresiile "comunități planctonice sau de macronevertebrate bentonice" şi "asociații de cormofite, de moluşte terestre sau de oligochete acvatice". Corespunzător, şi în biologia vegetală există termenul de **asociație**, în cadrul unei ierarhii fitocenologice. Termenul de asociație a fost utilizat în zoologie în numeroase feluri: gruparea întâmplătoare a animalelor, gruparea în locuri cu condiții optime de mediu, gruparea populațiilor între care există diferite relații etc. Câteodată se utilizează în ecologie expresia “grup funcțional”, prin care se înțelege un ansamblu de populații aparținând unor grupe sistematice diferite, care sunt legate prin cel puțin un aspect de natură funcțională, de exemplu mod de hrănire, categorie de microhabitat exploatat etc.

Sinuzia, termen provenit de la botanişti, semnifica originar o serie de populații diferite, care există în acelaşi timp şi spațiu, dar care posedă trăsături anatomo-morfologice asemănătoare, ca urmare a evoluției în condiții similare de mediu (deci care aparțin aceleiaşi bioforme). Cel mai adesea în fitocenologie se aplică criteriul lui Raunkiaer în definirea bioformelor, şi anume modul în care speciile îşi protejează mugurii regeneratori vegetativi în perioadele nefavorabile.

O variantă de clasificare, pe care am putea-o denumi “pe verticală”, a fost realizată de Tischler (1949, ap. Schwerdtfeger, 1977). Acesta defineşte **stratocenoza** ca totalitatea organismelor care aparțin unui strat (în sensul structurii pe verticală a ecosistemului). Astfel, într-o pădure stratocenozele sunt formate de comunitățile vegetale şi animalele din sol, frunzar, straturile ierboase, tufărişuri, trunchiuri etc.

O altă clasificare, “pe orizontală”, ar începe cu b**ioskena**, noțiune elaborată de Popovici-Bâznoşanu (1937, 1969), care este definită ca cel mai mic spațiu cu condiții uniforme de existență şi un fond propriu de animale şi plante (ap. Stugren, 1982). **Consorțiul (biocoria)** reuneşte în aceeaşi arie mai multe organisme din diverse specii, mai multe bioskene, care se influențează reciproc

şi care nu pot exista independent unele de altele, sau constituie o grupare de organisme din diverse specii, în jurul unui organism central indispensabil sub aspect topografic şi trofofiziologic. Din această perspectivă **sinuzia** (termen definit anterior din punctul de vedere al botaniştilor) este o grupare de consorţii care are ca nucleu central o populaţie (pentru alte amănunte a se revedea Stugren, 1982, pag. 130 - 131). În mod asemănător, totalitatea organismelor dintr-un spaţiu unitar, definit prin dimensiunea orizontală (un ciot de arbore, un tufiş, o grămadă de pietre), formează o **choriocenoză.** Tischler sublinia că **cenoza** este un termen general, care defineşte orice tip de colectiv heterotipic.

Termenul de **biocenoză** a fost introdus de Möbius (1877), acesta desemnând "o comunitate de organisme, ocupând un anumit teritoriu, adaptate la mediu şi unele faţă de altele, legate într-un întreg care se schimbă odată cu schimbarea condiţiilor de mediu sau cu modificările numerice ale unor specii". **Ecosistemul** poate fi definit ca ansamblul format din biocenoză integrată în biotop, termen introdus de Tischler (1935). Şi în legătură cu acest concept există o largă varietate de păreri contradictorii. Astfel, de exemplu Evans (1956) considera că denumirea de ecosistem defineşte orice tip de sistem ecologic, iar Schferdtfeger (1977) denumea sistemul format din biocenoză şi biotop **holocen**. Corespunzător, sistemul populaţie - mediu era definit prin termenul **democen**, termeni care de asemenea vor fi evitaţi în prezenta lucrare. Analiza ecologică la nivel ecosistemic, aşa cum am mai menţionat, se numeşte holistă, denumire utilizată excesiv şi adesea impropriu.

În numeroase lucrări clasice de ecologie se face distincţia între sistemele populaţionale şi cele ecologice, oferindu-se chiar ierarhii diferite. Astfel, un sistem suprapopulaţional era considerat ca sistem ecologic numai împreună cu totalitatea factorilor mediului eficient în care este încadrat. Nu considerăm că acest punct de vedere este corect sau că ar reprezenta o modalitate practică de abordare a problematicii ecologice. Numai din punct de vedere conceptual putem separa o populaţie sau o comunitate de mediul neviu în care aceasta îşi desfăşoară existenţa. În realitate factorii de mediu sunt printre principalii răspunzători (alături de relaţiile intra- şi interspecifice) de edificarea şi funcţionarea acestor sisteme. Vom adopta un punct de vedere actual, prin negarea diferenţelor dintre cele două categorii (populaţionale şi ecologice), şi nu vom recunoaşte în acest sens validitatea a două ierarhii de organizare.

Flora şi **fauna** sunt concepte sistematice şi biogeografice care grupează lumea animală sau vegetală dintr-un anumit teritoriu (continent, ţară, regiune, lac, peşteră etc.). Acestea au conotaţii ecologice funcţie de obiectul cercetării, precum şi de locul de viaţă (de exemplu flora halofilă de la Ocna Sibiului, malacofauna acvatică macrofitofilă din lunca Oltului etc.).

Un termen mai general este **biomul,** care semnifică asociaţiile vegetale şi animale dintr-o unitate teritorială biogeografică ale cărei graniţe sunt determinate în primul rând de către condiţiile de climă (tundre, stepe, deşerturi etc.). Ansamblul vieţii de pe planeta noastră este definit ca **biosferă**, uneori

considerându-se şi un sistem integrator superior denumit **ecosferă** (unii sinonimizează termenii).

Revenim însă la câteva concepte care vor apare mai frecvent în prezenta lucrare pentru a aduce nişte precizări suplimentare.

2.2. Populația

Definiția clasică consideră populația ca un ansamblu de indivizi conspecifici, simpatrici şi sincronici, cu un fond genetic comun, care se pot încrucişa liber şi nelimitat între ei.

Putem sesiza 3 probleme mai importante ridicate de această definiție:

- lipsa alternativei pentru populațiile aparținând speciilor care se reproduc asexuat;
- dificultatea frecventă a delimitării granițelor habitatului în care îşi duce existența o populație (multe populații nu au granițe, alteori acestea se definesc în mod artificial fiind trasate de către ecologul care studiază sistemul respectiv);
- definirea indivizilor care alcătuiesc populația.

Definirea populației se face în concordanță cu criteriul biologic, multicriterial, al speciei. Conform acestuia **specia biologică sau multi-dimensională** este o comunitate reproductivă de populații, izolată reproductiv de alte comunități similare şi care ocupă o nişă ecologică specifică în natură, posedând o constelație proprie de gene coadaptate. Teoretic, criteriul izolării reproductive este necesar şi suficient, dar foarte frecvent acesta este dificil de constatat. Cauzele pot fi de natură subiectivă sau obiectivă. În prima categorie includem cazul speciilor gemene (foarte asemănătoare morfologic, uneori chiar identice, simpatrice dar izolate reproductiv) şi cel al speciilor polimorfe (polimorfismul poate fi definit ca variațiile intrapopulaționale determinate genetic şi care au manifestare fenotipică discontinuă). Cele mai mari dificultăți obiective în aplicarea conceptului biologic al speciei sunt reprezentate de speciile asexuate, partenogenetice şi hermafrodite cu posibilități de autofecundare. Este evident faptul că speciile asexuate sau cele partenogenetice nu reprezintă comunități reproductive. În acest caz se aplică criteriul morfologic şi cel ecologic. După Mayr (1984) specia se caracterizează nu numai prin izolarea reproductivă ci şi prin nişa sa ecologică, specifică. **Nişa ecologică** va face obiectul unei teme separate, în acest punct ajunge să o definim ca ansamblul funcțiilor pe care o populație sau un sistem de populații îl îndeplineşte în natură. Prin urmare, indivizii şi clonele asexuate care provin dintr-un părinte comun şi care ocupă aceeaşi nişă ecologică pot fi grupate în aceeaşi specie. În majoritatea cazurilor există corelații între condițiile abiotice şi biotice dintr-o nişă ecologică şi caracterele morfo-fiziologice ale indivizilor care o ocupă, astfel încât aceştia formează un grup morfologic şi funcțional aparte,

care poate fi încadrat într-o specie distinctă (pentru alte informații a se citi lucrările elaborate de P. Bănărescu, 1973; E. Mayr, 2004).

Definirea indivizilor este, în multe cazuri, simplă. Indivizii populațiilor de gastropode, mamifere, lumbricide etc. sunt bine delimitați, aceste populații numindu-se şi "**unitare**". Pe de altă parte, să ne imaginăm un arbore capabil de a forma pe cale vegetativă noi indivizi (prin drajonare sau lăstărire), care vor trăi şi atunci când genitorul a dispărut. Putem vedea într-o pădure un grup de arbori distincți, cu sisteme radiculare uneori independente, alteori comune, care nu reprezintă altceva decât copii (clone) ale unor genitori dispăruți. Aceste clone sunt unități modulare care pot avea vârste, dimensiuni şi însuşiri diferite dar sunt identice din punct de vedere genetic. Creşterea modulară este foarte frecventă la populațiile vegetale, dar şi unele animale (spongieri, corali, hidroide, briozoare, ascidii coloniale etc.). Smith (1986, 1990), Begon şi col. (1986) atrăgeau atenția asupra dificultăților care apar în distingerea indivizilor la acele specii cu reproducere obligat sau facultativ asexuată, denumindu-le **specii modulare** (prin corespondență definim populațiile **modulare**). Creşterea modulară a populației este un proces demografic. Pe de altă parte, frunzele, ramurile, tulpinile şi rădăcinile plantelor pot fi de asemenea considerate populații în sens larg (Begon şi col., 1986). Acestea sunt în competiție cu module similare din vecinătate pentru lumină, nutrienți, răspund diferențiat condițiilor de mediu, au rate proprii de formare, creştere, mortalitate şi structuri diferite pe vârste.

Aparent, problema distincției între populațiile unitare şi cele modulare este de natură pur teoretică, dar acest lucru nu este adevărat. Efectivul unei populații de iepuri poate fi determinat sau estimat, fapt imposibil de realizat într-o populație de briozoare sau într-un crâng. Prin urmare, un prim aspect practic poate fi enunțat astfel: "nu orice parametru se pretează la analiza oricărei populații". În exemplul precedent am putea realiza studiul biomasei briozoarelor sau a unei populații dintr-un crâng, raportată la unitatea de suprafață. În investigarea populațiilor modulare, mult mai practică este determinarea distribuției şi abundenței modulelor. Dacă studiem baza trofică a unei populații care se hrăneşte cu frunzele unui arboret sau nectarul din flori, este mult mai important să cunoaştem abundența în termeni de biomasă a modulelor "frunze", respectiv "flori", decât numărul de indivizi care le poartă.

Indiferent de care tip este populația, aceasta poate fi descrisă şi urmărită în timp pe seama unor parametri ecologici cantitativi. Studiul acestora poartă denumirea de **demografie**. Aproape toți indivizii unei populații trec prin mai multe etape de dezvoltare în cadrul biociclurilor lor. În cadrul aceluiaşi stadiu de creştere sau de dezvoltare indivizii diferă prin însuşiri genetice, fenotipice, funcționale etc. Numai din punct de vedere practic considerăm adeseori indivizii unei populații sau a unei categorii morfo-funcționale ca fiind echivalenți între ei. De asemenea, când vom compara două populații şi vom afirma că structurile lor pe vârstă, sau pe sexe etc. sunt identice, aceasta nu înseamnă că cele două populații sunt identice. Ele pot avea structuri similare, dar pot îndeplini într-un mod foarte diferit funcțiile de reproducere sau de producție, de exemplu.

Studiul proporţiei categoriilor de indivizi care au însuşiri sau desfăşoară funcţii asemănătoare în cadrul populaţiei permite descifrarea **structurii populaţiei.** Urmărirea modificării în timp a unor funcţii, structuri, efectiv sau biomasă a unei populaţii defineşte **dinamica populaţiei.** Se impun şi aici nişte precizări. Unii ecologi (de exemplu Stugren, 1982) disting o "statică a populaţiei" - care se referă la o descriere formală, cantitativă a populaţiei pe baza unor parametri biostatistici, şi o "dinamică a populaţiei" care se referă la oscilaţiile numărului de indivizi şi transformările structurale. O asemenea împărţire a ecologiei populaţiei este artificială. În fond, ceea ce deosebeşte cele două concepte nu este altceva decât factorul timp inclus în programul de cercetare.

2.3. Comunitate, asociaţie, biocenoză

Cele trei concepte definesc ansambluri de populaţii simpatrice şi sincronice. Uneori sunt considerate sinonime (de exemplu Stugren, 1982 - sinonimizează biocenoza şi comunitatea - ca "sisteme de populaţii care locuiesc împreună în acelaşi punct al scoarţei terestre şi realizează împreună o activitate definită") alteori este considerată numai biocenoza ca nivel distinct de organizare a materiei vii. Fără îndoială că în textele teoretice de ecologie generală este foarte simplu să ne referim şi să caracterizăm întreaga biocenoză. Problema este că (actual) biocenoza desemnează întreaga viaţă integrată într-un biotop, alcătuind împreună cu acesta ecosistemul. Fiind vorba de un nivel atât de cuprinzător, ar însemna ca o analiză a structurii unei biocenoze să înceapă cel puţin de la bacterii (poate chiar de la prioni şi viroizi, deşi aceştia nu sunt consideraţi entităţi vii) şi să se termine cu mamiferele. Din nou ne confruntăm cu un termen care ilustrează o realitate incontestabilă a lumii vii, dar care sub aspect practic-aplicativ este prea puţin abordabilă. Vom prefera atunci (pentru a nu leza frumoasa teorie a nivelului biocenotic) să recunoaştem comunităţile şi asociaţiile ca sisteme subordonate biocenozei dar supraordonate populaţiei. Nu este lipsit de interes practic să facem o distincţie şi între aceşti doi termeni: comunităţile ar putea fi definite ca ansambluri de populaţii simpatrice şi sincronice legate prin trăsături funcţionale sau prin modul lor de viaţă, iar în cazul asociaţiilor să exprimăm ca numitor comun principiul legăturii filogenetice (grupări de populaţii mai înrudite sistematic). Astfel, un specialist se va ocupa de asociaţii de cormofite, iar altul de comunităţi planctonice. Aceasta nu înseamnă neapărat că trebuie să recunoaştem un nivel distinct de organizare al comunităţii respectiv asociaţiei.

Recunoaşterea comunităţilor ca subsisteme ale biocenozei poate fi considerată ca artificială dar este singura variantă practic abordabilă. În literatura de specialitate se discern două curente distincte în ceea ce priveşte recunoaşterea naturii comunităţii**.** Clements (1916) consideră comunitatea ca un superorganism, cu membrii legaţi intim între ei, atât în prezent cât şi de-a lungul evoluţiei lor comune (baza concepţiei **integraliste)**. Indivizii, populaţiile şi

comunitățile împart o relație care amintește de cea a celulelor şi a țesuturilor într-un organism. Acest curent este reflectat încă din definiția originală a biocenozei, având numeroşi susținători. Botnariuc şi Vădineanu (1982) se situează tranşant pe această poziție, afirmând că: "*biocenoza este un sistem supraindividual care reprezintă un nivel de organizare a materiei vii, alcătuit din populații simpatrice şi interdependente funcțional, interdependență care este rezultatul evoluției în comun, şi deci a adaptării reciproce, cauză dar şi efect al transferului şi acumulării energiei, materiei şi informației, procese care determină dezvoltarea integralității, biodiversității şi a celorlalte însuşiri ale sistemului, iar în ierarhia sistemelor de organizare a materiei vii biocenoza reprezintă primul nivel la care apare însuşirea productivității biologice*". Exacerbarea rolului producției în această definiție prea integralistă, derivă din teoriile holiste şi economice ale vremii.

Prin contrast, concepția **individualistă** promovată de Gleason (1926) consideră relațiile dintre speciile coexistente ca simple rezultate ale similarității cerințelor față de mediu şi a toleranțelor acestora, iar parțial şi rezultatul întâmplării. Ecologia contemporană recunoaşte că adevărul este undeva pe la mijloc, dar mai aproape de concepția individualistă (Begon şi col., 1986; Smith, 1990; Mitchell, 2000).

Ce anume edifică comunitatea? Răspunsul clasic este: mediul şi relațiile interspecifice. Absența unei anumite specii dintr-un habitat se poate datora faptului că în locul particular nu se întâlnesc condițiile necesare pentru supraviețuirea acesteia. Proporțiile speciilor particulare (structura comunității) sunt reglate permanent de reacția de biotop şi de cea cenotică. Indivizii diferitelor specii prezintă amplitudini diferite ale valențelor ecologice, fapt care se regăseşte şi în interiorul speciei, iar pe de altă parte condițiile mediului variază de asemenea pe bază de gradienți. Deci, cu excepția cazurilor în care condițiile de mediu variază foarte brusc, nu apar limite discrete ale comunităților.

Oricum ar fi, întrebarea care este dimensiunea exactă sau limitele unei anumite comunități, se ridică doar într-un număr redus de studii. **Ecologia comunităților** înseamnă **studiul organizării la nivel de comunitate**, deci de unitate ierarhică, mai degrabă decât ca o unitate spațială sau temporală. Aceasta se ocupă cu natura interacțiunilor dintre specii precum şi între acestea şi mediul lor de viață.

Foarte rar (chiar excepțional) există comunități separate prin granițe clare, rigide. Rar se întâmplă ca grupurile de specii între două comunități adiacente să nu se amestece. Limitele dintre mediul acvatic şi cel terestru par a fi o asemenea "graniță" dar păsările, vidrele, broaştele arată că acestea nu pot fi considerate ca strict delimitate. Multe insecte prezintă stadii larvare acvatice dar adulții zboară. În mediul terestru există granițe clare, impenetrabile pentru multe specii vegetale, în zonele în care se întâlnesc rocile silicioase cu cele calcaroase. Dacă însă grupul studiat este exclusiv acvatic, sau trăieşte sub scoarța arborilor toată viața, atunci precizarea spațiului locuit se face mai simplu. Adesea este o

problemă de ordin practic alegerea spațiului investigat sau a granițelor comunității. Astfel, un cercetător va studia avifauna din bazinul mijlociu al Oltului, sau a zonelor umede antropogene din bazinul Hârtibaciului, mamiferele mici din Valea Lotrioarei sau vegetația palustră din Depresiunea Sibiului.

Analiza gradientului permite ilustrarea modificărilor care se produc în structura sau funcțiile unei comunități de-a lungul unui factor al mediului care se modifică treptat (de exemplu altitudinea, modificarea condițiilor de viață de-a lungul unui râu de la izvor şi până la vărsare, modificări pe latitudine etc.). Modificarea stării competitive de-a lungul unui gradient poate genera granițe nete (delimitări clare), dar şi acest lucru se petrece foarte rar. Analiza gradientului este o posibilitate alternativă de a descrie o comunitate, dar alegerea acestuia este cel mai adesea o problemă subiectivă.

A descrie **structura** înseamnă a explica din ce şi cum este alcătuită o comunitate. Semnifică identificarea elementelor acesteia (pe baze sistematice, calitative sau funcționale), precum şi/sau proporțiile sau abundența lor, sau - pe de altă parte - relațiile spațiale şi temporale între acestea.

O comunitate poate fi descrisă la orice scară, dimensiune sau nivel de ierarhie, de exemplu la nivel global (biomul tundrei, pădurile temperate etc.). La acest nivel ecologul desemnează de obicei climatul ca factorul determinant al limitelor vegetației. În cadrul acestei comunități ecologul poate studia subansamble mai reduse, subordonate ierarhic în termeni de structură şi scară, cum ar fi subsistemul pădurilor edificate de gorun sau de stejar, comunitatea de insecte xilofage dintr-un gorunet, comunitatea dintr-o scorbură, sau chiar flora şi fauna din stomacul unui cerb. Nici una dintre scările de raportare ale studiului nu este mai legitimă sau mai “bună” decât alta. Alegerea dimensiunilor sistemului va depinde de întrebările care sunt puse (deci scopul cercetării).

2.4. Ecosistemul

Acest concept a fost introdus în anul 1935 de A.G. Tansley. După Stugren (1982) ecosistemele sunt unități funcționale fundamentale ale biosferei, formații spațio-temporale care integrează local viața şi mediul într-un tot unitar. Ecosistemul cuprinde întreaga substanță vie dintr-un spațiu finit, substanța organică moartă, părți ale scoarței terestre şi ansamblul factorilor mediului specific care acționează sau interacționează cu acestea.

E. P. Odum (1971) consideră că nu orice combinație viață - mediu constituie un ecosistem ci numai acelea care sunt caracterizate printr-o anumită stabilitate şi posedă o circulație internă a substanței.

Naumov (1971, ap. Stugren 1982) merge şi mai departe atunci când afirmă că "sub aspect strict cantitativ se poate considera ecosistem numai combinația viață-mediu în care volumul schimburilor interne este mai mare decât volumul schimburilor externe de substanță".

Toate aceste definiții sunt foarte frumoase dar greu sau imposibil de aplicat. Câți ecologi au posibilitatea într-un studiu practic să verifice balanța

schimburilor de materie şi energie în cadrul unui sistem viață-mediu pentru a verifica validitatea atribuirii denumirii de ecosistem? Cum putem măsura stabilitatea? Câte ecosisteme se pot distinge într-un peisaj oarecare, şi care este criteriul de separare? Unde începe şi unde se termină un ecosistem?

Când vorbim de **ecoton** (limita dintre două ecosisteme adiacente) nu înțelegem o graniță distinctă ci o zonă în care câmpurile de forțe ecologice ale ecosistemelor se întrepătrund pe o arie mai largă sau mai îngustă, unde întâlnim elemente ale ambelor ecosisteme şi adesea specii adaptate exclusiv la condițiile de tranziție.

Fără îndoială ecosistemul este unul dintre cei mai populari termeni ai ecologiei, dar prin dezvoltarea de nenumărate puncte de vedere şi teorii, este şi cel cu semnificațiile cele mai relative şi discutabile. Este evident că majoritatea practicienilor evită să folosească acest termen. Prin contrast, este cel mai frecvent utilizat în texte didactice, de popularizare şi în lucrările teoretice.

Să nu ne mire faptul că în unele tratate de ecologie, cum ar fi de exemplu cel elaborat de Begon, Harper şi Townsend (1986) nu există un capitol care să se refere la ecosisteme. În lucrarea menționată se afirmă că *"... distincția între comunitate şi ecosistem ar putea fi oportună într-un anume fel, dar implicația că ecosistemele şi comunitățile ar putea fi studiate ca entități separate este greşită. Nici un sistem ecologic, fie individual, populațional sau o comunitate, nu poate fi studiat izolat de mediul în care există. De aceea nu vom distinge un nivel separat de organizare - cel al ecosistemului. Nici nu vom trata energetica ecologică şi dinamica nutrienților mai degrabă la nivelul ecosistemic decât la cel al comunității (aşa cum o fac cele mai multe tratate de specialitate). Este adevărat că aceste fenomene depind explicit de fluxuri între componentele vii şi nevii ale ecosistemului, dar punctul fundamental este că acestea reprezintă metode suplimentare de abordare şi înțelegere ale structurii comunităților*" (oricât ar fi de discutabile aceste afirmații este greu să nu găsim şi argumente în favoarea lor; să nu uităm că acesta este un punct de vedere practic şi nu unul teoretic).

3. PARAMETRI ECOLOGICI CANTITATIVI

Parametrii ecologici cantitativi sunt mărimi care descriu şi caracterizează procesele şi sistemele ecologice. Prin intermediul acestora putem evalua starea, structura, dinamica sau desfăşurarea unor funcții particulare ale sistemelor analizate. Unii parametri se pot estima sau au sens numai la nivel populațional (efectivul, structura pe vârste, sex-ratio), alții au semnificație atât la nivel populațional cât şi la analiza unei comunități (densitatea, biomasa, producția), sau pot fi aplicați exclusiv în studiul sistemelor suprapopulaționale (indici de similitudine, de diversitate, asociere). Parametrii se aleg şi evaluează prin metode relative sau exacte în funcție de posibilități, de natura problemei investigate, scopul şi obiectivele acesteia, însuşirile biologice ale indivizilor constituenți, heterogenitatea habitatelor, timpul şi bugetul disponibil.

3.1. Efectivul (mărimea populației)

Reprezintă numărul de indivizi din care este alcătuită la un moment dat o populație. Determinarea valorii acestui parametru are sens numai la populațiile unitare (care aparțin speciilor cu reproducere sexuată). După Botnariuc şi Vădineanu (1982) acesta ar fi principalul parametru structural, şi cel mai sensibil la modificările presiunii mediului. Ultima parte a afirmației este evident exagerată. Efectele modificărilor mediului se pot evalua prin parametri mult mai sensibili şi mai sugestivi, cum ar fi cei interni (fiziologici) sau cei etologici.

În multe cazuri, cum ar fi studiul populațiilor modulare, ne interesează mai degrabă biomasa sistemului analizat decât numărul de indivizi, deoarece în economia unui sistem ecologic, ar putea fi de interes mai mare acele populații care prezintă o biomasă mai mare.

Pentru a determina efectivul unei populații se utilizează metoda recensământului. Dar cu unele excepții (populații reduse numeric, bine delimitate, care ocupă un habitat suficient de mic, iar indivizii sunt evidenți) este extrem de greu să aplicăm această metodă. De cele mai multe ori preferăm să estimăm valoarea efectivului prin prelucrarea unui număr oarecare de probe (unități de dimensiuni reduse, de sol sau apă de exemplu) din care numărăm sau cântărim indivizii componenți ai populației, calculăm media pentru toate probele şi apoi extrapolăm rezultatele prin calcularea limitelor de confidență pentru a caracteriza întreaga populație. Există şi tehnici indirecte de estimare a efectivului, care vor fi tratate în capitolele următoare (de exemplu metode tip Petersen sau Jolly-Seber).

3.2. **Densitatea**

Reprezintă raportul între numărul de indivizi sau biomasa acestora şi unitatea de spațiu (suprafață de teren, volum de sol sau de apă) precizată la o scară convenabilă. După Stugren (1982), densitatea are o semnificație fundamentală pentru supraviețuirea unei populații deoarece orice spațiu de întindere finită are o capacitate limitată de susținere a vieții prin resursele pe care le poate oferi, iar valorile şi variațiile gradului de ocupare cu indivizi reflectă disponibilitatea resurselor şi calitatea acestora.

Acest parametru se impune a fi analizat mai îndeaproape. În primul rând, indivizii unei populații nu ocupă întregul habitat în mod uniform, condiționați fiind de disponibilitatea şi distribuția resurselor, respectiv a condițiilor preferențiale, astfel că într-un spațiu mai larg există regiuni populate şi zone nepopulate. Aproape orice habitat este alcătuit dintr-o mulțime de microhabitate, diferențiate în funcție de condițiile de umiditate, temperatură, expunere, curent de apă, regim de oxigenare, natura şi calitatea substratului etc. Fiecare organism va fi găsit preferențial în acele microhabitate la care este cel mai bine adaptat, pe care le poate exploata cu eficiență mai mare decât indivizii altor specii. Un ecolog poate estima numărul de şoareci de câmp (*Microtus arvalis*) de pe un kilometru pătrat, dar aceştia nu utilizează întreaga suprafață din cauza unor factori cum ar fi habitatele antropizate, folosințele terenurilor, vegetația, repartiția resurselor trofice etc. O probă de sol poate conține 2 milioane de artropode pe metru pătrat dar acestea nu ocupă tot substratul ci numai spațiile poroase. Astfel, distingem o **densitate ecologică,** ca fiind proporția între numărul de indivizi (sau biomasa lor) şi unitatea de spațiu efectiv locuibil de către indivizii unei anumite specii, şi o **densitate brută** care semnifică raportul între numărul de indivizi (sau biomasa acestora) şi unitatea habitatului populat, indiferent de condițiile oferite şi de heterogenitatea acestuia.

Dacă se cunoaşte efectivul populației sau estimata lui şi dimensiunea habitatului ocupat de aceasta, prin raportarea lor se obține **densitatea absolută**, care reprezintă densitatea brută la nivelul întregii populații. În toate cazurile evaluarea densității se face în concordanță cu teoria probelor (Capitolele 6 şi 7).

3.3. Distribuția spațială

Este un parametru de stare a populației, care evaluează modul în care indivizii sunt amplasați (localizați) în spațiu; se evaluează, măsoară şi testează prin metode statistice specifice. Populațiile pot avea trei tipuri de distribuție spațială: întâmplătoare (randomizată, aleatoare), uniformă sau grupată (agregată, contagioasă). Distribuția spațială a indivizilor unei populații este întâmplătoare atunci când poziția fiecărui individ este independentă de poziția celorlalți. Dacă indivizii unei populații sunt distribuiți la distanțe egale cu o probabilitate mai mare decât cea care ar corespunde întâmplării, spunem că aceştia prezintă o distribuție uniformă. Corespunzător, definim distribuția agregată, când indivizii

sunt dispuşi în grupe (prezența unuia implică şi prezența probabilistică a altora din aceeaşi specie în apropiere). Cunoaşterea acestui parametru oferă posibilitatea descifrării organizării interne a populației, precum şi relațiile cu componentele abiogene sau cu cele biogene din cadrul ecosistemului. Evaluarea şi testarea tipului de distribuție spațială se va învăța la metoda suprafețelor şi a volumelor.

3.4. **Structura pe vârste a populației**

Reprezintă distribuția indivizilor pe vârste sau grupe de vârstă. Categoriile de vârstă sunt diferite, ca amplitudine şi număr, în funcție de grupul investigat (la insecte - ou, larvă sau diferite stadii larvare, pupă la grupele cu metamorfoză completă, şi adult (imago); la păsări - ou, pui, imatur, adult, bătrân; la mamifere - pui, juvenil, subadult, adult, bătrân etc.). În cazurile în care este dificilă determinarea vârstei sau a categoriei de vârstă, se apelează la clase de dimensiuni.

Structura pe vârste a populației se poate reprezenta grafic sub mai multe forme, binecunoscute fiind piramidele de vârstă. Cunoaşterea acestei structuri este importantă în cadrul studiilor de dinamică, întrucât oferă informații în legătură cu tendința numerică a populației.

În fig. 3.1 este redat un exemplu de variație lunară a structurii pe grupe de vârste la şoarecele gulerat (*Apodemus flavicollis*).

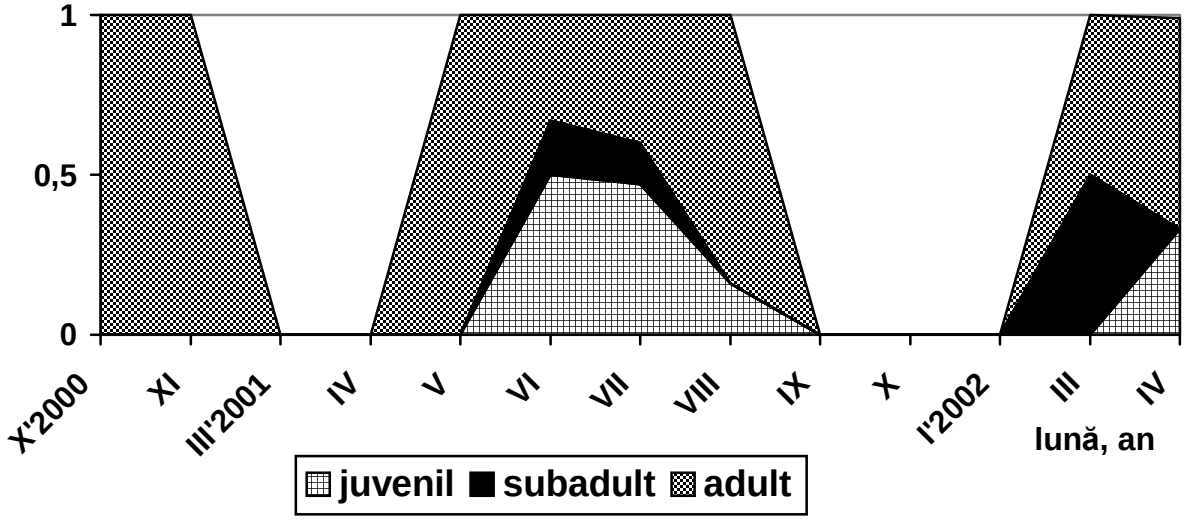


Fig. 3. 1. Dinamica lunară a structurii pe grupe de vârste în cadrul populației de Apodemus flavicollis de pe Valea Lotrioarei, în perioada octombrie 2000 - aprilie 2002 (după Benedek, Sîrbu şi Coțofană, 2002)

În zona investigată *A. flavicollis* are o prezență discontinuă, fiind absent în sezonul rece. Juvenilii sunt prezenți în populație la o lună după apariția primilor indivizi, indiferent când are loc aceasta. În perioada de reproducere, proporția

juvenililor în populație este ridicată (până la 0.5), însă maturizarea fiind rapidă, proporția subadulților este relativ scăzută, mai puțin la sfârşitul sezonului rece.

3.5. **Structura pe sexe (sex-ratio)**

Reprezintă raportul dintre numărul masculilor şi cel al femelelor în cadrul populațiilor cu sexe distincte. La multe specii sex-ratio oscilează în jurul valorii de 1:1, există însă şi cazuri în care numărul masculilor sau cel al femelelor este mult mai mare.

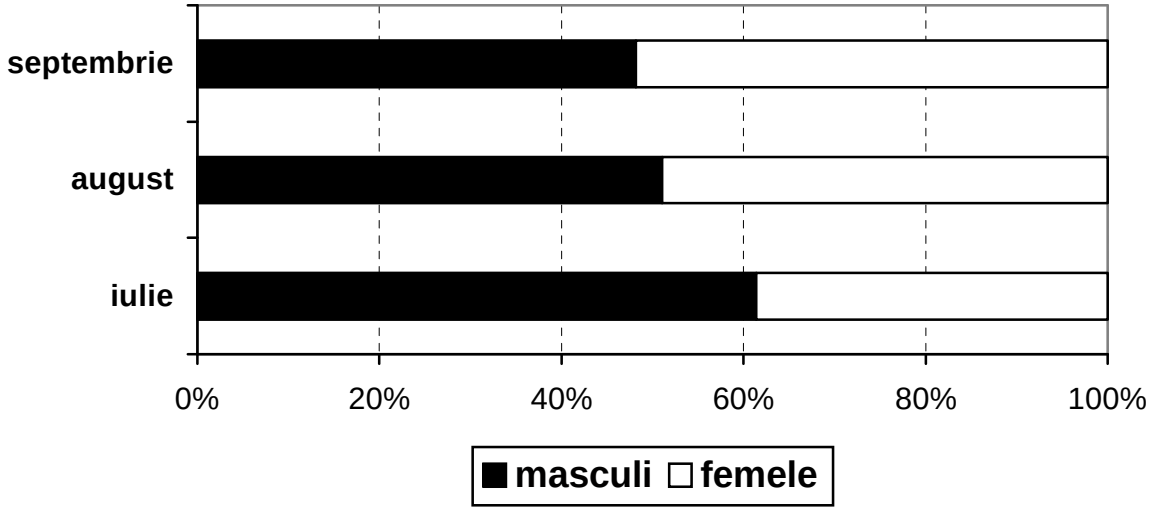


Fig. 3.2. Dinamica lunară a sex-ratio la populația de Apodemus flavicollis din masivul Retezat, în vara anului 2002 (după Benedek, date nepublicate)

La o anumită specie, valoarea şi dinamica sex-ratio poate de asemenea oferi informații despre tendința numerică a populației. Dinamica lunară sau sezonieră a acestui indice oferă şi date despre comportamentul şi activitatea diferențiată a celor două sexe de-a lungul anului.

Un exemplu al dinamicii indicelui sex-ratio pentru o populație de *Apodemus flavicollis* este ilustrat în fig. 3.2. În luna iulie se observă un număr mai ridicat de masculi, fiind în plin sezon de împerechere, şi în consecință se înregistrează mobilitatea mai mare a acestora şi reducerea activității femelelor în jurul cuibului. O dată cu trecerea în luna august se constată o tendință de echilibrare a numărului de masculi şi femele, fapt explicat prin încheierea sezonului de împerechere. În septembrie are loc scăderea numărului de masculi comparativ cu cel al femelelor. Ca tendință, se observă o echilibrare a valorii indicelui sex-ratio în jurul valorii 1: 1.

3.6. **Rata natalității şi rata mortalității**

Definim rata natalității (R_λ) ca raportul între numărul indivizilor născuți sau intrați în populație prin ecloziune, diviziune etc., într-un anumit interval de timp (λ), şi efectivul populației (N) sau un număr standard (100 sau 1000 de

indivizi), la populațiile speciilor cu reproducere sexuată se poate raporta şi la numărul femelelor:

$$R_{\lambda} = \frac{\lambda}{N}$$

Corespunzător definim rata mortalității (R_{μ}) ca raportul între numărul de indivizi decedați într-un anumit interval de timp şi efectivul populației (N) sau un număr standard (100 sau 1000 de indivizi):

$$R_{\mu} = \frac{\mu}{N}$$

Ambele mărimi sunt condiționate atât de către mediul extern cât şi genetic (Stugren, 1982). În diferite studii se pot adopta unele variante: de exemplu ornitologii operează şi cu număr mediu de ouă / pereche clocitoare (sau cuib), număr mediu de pui eclozați etc. Alți parametri se vor studia la metoda tabelelor de viață.

3.7. **Parametrii dinamicii numerice a populației**

Modificările numerice ale populației ar putea fi determinate în orice moment *t* dacă s-ar cunoaşte efectivul populației într-o perioadă anterioară (N_{t-1}), numărul de indivizi apăruți, indiferent de mecanismul biologic, în interiorul populației (A), numărul celor decedați (D), al celor imigrați (I) respectiv emigrați (E), după relația:

$$N_t = N_{t-1} + A + I - D - E$$

Există metode pentru estimarea fiecărui parametru din ecuația precedentă. Cel mai adesea însă, elementele acestei ecuații sunt necunoscute sau imposibil de evaluat. Caracterizarea dinamicii populației se face de obicei prin metode indirecte (de exemplu metoda Jolly-Seber), sau prin tabelele de viață. În ceea ce priveşte ultima metodă, aceasta permite evaluarea ratelor de creştere numerică a populației, dintre care exemplificăm:

R_o = rata fundamentală de creştere a populației; un coeficient care arată factorul de mărime cu care a crescut sau s-a diminuat efectivul unei populații după o generație (de exemplu o rată fundamentală de 1 indică o populație staționară - noua generație prezintă aceeaşi valoare a efectivului ca şi cea parentală; un coeficient de 0,5 indică reducerea efectivului cu 50% etc.)

r_m = rata intrinsecă de creştere a populației; un parametru care caracterizează potențialul biotic al speciei de a se înmulți.

Alteori dinamica numerică se reduce la urmărirea modificărilor în timp a unor parametri ca: densitatea, dominanța sau indici de abundență relativă, un exemplu în acest sens fiind ilustrat în fig. 3.3.

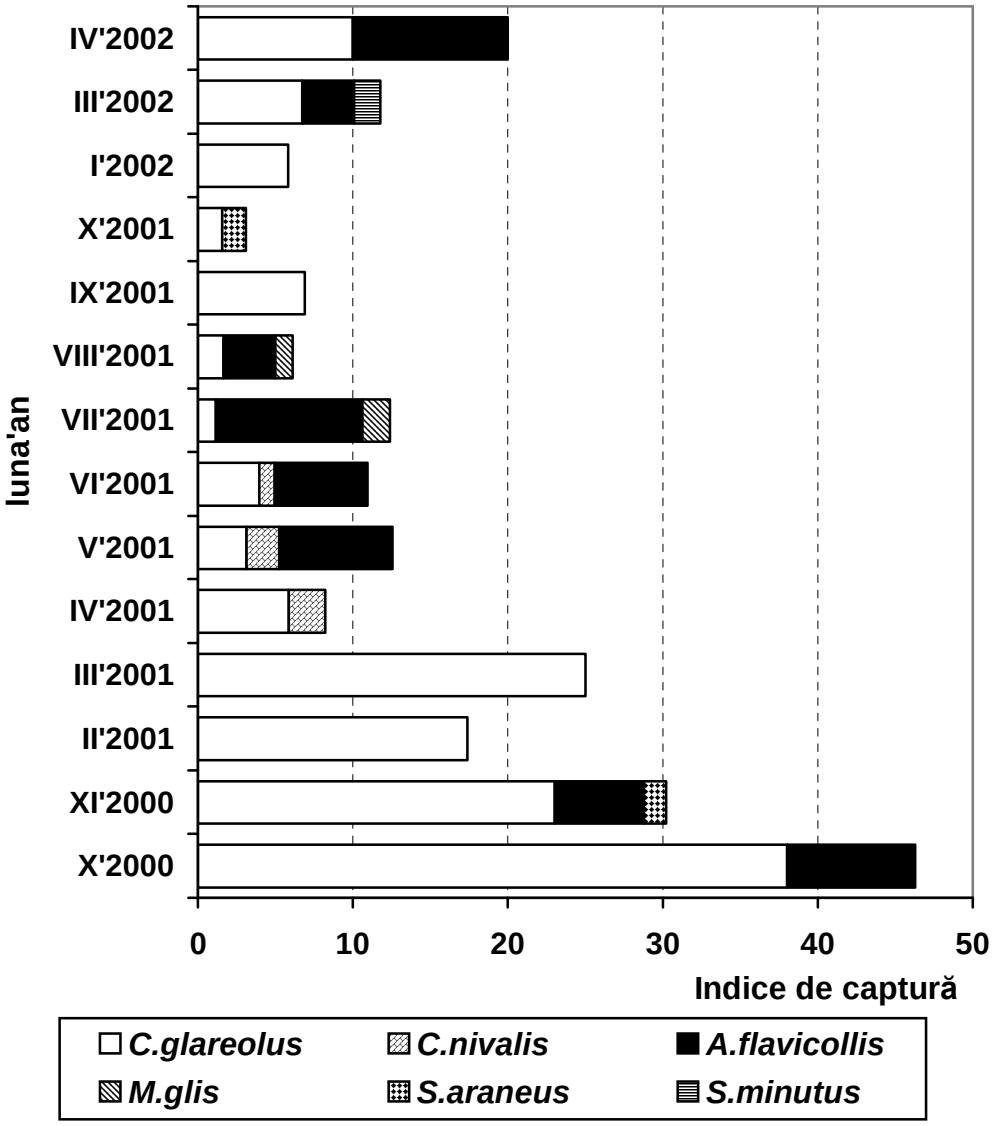


Fig. 3. 3. Variaţia lunară a indicelui de captură pentru speciile din comunitatea de mamifere mici din Valea Lotrioarei, în perioada octombrie 2000 - aprilie 2002 (după Benedek, Sîrbu şi Coţofană, 2002).

3.8. **Frecvenţa**

Poate fi interpretată atât ca un parametru structural al populaţiei cât şi al comunităţii. Cel mai adesea prin frecvenţă (*F*) se înţelege proporţia între numărul de probe care conţin specia dată şi numărul total de probe colectate în acelaşi timp, în exprimare zecimală sau procentuală:

$$F = \frac{p_i}{P} * 100$$

unde: *F* - frecvenţa în exprimare procentuală; p_i - numărul de probe în care s-a identificat specia *i*; *P* - numărul total de probe colectate.

Noțiunea de probă trebuie înțeleasă în sens larg: aceasta poate fi un metru pătrat de substrat, un decimetru pătrat de sol, un litru sau 100 l de apă, un transect etc. De exemplu, în estimarea frecvenței unei populații de păsări am putea interpreta acest parametru şi în termen de număr de transecte în care am identificat cel puțin un exemplar aparținând speciei *i* raportat la numărul total de transecte efectuate într-un sezon sau an. În cazul studierii unui habitat heterogen, cu acest parametru se pot estima preferințele populației date pentru anumite caracteristici ale acestuia. Trebuie avută însă grijă la modul în care este utilizat: la scări diferite de raportare poate avea semnificații diferite. Ştiindu-se faptul că viețuitoarele populează numai sau îndeosebi acele habitate la care sunt cel mai bine adaptate, dacă luăm probe numai din acestea, putem repede ajunge la concluzia că o anumită populație este extrem de frecventă. Dacă probele includ şi suprafețe sau zone care nu corespund condițiilor necesare pentru supraviețuirea speciei respective, evident valoarea parametrului va fi mică. Principala problemă a probelor cantitative puține o constituie primejdia de a nu identifica populațiile rare dintr-un habitat. O altă problemă este reprezentată de populațiile migratoare. Raportând acest parametru la timp putem ajunge la concluzia că în decursul unui an o populație are o frecvență foarte mică, când, de fapt, am identificat-o numai în perioada de timp în care aceasta se afla în trecere (pasaj) prin zona de referință. Scara, fie ea spațială sau temporală, influențează foarte mult semnificația tuturor parametrilor ecologici.

3.9. **Constanța şi fidelitatea**

Unele manuale fac distincția între aceşti doi parametri, dar uneori sunt considerați sinonimi, fapt care creează o anumită ambiguitate, de aceea considerăm utile unele explicații. De exemplu, în fitocenologie constanța este definită ca "gradul de fidelitate al unei specii pentru o anumită fitocenoză" (este evidentă sinonimia) şi se exprimă printr-o scară de 5 categorii în funcție de proporția (în %) de identificare a unei specii particulare în cadrul aceleiaşi unități cenotaxonomice (de obicei o asociație).

Categoria de constanță	*Proporția de identificare a speciei în cadrul unităților cenotaxonomice de acelaşi fel*
I	1 - 20 %
II	20 - 40 %
III	40 - 60 %
IV	60 - 80 %
V	80 - 100 %

Adesea în ecologie se face distincție între aceşti doi termeni. De exemplu, după Botnariuc şi Vădineanu (1982) constanța unei specii se apreciază în funcție de frecvență. Astfel, dacă o specie prezintă o valoare a frecvenței mai mare de 50% este considerată **constantă**, dacă valoarea frecvenței este cuprinsă între 25 -

50% este **accesorie**, iar sub valoarea de 25% ar fi specie **accidentală**. O asemenea clasificare a speciilor poate fi aplicată în anumite cazuri dar putem imagina mult mai multe exemple negative decât pozitive, în care această interpretare ar putea duce la concluzii eronate. Într-un habitat o specie foarte abundentă sau cu o distribuție uniformă ar putea fi întotdeauna socotită constantă, iar prin contrast, o specie cu distribuție spațială extrem agregată sau una rară ar fi caracterizată ca accesorie sau accidentală. De asemenea, scara spațială sau cea temporală de raportare a datelor au influențe considerabile. Un oaspete de vară este extrem de constant în sezonul cald dar iarna inexistent, astfel, în decursul unui an calcularea frecvenței şi raportarea la scara enunțată mai sus ar putea duce la concluzia că specia respectivă este accidentală, ceea ce nu este cazul. Un alt exemplu este ilustrat prin modificarea scării spațiale (dimensiunea zonei cercetate). Astfel, frecvența unui endemit local (sau a unei specii cu răspândire limitată) poate fi mare în cadrul arealului, el putând fi caracterizat drept constant. Mărind spațiul studiat, foarte repede vom depăşi condițiile tolerate sau preferate de specia respectivă, care va deveni astfel accesorie şi în cele din urmă accidentală. Se impune şi aici prudență în interpretarea valorilor frecvenței.

După Botnariuc şi Vădineanu (1982) fidelitatea exprimă tăria legăturilor unei specii cu alte specii ale biocenozei sau ale unui ecosistem dat. Astfel, speciile s-ar împărți în **caracteristice** (strict legate de un anumit tip de ecosistem şi care nu se pot dezvolta în altul), **preferențiale** (pot persista în mai multe tipuri de ecosisteme dar prezintă abundențe mai mari şi se reproduc cu mai mult succes într-un anumit ecosistem), **întâmplătoare** (prin anumite împrejurări apar în ecosisteme în care în mod normal nu trăiesc) şi **ubicviste** sau **indiferente** (specii cu valențe ecologice foarte largi putând popula o mare varietate de habitate). Fără îndoială şi această scară ilustrează o realitate fundamentală şi anume că orice specie, respectiv populațiile sale, se întâlnesc în acele condiții care corespund cel mai bine potențialului biotic al reprezentanților ei, unele având valențe mai largi, altele mai înguste, diferind prin urmare numărul şi tipurile de habitate pe care le pot ocupa. Multă grijă trebuie însă manifestată atunci când recunoaştem apartenența unei specii la una sau alta dintre categoriile enumerate mai sus. De exemplu, una şi aceeaşi specie poate fi caracteristică într-o anumită zonă a arealului ei şi rară sau cu o frecvență foarte mică (inclusiv raritate secundară, efect al impactului antropic), respectiv întâmplătoare într-o alta. Trebuie menționat că nici o specie nu este absolut indiferentă la condițiile de habitat. Această clasificare se bazează mai degrabă pe amplitudinea valențelor ecologice ale unei specii, caracteristici care sunt foarte greu de evaluat numeric. Şi nu în ultimul rând, nu trebuie confundată noțiunea de specie ubicvistă cu cea de cosmopolită. Al doilea termen derivă din biogeografie semnificând o specie cu distribuție largă, în toate sau majoritatea regiunilor biogeografice ale planetei.

3.10. **Dominanța**

În fitocenologie semnifică parametrul prin care se apreciază suprafața ocupată de proiecția pe orizontală a părților supraterane ale indivizilor, la nivelul solului, în cadrul suprafeței de probă. Acest indice mai este cunoscut şi sub numele de "acoperire", distingându-se într-o fitocenoză:

- acoperirea generală: suprafața proiecțiilor aeriene ale tuturor speciilor la nivelul solului;
- acoperire specifică: suprafața proiecțiilor pentru o singură specie;
- acoperire bazală: suprafața ocupată de acele părți care vin în contact direct cu solul (baza trunchiurilor, rozetele bazale etc.).

Acest indice se determină prin metode estimative şi reale (a se vedea C. Drăgulescu şi I. Sîrbu, 1997), dar este rar utilizat datorită dificultăților de aplicare precum şi a neajunsurilor acestora. În fitocenologie cel mai adesea se utilizează **indicele de abundență - dominanță** propus de Braun-Blanquet în 1928, modificat de Tüxen şi Ellenberg. Prin acest indice se estimează în ce proporție suprafața de probă este acoperită de proiecțiile aeriene ale speciilor componente, luate împreună sau separat. Scara cuprinde 6 trepte şi este redată mai jos.

Treaptă AD	*Interval de acoperire (%)*	*Media acoperirii (%)*
+	0.1 - 1	0.5
1	1 - 10	5.5
2	10 - 25	17.5
3	25 - 50	37.5
4	50 - 75	62.5
5	75 - 100	87.5

Alteori, prin dominanță se înțelege importanța unei populații în cadrul comunității, care poate fi înțeleasă ca valoarea maximă în termeni de biomasă, număr de indivizi (o formă a abundenței), rata metabolică sau alte caracteristici energetice, valoarea unei funcții particulare etc. Este evident că şi acest parametru este echivoc, în sensul că poate fi definit în mod diferit de diverşi cercetători în funcție de obiectivele propuse. De exemplu, unele lucrări definesc ca indice de dominanță relativă raportul între masa unei specii (dintr-un set de probe), raportată la masa însumată a celorlalte specii din probe:

$$IG_i = \frac{m_i}{M} * 100$$

unde: IG_i = indicele de dominanță relativă a speciei *i* (în procente); m_i = masa indivizilor aparținând speciei *i* din proba statistică; M = masa însumată a tuturor indivizilor aparținând tuturor speciilor din proba statistică respectivă.

3.11. **Abundența relativă**

Cel mai adesea se înțelege proporția dintre numărul indivizilor aparținând unei specii şi numărul total de indivizi dintr-o probă statistică:

$$A = \frac{n_i}{N} * 100$$

unde: A = abundența relativă (în %); n_i = numărul indivizilor aparținând speciei i din totalul probelor; N = numărul total al indivizilor capturați (identificați) în toate probele.

În funcție de tipul probelor, abundența relativă se poate defini în mod diferit. La pescuitul experimental abundența unei populații se poate defini ca număr de indivizi capturați într-o unitate de timp şi efort alocate pentru pescuit, iar abundența populației în cadrul comunității se poate obține în mod similar celui enunțat mai sus prin raportarea numărului sau masei indivizilor capturați care aparțin speciei respective la valoarea corespunzătoare tuturor celorlalte populații care alcătuiesc comunitatea. În studiul populațiilor de păsări o altă metodă este evaluarea indicelui kilometric de abundență relativă (I_{ka}), care va fi studiat în detaliu în capitolul 12.

Aceste valori se numesc relative deoarece au semnificație numai atunci când se compară între ele (cele care au fost obținute prin aceeaşi metodă). Ele oferă posibilitatea caracterizării comunităților prin compararea valorilor obținute pentru diferitele specii componente.

Un parametru frecvent folosit în studiile de ecologie este produsul dintre frecvență şi abundența relativă, adesea numit "**indice de semnificație ecologică**" sau "**indicele lui Dzuba (W)"**:

$$W = \frac{AR_{\%} * F_{\%}}{100}$$

unde: $AR_{\%}$ = abundența relativă, iar $F_{\%}$ = frecvența, ambele exprimate în procente (motivul pentru care se împarte la 100 acest produs).

Fără îndoială, câteodată este benefic să utilizăm un indice care exprimă atât frecvența cât şi abundența, dar comentarea rezultatului trebuie să fie critică. În nici un caz nu suntem de acord cu utilizarea necondiționată a unei scări de tipul: specii euconstante, constante, accesorii sau întâmplătoare, în funcție de valorile acestui indice, cum se afirmă câteodată. Aceşti termeni sunt supuşi aceloraşi critici pe care le-am avansat mai sus, la frecvență şi constanță. În altă ordine de idei, este clar că una şi aceeaşi valoare se poate realiza prin abundență mare şi frecvență redusă, sau exact invers, fapte care au semnificații diferite în ecologie. În sfârşit, denumirea de "indice de semnificație ecologică" este mult prea pompoasă; semnificația este relevată mult mai bine de un număr variat de alți indici. Mai simplu (şi mai corect) putem vorbi, atunci când este relevantă şi utilă aplicarea lui, de indicele "Dzuba" sau de "indice de semnificație relativă".

Rezultatele pot fi raportate şi comparate în scara procentuală, fără nici o interpretare în termeni de constanță.

Următorii parametri vor face obiectul unor capitole separate (indicate în paranteze) aşa că aici se va insista foarte puțin asupra lor.

3.12. **Parametrii nişei ecologice (Capitolul 16)**

Reprezintă una dintre categoriile de metode destinate caracterizării funcțiilor populațiilor (şi prin acestea a speciilor) precum şi interacțiunile în cadrul comunității. Unii parametri se referă la caracterizarea nişei unei singure populații (indici de amplitudine sau de dimensiune a nişei), alții evaluează suprapunerea nişelor diferitelor sisteme, uneori în funcție de disponibilitatea şi abundența resurselor în mediu. Studiul acestora permite caracterizarea valențelor ecologice ale speciilor, pe de o parte, iar pe de alta oferă informații legate de modul de structurare şi funcționare a comunităților.

3.13. **Biodiversitatea (Capitolul 17)**

Conceptul de biodiversitate s-a dezvoltat ca o relație cantitativă între mulțimea de indivizi şi mulțimea de specii. Are la bază principiile biocenotice fundamentale ale lui Thienemann (1939), care corespund la ceea ce astăzi denumim diversitatea de tip α. Orice comunitate are ca atribut “diversitatea” sau “bogăția” de specii. Aceasta se poate estima în diferite moduri. Pentru început se cere identificarea sistematică a subiecților. Deşi de cele mai multe ori ne referim la relația specii - indivizi, se poate analiza şi diversitatea de genuri, familii, sau - dimpotrivă - subspecii, forme ecologice etc. Multe formule presupun că toate speciile au o importanță egală. Există posibilitatea de a le diferența pe clase de importanță după diferite criterii (abundență, dominanță, AD, biomasă etc.). Cu toată larga răspândire a conceptului de biodiversitate, trebuie înțeles faptul că sunt extrem de puține cercetări care au determinat acest atribut pentru o întreagă biocenoză. De cele mai multe ori ne rezumăm numai la o arie şi o comunitate: vorbim de o diversitate a păsărilor, a mamiferelor, a plantelor superioare, a bentosului, a planctonului etc. Diversitatea α se poate estima atât în ceea ce priveşte bogăția în specii, cât şi modul în care indivizii sunt distribuiți pe acestea (heterogenitatea). În cadrul capitolului dedicat acestui domeniu, vom defini şi evalua şi alte moduri de exprimare a diversității ecologice (de exemplu analiza modificării diversității de-a lungul unui gradient - β, sau diversitatea γ - a unei regiuni geografice mai mari). La nivel intraspecific putem distinge o diversitate genetică, iar la polul opus se poate defini o diversitate etno-socio-culturală, atribut al societății umane.

3.14. **Analiza de asociere (Capitolul 18)**

Parametrii de asociere evaluează din punct de vedere probabilistic dacă distribuția sau prezența unei specii influențează prezența altei specii din cadrul aceleiaşi comunități. În multe studii este benefic să cunoaştem gradul de asociere al speciilor în analizele sinecologice. Acesta poate fi pozitiv (prezența unei specii implică şi prezența altora) dacă speciile prezintă necesități similare față de condițiile de mediu şi/sau există relații afine sau trofice. De asemenea, poate fi negativ (prezența unei specii implică absența alteia/altora) dacă speciile necesită condiții diferite de mediu, sunt competitive sau se exclud reciproc. Prin urmare, un studiu de asociere poate fi aplicat pentru evaluarea relațiilor interspecifice, a valențelor ecologice, necesităților față de mediu a diferitelor populații, sau ca un pas premergător pentru identificarea şi delimitarea asociațiilor.

3.15. **Analiza de similitudine (Capitolul 19)**

Include metode care permit compararea diferitelor comunități între ele, sau urmăresc variațiile în timp şi spațiu ale structurii unei comunități particulare. În această clasă includem indici calitativi (care compară fondurile de specii, sau structura taxonomică a diferitelor comunități) şi cantitativi (care consideră şi abundențele acestora). De asemenea se introduce noțiunea de distanță şi posibilitatea comparării pe baze multicriteriale a sistemelor ecologice.

3.16. **Ordonarea şi clasificarea sistemelor ecologice (Capitolul 20)**

Tehnicile de statistică matematică au fost folosite pentru a elimina subiectivismul în descrierea şi compararea comunităților.

Ordonarea înseamnă, de exemplu, plasarea comunităților într-un grafic astfel încât cele cu structuri sau funcții mai asemănătoare să fie mai apropiate unele de altele, iar cele mai diferite să fie amplasate mai departe. Tehnicile de ordonare permit mai mult decât simpla comparare a comunităților. Este evident faptul că în condiții similare apar comunități asemănătoare, deci ecologul poate caracteriza mediul prin modul în care se combină comunitățile şi poate prognoza evoluția acestuia.

Clasificarea presupune gruparea obiectelor (populații, comunități etc.) similare pe baza înrudirii sau a asemănării dintre ele. Una dintre tehnicile de evidențiere a relațiilor sau asemănării dintre sistemele ecologice sunt reprezentările grafice tip dendrograme.

Alte tehnici statistice multivariate aplicate în ecologie se învață la disciplina de modelare, care se va preda la cursurile de masterat.

3.17. **Productivitatea şi indicii energetici (Capitolele 21 şi 22)**

Sunt parametri care descriu şi caracterizează performanțele diferitelor populații sau comunități de a converti, partiționa şi transmite materia şi energia. În acest volum am inclus câteva metode de evaluare a unor parametri ai fluxului energetic precum şi a eficiențelor energetice.

Abordarea ecosistemului ca un imens transformator energetic a fost realizată de Lindeman (1942). Acesta a demonstrat faptul conform căruia cantitatea de energie care ajunge la fiecare nivel trofic depinde în primul rând de producția primară netă (PPN) şi de eficiența cu care producătorii primari convertesc energia radiantă în biomasă. Extinzând aceste constatări la scara întregului sistem, a modelat fluxul şi randamentul energetic în asociere cu conceptele de productivitate şi eficiențe ecologice ale fiecărui nivel.

Orice raport a cel puțin doi parametri ai fluxului energetic care descriu conversia, acumularea, partiționarea sau transferul de energie la nivel de organizare supraindividual, poartă denumirea de eficiență energetică ecologică, sau mai simplu: **eficiență ecologică (EE)**. Vorbim de **eficiențe de transfer** când raportăm parametri unor niveluri trofice succesive şi **eficiențe de conversie şi utilizare** când aceste randamente sunt calculate în interiorul unui anumit nivel trofic. În capitolele 21 şi 22 vom analiza diferite metode pentru evaluarea producției şi a parametrilor energetici ai sistemelor ecologice.

Fără îndoială această prezentare succintă a categoriilor de parametri ecologici cantitativi ar putea continua. În afară de cei expuşi mai sus există o sumedenie de indici cu aplicare mai redusă, dintre care unii vor fi descrişi la trecerea în revistă a metodelor particulare iar alții vor fi studiați în cadrul altor discipline (hidrobiologie, fitocenologie, ecofiziologie etc.). Un volum care ar încerca să descrie şi să caracterizeze toți indicii sau parametrii care sunt utilizați în ecologie, nu ar mai avea spațiu să trateze şi altceva. Prezentarea unei colecții de formule nu este obiectivul prezentei lucrări. Important nu este să calculăm cât mai mulți indici ci să ştim care parametri, prin ce metodă, cum şi când trebuie determinați sau estimați, în vederea atingerii obiectivelor studiului. Iar scopul final este să ştim cum să obținem, interpretăm, explicăm şi valorificăm rezultatele.

4. OBȚINEREA DATELOR ECOLOGICE PRIMARE. TEHNICI DE CAPTURĂ, COLECTARE ŞI CONSERVARE

Studiile de ecologie cuprind în majoritatea lor trei etape principale: de teren, laborator şi de prelucrare, respectiv interpretare a datelor. Etapa de teren se desfăşoară în natură şi constă în ansamblul tehnicilor şi metodelor utilizate pentru obținerea de probe, efectuarea de observații privind sistemul supraindividual investigat, date despre mediul acestuia etc. Etapa de laborator presupune prelucrarea probelor colectate din teren (triere, determinare, măsurare sau cântărire, efectuare de prelucrări suplimentare dacă este cazul). În cadrul acestei etape se efectuează uneori şi o serie de experiențe (mai ales în studiile de ecofiziologie sau ecotoxicologie). Datele primare sunt prelucrate, descrise sub forma unor sinteze, analizate, interpretate, se testează ipotezele, se elaborează concluziile şi acestea sunt raportate.

În cadrul acestui capitol ne vom ocupa cu descrierea principalelor tehnici de colectare a probelor şi conservare a materialului biologic. Prelucrarea datelor face obiectul a numeroase alte capitole care vor urma, iar experiențele de laborator sunt mai puțin abordate, acestea făcând obiectul unor discipline complementare. În majoritatea studiilor privind comunitățile vegetale, vertebrate şi alte grupe, etapa de laborator poate lipsi în întregime, toate rezultatele primare fiind obținute din teren. De exemplu, în cercetările fitocenologice datele se obțin prin efectuarea releveelor fitocenologice (suprafețe de teren din care se notează toate speciile de plante prezente, valorile de abundență-dominanță relativă), colectându-se doar acele exemplare care nu pot fi determinate cu precizie pe teren. Chiar dacă obiectivele cercetării implică captura animalelor (frecvent la moluşte mari, paseriforme, chiroptere, mamifere tericole mici), acestea pot fi determinate, măsurate, cântărite, marcate etc. în teren, fiind apoi eliberate. Specialistul poate obține multe alte informații despre aceste viețuitoare, cum ar fi vârsta, sexul, microhabitatul din care au fost capturate şi altele. În cazul multor tetrapode (păsări, amfibieni, reptile, mamifere mari), studiile pot să nu necesite captura acestora, informațiile obținându-se în teren, prin observații vizuale sau pe bază auditivă. Majoritatea grupelor de nevertebrate nu se pot însă determina pe teren, acestea trebuie capturate sau colectate, conservate şi studiate în laborator. Viețuitoarele de talie mică se determină la stereobinocular sau microscop, fiecare grup având un ansamblu de caractere taxonomice distinctive a căror cunoaştere defineşte specialiştii diferitelor grupe.

Materialele colectate în teren se păstrează în cadrul colecţiilor ştiinţifice. Acestea se realizează însă în spiritul respectului faţă de etica profesională, nu se sacrifică decât un număr redus de exemplare din fiecare specie şi arie investigată, rar sau deloc dacă aparţin speciilor ocrotite sau periclitate. Nu este deontologic nici să omorâm animale cunoscute sau care pot fi determinate pe teren. Studenţii şi elevii pot studia vieţuitoarele direct în natură, fără a sacrifica în mod inutil animale sau plante sălbatice. Însă, cei care se specializează în grupe care se determină în condiţii de laborator, sau care fac obiectul unor prelucrări speciale, au datoria de a alcătui şi întreţine o colecţie ştiinţifică. Indivizii sunt păstraţi separat pe specii şi arii (zone, staţii) de colectare, având câte o etichetă pe care este indicată specia, locul şi data colectării, eventual şi alte informaţii. În mod necesar informaţiile din etichete şi toate cele suplimentare sunt trecute într-un catalog al colecţiei, unde fiecare serie (adică număr oarecare de indivizi conspecifici colectaţi dintr-un anumit loc, la o anumită dată) primeşte un număr de ordine (sau de inventar). În cazul în care cel care a colectat nu coincide cu cel care a determinat prima dată materialul, aceasta se indică prin abrevierile: leg. = colectat de ..., şi det. = determinat de ... Materialele colecţiilor fac adesea obiectul unor revizii sistematice de către cel care a alcătuit colecţia sau de alţi specialişti. Niciodată nu se înlocuieşte eticheta originală şi nici celelalte care s-au adăugat (eventual) de-a lungul timpului. Fiecare revizor adaugă eticheta proprie cu numele actualizat adecvat perioadei respective, fără a elimina rezultatele muncii predecesorilor. Majoritatea colecţiilor se păstrează în cadrul muzeelor (sau a secţiilor) de ştiinţe ale naturii, fiind sarcina muzeografilor menţinerea acestora pentru posteritate.

4.1. Fixarea şi conservarea materialului

Din multe motive (etice şi ştiinţifice) este recomandată metodologia care nu implică sacrificarea vieţuitoarelor şi deranjarea habitatului. Multe grupe de vieţuitoare însă, din cauza taliei foarte mici sau a faptului că determinarea speciilor se face pe baza unor caractere deloc evidente, implică analiza materialului biologic în laborator. În studiul acestor comunităţi este necesară colectarea de probe şi fixarea lor în vederea prelucrării ulterioare. Prin fixarea organismelor colectate se păstrează caracterele morfologice şi anatomice, astfel încât să permită determinarea speciilor cărora le aparţin şi efectuarea de investigaţii variate ulterioare. Pentru menţinerea vieţuitoarelor în cadrul colecţiilor ştiinţifice, materialul trebuie conservat. Cel mai frecvent folosite soluţii pentru fixarea şi conservarea materialului biologic sunt: **soluţia de formaldehidă** 4 - 5% (formol) (eventual tamponată cu carbonat de sodiu); **alcoolul etilic** 80% (concentraţia variază în funcţie de grup şi scopul investigaţiei: 70% în cazul pisidiilor, 80% pentru analizele genetice); **lichidul glicerinat** (alcool etilic 95-96% - 1/3 + glicerină pură - 1/3 + apă distilată -

1/3); **soluția** Lugol (2 g KI + 1 g I + 200 ml apă distilată, cu posibilitatea adăugării a aproximativ 20 ml acid acetic glacial).

Pentru fixarea majorității grupelor se folosește formaldehida 5%. Animalele cu cochilie calcaroasă sunt fixate în formaldehidă 4% tamponată, sau direct în alcool, pentru a împiedica dizolvarea cochiliei. În cazul celenteratelor înainte de fixare se face anestezierea animalelor cu soluție de clorură de magneziu 7%, în caz contrar acestea se pot contracta puternic la introducerea în fixator, astfel încât caracterele de identificare nu mai sunt vizibile. Miriapodele, insectele, araneele şi acarienii se fixează în alcool 80% (unele insecte în eter etilic - odonatele, ortopterele, lepidopterele, coleopterele), în timp ce gastropodele terestre se fixează în apă fierbinte. Pentru conservare se foloseşte de obicei alcool 80%. Anelidele, crustaceele acvatice, celenteratele, briozoarele, bivalvele mari pot fi conservate în formaldehidă 4-5% tamponată. Insectele cu corpul bine chitinizat se pot păstra congelate, iar altele (lepidoptere, coleoptere, diptere, himenoptere, dermaptere etc.) în stare uscată. Cochiliile gastropodelor precum şi valvele scoicilor se păstrează de asemenea uscate în colecțiile conchologice, dar este recomandat ca în paralel să existe şi o colecție în alcool pentru investigații genetice şi anatomice ulterioare. Tetrapodele se pot împăia, mamiferele şi păsările putându-se păstra şi sub formă de balguri.

Dezavantajul utilizării formolului pentru fixarea şi/sau conservarea materialului biologic constă în faptul că acesta degradează moleculele de ADN, astfel încât materialul respectiv nu va putea fi utlizat pentru analize genetice.

4.2. Colectarea materialului biologic

Uneori organismele pot fi extrase direct din mediu (acestea sunt denumite în general tehnici de captură, valabile mai ales la indivizii aparținând speciilor evidente sau de talie mai mare), alteori (mai ales viețuitoarele mici) se extrag împreună cu o anumită cantitate din mediul în care trăiesc (tehnici de colectare).

Numeroasele metode şi aparaturi de colectare ale viețuitoarelor se aleg în funcție de talia organismelor, a mediului şi modului de viață, a tipului de habitat ocupat, dar şi de timpul şi resursele financiare, respectiv umane disponibile. Obiectivele studiului, respectiv parametrii ecologici cantitativi care vor fi evaluați, pot determina alegerea tehnicii şi a metodei de investigație.

În continuare prezentăm cele mai folosite tehnici de colectare a probelor pentru principalele comunități vegetale şi animale din diverse medii de viață.

4.2.1. Microfitele (alge microscopice)

Algele de pe scoarța plantelor terestre, pietre şi sol - se recoltează prin răzuirea lor de pe substrat cu ajutorul unui cuțit iar materialul rezultat se ambalează în plicuri. Pentru studiul cantitativ algele se recoltează de pe o suprafață prestabilită (1-4 cm^2).

Algele din perifiton şi biotecton - se colectează fie împreună cu planta substrat, fie prin răzuire cu un ac spatulat. Pentru obținerea datelor cantitative se delimitează o suprafață de 1-10 cm^2 şi se raclează tot biotectonul, care se trece într-o cantitate cunoscută de lichid (apă cu conservant), după care se agită pentru obținerea unei suspensii omogene. Din aceasta se prelevează un volum determinat cu o pipetă gradată şi sub microscop se face determinarea speciilor, concomitent cu numărarea exemplarelor. Cunoscându-se volumul de lichid analizat se poate estima densitatea.

Un alt procedeu pentru studiul acestor comunităților perifitice constă în acoperirea perifitonului cu o peliculă de colodiu, care după întărire se desprinde de pe suport. Din ea se decupează o suprafață determinată şi se analizează integral la microscop, determinându-se speciile şi numărându-se în mod direct exemplarele. Metoda are inconvenientul dizolvării clorofilei de către colodiu.

În cazul în care se urmăreşte structura comunităților perifitice indiferent de tipul de substrat, se foloseşte imersionarea unor lame sau lamele de sticlă pentru aproximativ 10 zile, după care se scot şi se analizează la microscop. Numărarea lor se face prin utilizarea unui micrometru-rețea, obținându-se estimări ale densității.

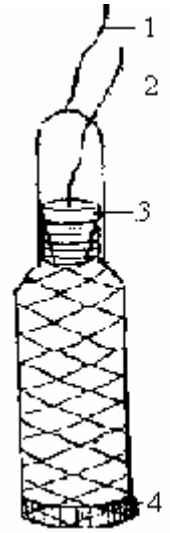


Fig. 4.1. Sticlă batimetrică (reproducere după Pârvu, 1981). 1 - sfoară sau sârmă gradată metric; 2 - sfoară pentru ridicarea dopului; 3 - dop metalic cu garnitură de cauciuc; 4 - rondea metalică.

Algele planctonice se recoltează prin prelevarea unei anumite cantități de apă într-un recipient steril. În cadrul bazinului acvatic se aleg mai multe stații se colectare, astfel încât să se surprindă toate aspectele comunităților fitoplanctonice. De asemenea, colectarea se poate face şi pe verticală, de la diferite adâncimi, apa fiind extrasă cu o sticlă batimetrică (fig. 4.1) sau cu o butelie de tip Ruttner sau Nansen. Dacă densitatea comunității fitoplanctonice este mică, se poate filtra o cantitate mai mari de apă cu ajutorul fileului planctonic. În studiile de dinamică a comunităților fitoplanctonice se recoltează probe periodic, lunar sau sezonier, uneori în perioade diferite ale zilei. Fiecare probă se depozitează într-un flacon separat, de preferință din plastic, cu dop etanş, se fixează cu soluție de formol 4% şi se etichetează. Etichetele se scriu cu creionul pe hârtie de calc şi cuprind data (şi ora, în cazul studiilor de dinamică diurnă), locul de colectare, codul stației şi numărul curent al probei (dacă se colectează mai multe din aceeaşi stație).

În laborator, flaconul se agită, luându-se apoi un volum oarecare cu o pipetă gradată, din care se trece pe lama microscopică o picătură căreia i se calculează (prin diferență) volumul (în general 0.03-0.05 cm^3). Se determină speciile şi se numără exemplarele, extrapolându-se apoi la m^3 (sau alte unități).

Pentru studiul cantitativ global al planctonului se folosesc aparate numite planctonmetre, care constau într-un tub cu electrozi care înregistrează modificările de impedanță electrică cauzate de corpurile care trec printre ei. În acest fel se poate estima atât numărul cât şi dimensiunea organismelor care trec prin tub, fără a se putea face însă determinarea lor sistematică.

Algele bentice (microfitobentosul) se colectează cu ajutorul bodengreiferului sau al microfitobentometrului. Principiul metodei constă în decuparea unei cantități determinate de substrat cu algele pe care le conține.

Bodengreiferul este coborât în apă cu gura deschisă şi ajuns la fundul apei se acționează închiderea cupelor, aparatul decupând o anumită cantitate de material bentic, care este adusă la suprafață. Materialul se trece printr-un set de site suprapuse, dintre care ultima este foarte deasă (cu ochiuri de 0.04 mm), care reține algele bentale. Materialul bentic colectat se depozitează în flacoane şi se conservă în formol 4%. Pentru determinările cantitative se foloseşte aceeaşi metodologie ca în cazul probelor planctonice, după ce materialul se diluează cu un volum cunoscut de apă distilată.

Algele macroscopice

Se colectează prin desprinderea lor manuală de pe substrat. Se conservă prin uscare şi presare.

4.2.2. Lichenii şi muşchii

Se colectează prin desprinderea de pe substrat cu ajutorul unui cuțit sau, în cazul lichenilor, cu dalta şi ciocanul, împreună cu o cantitate mică de substrat, având grijă ca marginea talului şi fructificațiile să nu se deterioreze, acestea fiind criterii taxonomice. Probele obținute se ambalează în pliculețe şi se usucă la temperatura laboratorului sau în termostat. Muşchii uscați, prin introducere în apă îşi recapătă turgescența, putând fi studiați la stereobinocular la mult timp după recoltare.

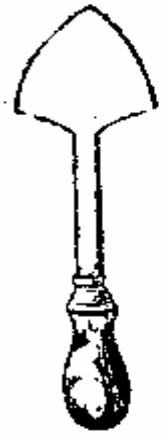


Fig. 4.2. Deplantator (după Pârvu, 1981)

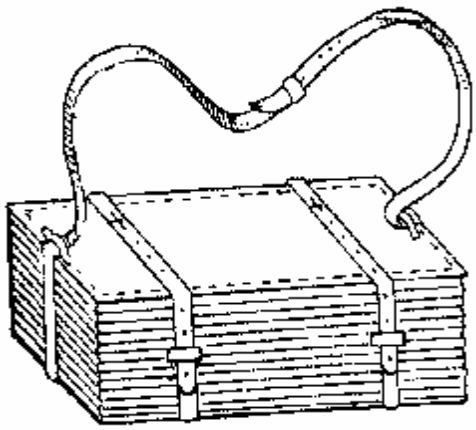


Fig. 4.3. Presă de teren (după Pârvu, 1981)

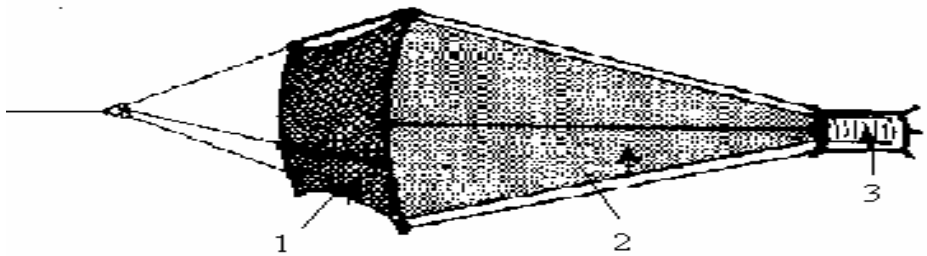
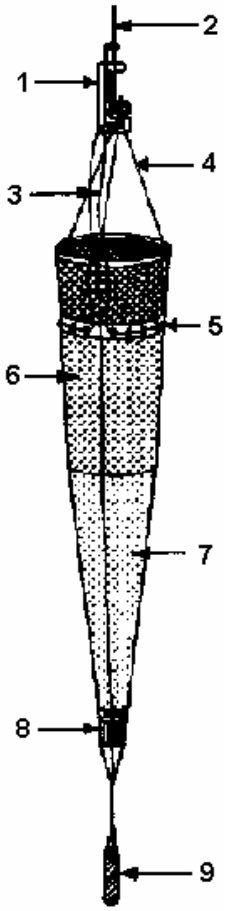


Fig. 4.4. Fileu planctonic (reproducere după Tait şi Dipper, 1998). 1 - manşon de pânză; 2 - sită cu ochiuri foarte mici, 3 - tub colector



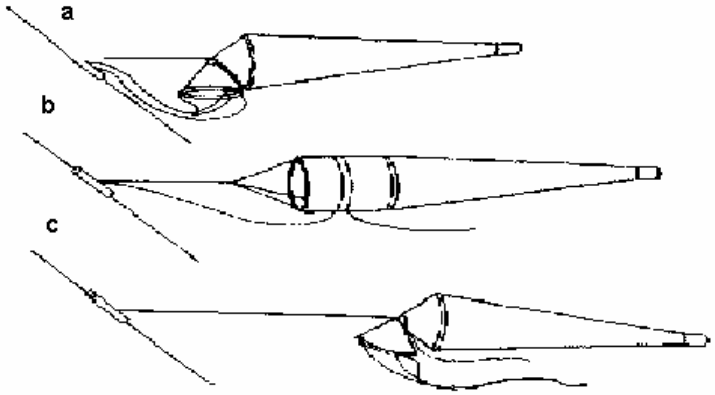


Fig. 4.5. Filtrarea apei la adâncime cu fileul Nansen (reproducere după Tait şi Dipper, 1998). a - fileul este coborât cu gura închisă; b - fileul este deschis şi tractat după ambarcaţiune; c - fileul este închis din nou şi scos la suprafaţă

Fig. 4.6. Fileul de adâncime Nansen (după Tait şi Dipper, 1998). 1 - detaşarea prin mesager a cablului de amaraj, transferând greutatea fileului la regulator; 2 - cablu; 3 - regulator; 4 - cablu de amaraj; 5 - manşon de pânză cu sfoară pentru închiderea fileului; 6 - sită grosieră; 7 - sită fină; 8 - tub colector; 9 - greutate

4.2.3. Micromicetele

Se colectează împreună cu o parte din substrat. Se conservă prin uscare, în plicuri. Pentru studiul sporilor se folosesc cutii Petri cu medii de cultură adecvate, care se expun o perioadă variabilă în zona de interes. Culturile rezultate se examinează la stereobinocular sau microscop.

4.2.4. Macromicetele

Se culeg manual în perioada maturării sporilor, conservarea făcându-se prin uscare la temperatura camerei, în termostat sau în nisip.

4.2.5. Cormofitele

Dacă este necesară sacrificarea unei plante, colectarea se face în întregime, sau, dacă nu este posibil, din cauza sezonului sau a dimensiunilor, prin recoltarea numai unor părți de organe, (tulpină cu frunze, ramuri cu frunze şi flori, fructe, rădăcini, bucăți de tulpină etc.). Scoaterea plantei din pământ se face prin săparea în jurul ei cu deplantatorul (fig. 4.2), fără a vătăma organele subterane. Plantele se aşează în presa de teren (fig. 4.3), se transportă în laborator unde se determină şi se pun la presat şi uscat.

4.2.6. Comunități de nevertebrate acvatice

Zooplanctonul se colectează cu ajutorul fileului planctonic (fig. 4.4).

Pentru studiile cantitative se filtrează un volum cunoscut de apă (de obicei 100 - 200 l). Pentru analiza distribuției pe verticală, se folosesc filee de adâncime (fig. 4.5 şi 4.6), iar pentru obținerea datelor cantitative, colectoare planctonice de viteză dotate cu debitmetru (fig. 4.7).

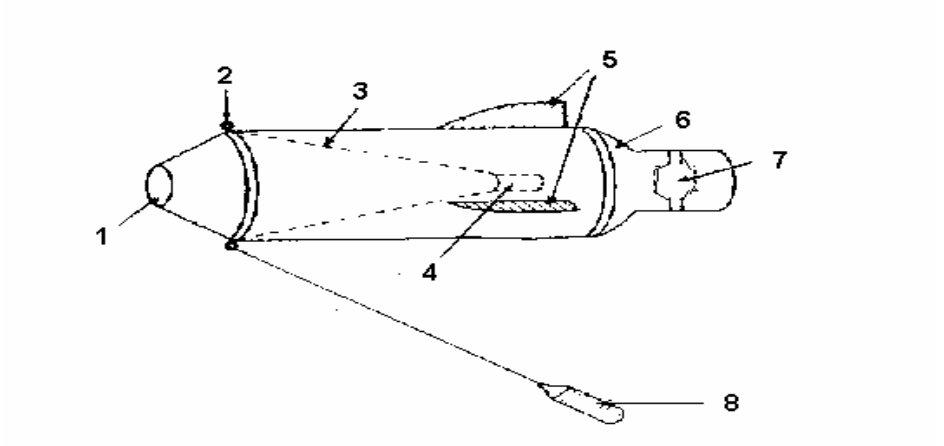


Fig. 4.7. Colector continuu de plancton de tip Gulf III (reproducere după Tait şi Dipper, 1998). 1 - deschidere; 2 - linia cablului; 3 - sită fină; 4 - tub colector; 5 - aripi stabilizatoare; 6 - deschidere spre secțiunea posterioară; 7 - debitmetru; 8 - greutate.

Neustonul (comunitatea de viețuitoare legată de interfața aer-apă) - se recoltează folosind un fileu cu deschiderea îngustă, susținut de flotori care să nu permită scufundarea.

Zoobentosul (comunitatea de animale care trăiesc în sau pe fundul apei) - tehnicile de colectare variază în funcție de talia organismelor investigate. Se poate utiliza draga târâtoare (fig. 4.8). Aceasta este prevăzută cu un cadru rezistent, care poate fi precedat de dispozitive speciale care "greblează" sedimentele, scoțând la suprafață organismele îngropate la 5-10 cm. Această tehnică se poate aplica numai în cazul unui substrat relativ moale (nisip, detritus, mâl).

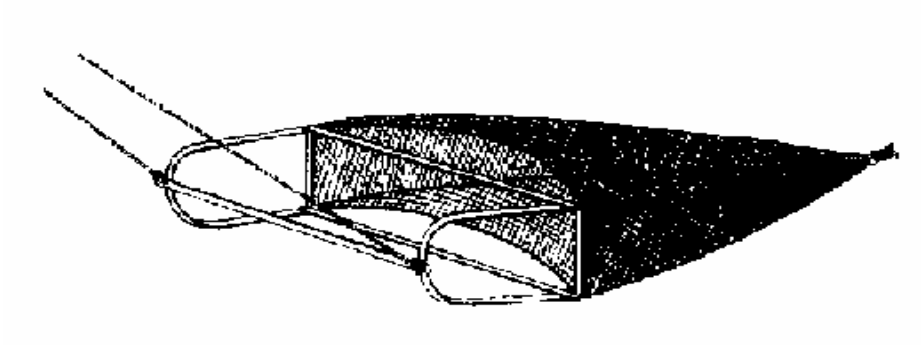


Fig. 4.8. Dragă (reproducere după Tait şi Dipper, 1998)

Foarte frecvent folosită şi uşor de aplicat în ape mici este tehnica de colectare calitativă cu ajutorul unei site a cărei ochiuri variază în funcție de talia organismelor investigate. Se poate aplica în cazul substraturilor mâloase, nisipoase sau acoperite cu vegetație submersă. Extragerea animalelor din sită se face cu penseta, după ce sedimentul a fost spălat. Pentru obținerea de date cantitative se delimitează cu ajutorul unor țăruşi o suprafață determinată (de obicei nu mai mult de 20 / 20 cm), de pe care se sitează întregul sediment, extrăgându-se toate animalele de interes. În cazul scoicilor de talie mare se poate folosi o rețea pătratică, formată din tije de metal legate prin sfoară, acestea delimitând suprafețe de câte 0.25 - 1m^2, din care animalele se extrag manual.

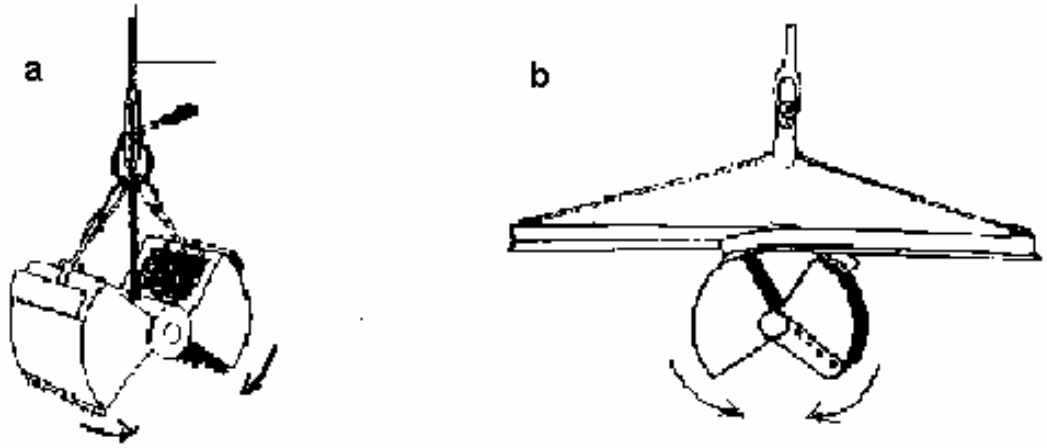
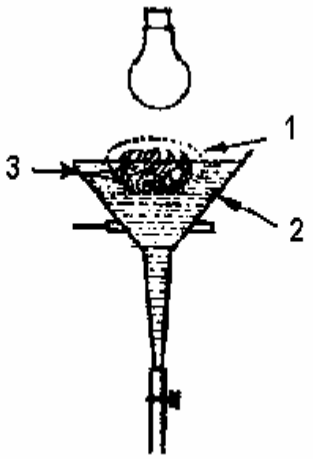


Fig. 4. 9. Bodengreifere a. tip Petersen b. van Veen (după Tait şi Dipper, 1998)

Pentru nevertebratele de talie mică de pe substrat alcătuit predominant din nisip şi mâl, se folosesc colectoarele de tip bodengreifer (fig. 4.9), de volume diferite, care preiau în întregime sedimentele de pe o anumită suprafaţă. În cazul investigării meiobentosului, probele de sediment se introduc în flacoane fără a se fixa, se etichetează şi se transportă în laborator, unde are loc cât mai rapid extragerea organismelor din sediment. Acestea, datorită taliei mici şi a fragilităţii lor, nu se pot tria sub stereobinocular, folosind-se o serie de tehnici speciale.

Pâlnia Baerman (fig. 4.10) este o pâlnie largă de sticlă, prevăzută cu o sită metalică, deasupra căreia se pune proba legată în tifon. Pâlnia se umple apoi cu apă iar la partea inferioară se ataşează un tub de cauciuc cu o clemă. Deasupra pâlniei se montează un bec puternic care determină migrarea organismelor prin sită în gâtul pâlniei. După un timp, prin deschiderea clemei, materialul poate fi strâns în flacon şi fixat. Extractorul cu nisip (fig. 4.11) este un vas pe fundul căruia se aşează proba de bentos. Deasupra se pune o sită fină pe care se toarnă un strat de nisip. Vasul se umple apoi cu apă, animalele migrând după un timp din probă în nisip. Astfel se pot separa din probă celenterate, turbelariate, nematode, larve de insecte, crustacee mărunte, acarieni şi altele. Avantajul acestei tehnici constă în faptul că materialul biologic poate fi extras mult mai uşor din nisip. Meiobentosul se poate recolta şi prin folosirea unor cutii speciale care se cufundă în apă şi se lasă un timp suficient pentru a se forma în interiorul lor substrat cu fauna aferentă.



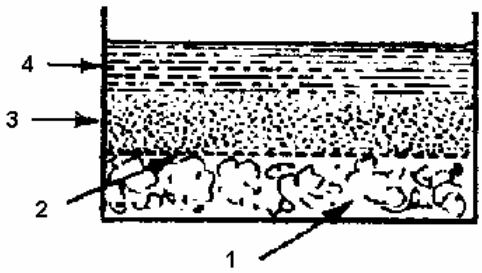


Fig. 4.11. Extractorul cu nisip (reproducere după Gomoiu şi Skolka, 1998). 1 - probă; 2 - sită; 3 - nisip; 4 - apă

Fig. 4.10. Pâlnia Baerman (după Gomoiu şi Skolka, 1998). 1 - probă; 2 - sită; 3 - apă

Pentru organismele de talie mai mare, probele extrase cu bodengreiferul se fixează în formol, iar în laborator se spală şi se triază la stereobinocular. Vieţuitoarele sunt separate iniţial pe grupe taxonomice supraspecifice, în flacoane cu alcool, făcând ulterior obiectul determinării de către diferiţi specialişti. Probele foarte mari sau care conţin grupe deosebit de abundente, se pot lucra pe subprobe. Materialul se omogenizează, după care se extrag câteva subprobe (aproximativ 3/10 din probă), rezultatele fiind apoi extrapolate.

Pentru recoltarea cantitativă a macrozoobentosului din apele curgătoare se foloseşte bentometrul de tip Surber (fig. 4.12).

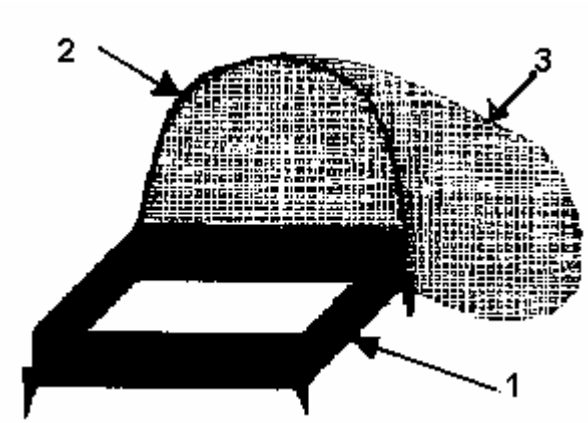


Fig. 4.12. Bentometru tip Surber (după A. Curtean-Bănăduc, 2001). 1 – cadru metalic prevăzut cu picioare ascuțite care fixează aparatul în patul râului; 2 – bandă metalică pentru suportul plasei; 3 – plasă

Acesta se fixează bine în substrat, cu deschiderea plasei orientată în sensul de curgere al apei, se spală toate pietrele din interiorul suprafeței delimitate şi se răscoleşte substratul. Organismele bentonice şi sedimentele fine desprinse din substrat sunt purtate de curent şi se opresc în plasă. Rezultatele obținute se raportează la suprafața delimitată de cadrul metalic (suprafața utilă) şi se extrapolează la metru pătrat.

Un aparat asemănător, folosit de asemenea în ape curgătoare, mai ales în zone cu curent rapid, este conul de colectare (fig. 4.13). După fixarea în substrat se lasă o anumită perioadă (câteva zile). Materialul pătruns în interiorul plasei nu o poate părăsi prin deschizătura din amonte din cauza vitezei curentului. Folosirea acestei tehnici prezintă două dezavantaje față de cea prezentată anterior. În primul rând, se obțin numai date calitative, iar în al doilea rând, în materialul colectat se vor afla şi organisme care fac parte din drift (organisme care sunt purtate de curent).

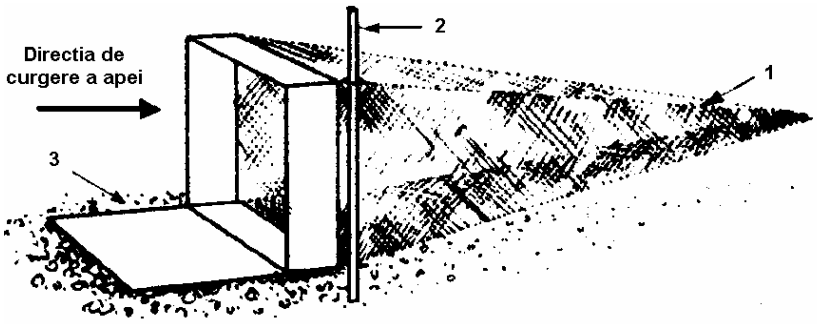


Fig. 4.13. Con de colectare al faunei bentonice (după Gomoiu şi Skolka). 1 - plasă; 2 - tijă de suport; 3 - fundul apei

Fauna care se dezvoltă pe fața inferioară a pietrelor poate fi colectată şi prin instalarea pe fundul râului a unor blocuri de ciment cu suprafață cunoscută, cu suprafața inferioară neregulată pentru a permite fixarea faunei. După un timp blocurile se extrag şi animalele fixate se colectează manual sau prin spălare sub jet.

Driftul - se exprimă sub formă de număr de indivizi raportați la unitatea de timp pentru secțiunea totală a râului (rata de drift) sau pentru un anumit volum de apă (densitatea driftului). În râuri mici şi pâraie se folosesc o serie de plase montate pe rame rectangulare şi ancorate una lângă alta, pe toată lățimea apei. În ape mai mari se poate folosi aparatul Hardy. Acesta constă dintr-un con metalic prevăzut anterior cu un orificiu care se continuă posterior cu un container din plasă. Se ancorează în diferite locuri şi adâncimi ale râului. Întrucât o mare parte a driftului are loc noaptea, probele trebuie prelevate cel puțin o zi întreagă.

O altă tehnică de recoltare a organismelor acvatice este folosirea **capcanelor luminoase**. Pentru fauna planctonică se pot utiliza capcane tip Baylord-Smith (fig. 4.14), compuse dintr-o placă plutitoare care are montată pe fața inferioară, submersă, o sursă luminoasă sub care se fixează o pâlnie de colectare ce se deschide într-un sac de tifon.

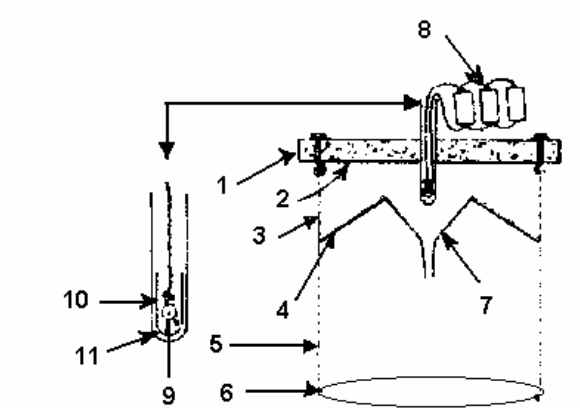


Fig. 4.14. Capcană luminoasă plutitoare de tip Baylord-Smith (după Gomoiu şi Skolka, 2001) 1 - plutitor; 2 - oglindă; 3 - plasă; 4 - tijă suport; 5 - sită fină; 6 - inel de metal; 7 - pâlnie; 8 - baterii; 9 - bec; 10 - filtru galben 11 - filtru albastru

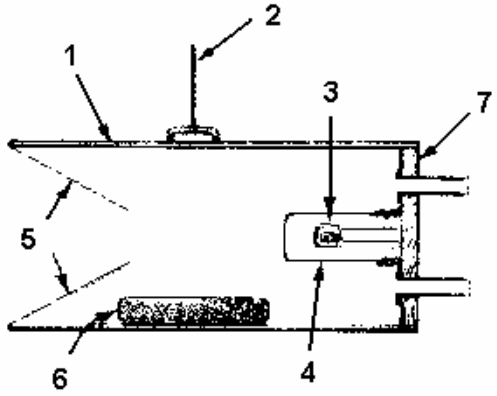


Fig. 4. 15. Capcană luminoasă subacvatică tip Hungerford (după Gomoiu şi Skolka, 2001) 1 - cutie metalică; 2 - cablu de susținere; 3 - sursă de lumină; 4 - tub de protecție; 5 - sită fină; 6 - greutate de ghidaj; 7 - capac de lemn

Pentru organismele bentonice se folosesc şi capcane Hungerford (fig. 4.15). Animalele atrase de lumină pătrund în interior şi nu reuşesc să iasă din cauza pâlniei de colectare.

4.2.7. Nevertebratele din sol

Protozoarele - se colectează cu o probă de sol de la adâncimea dorită, se introduce într-o cutie Petri şi se acoperă cu apă distilată. Se agită şi apoi se acoperă cu o placă de sticlă. Se ține la întuneric iar a doua zi se recoltează cu o pipetă pojghița formată la suprafață, făcându-se preparate microscopice.

Anelidele - pot fi investigate cantitativ prin prelevarea de probe de sol cu aparatul Zicsi (fig. 4.16). Acestea se aşează pe o folie de plastic şi se sfărâmă cu mâna, extrăgându-se animalele care se numără şi se cântăresc. Organismele mai pot fi forțate să iasă la suprafața solului turnând o soluție de permanganat de potasiu sau clorură de mercur pe o suprafață stabilită sau prin descărcare de curent electric.

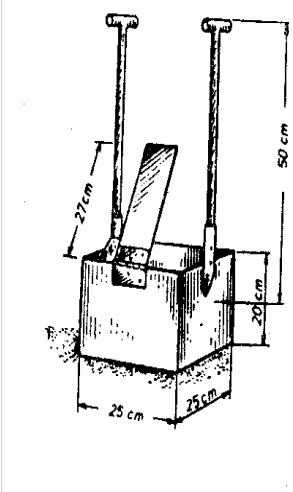


Fig. 4.16. Aparat Zicsi pentru extras probe de sol (după C. Pîrvu, 1981)

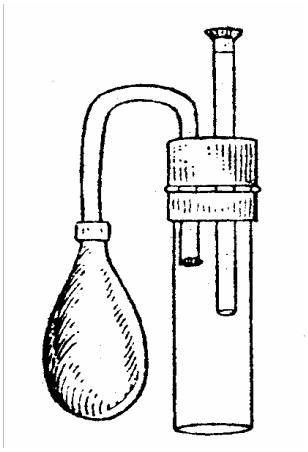


Fig. 4.17. Exhaustor pentru capturarea artropodelor (după C. Pîrvu, 1981)

Aceste metode pot fi aplicate şi pentru alte nevertebrate din sol, cum ar fi moluştele, hirudineele sau diferite larve de insecte.

4.2.8. Nevertebratele de sub pietre şi trunchiuri

Pentru captura animalelor foarte mobile se foloseşte exhaustorul (fig. 4.17), cu care acestea se absorb după ridicarea pietrelor sau a trunchiurilor. Organismele mai puțin mobile se colectează cu o pensulă fină de pe fața inferioară a pietrelor, sau se culeg cu pensa.

4.2.9. **Nevertebratele din litieră**

Cea mai uzuală tehnică de colectare a nevertebratelor vagile de la nivelul solului şi din litieră (mai ales insecte) o constituie folosirea capcanelor Barber (fig. 4.18). Acestea sunt nişte recipiente de sticlă sau plastic, cu diametrul gurii de 5-10 cm, care se îngroapă în pământ astfel încât suprafața de deschidere a vasului să fie razantă cu suprafața solului. Deasupra capcanelor se instalează un acoperiş cu 4-6 cm mai mare, pentru a evita umplerea lor cu apa din precipitații. Se instalează mai multe capcane într-un habitat, fie în rețea, la distanțe 1-2 m între ele, fie în locuri cu activitate maximă.

Dacă se urmăreşte observarea şi nu colectarea organismelor, capcanele se instalează goale sau cu momeală (fructe în descompunere, bucăţi de carne, bălegar etc.) şi se verifică de mai multe ori pe zi. Dacă se urmăreşte colectarea indivizilor în vederea determinării, capcanele se umplu până la jumătate cu lichid conservant (formol, glicerină sau soluţie salină), iar verificarea lor se face periodic.

O altă tehnică de studiu al faunei din litieră constă în decuparea şi recoltarea unei mici suprafeţe. Se aplică pe litieră o ramă metalică pătrată cu marginile ascuţite, cu laturile de 20-30 cm şi înălţimea de 10-20 cm. Se apasă pe ramă astfel încât aceasta să taie în profunzime frunzarul până la sol. Din interior se colectează tot stratul de frunze şi se depozitează în pungi de plastic, care se etichetează şi se leagă. În laborator materialul se separă în aparatul Tulgren (fig. 4.19).

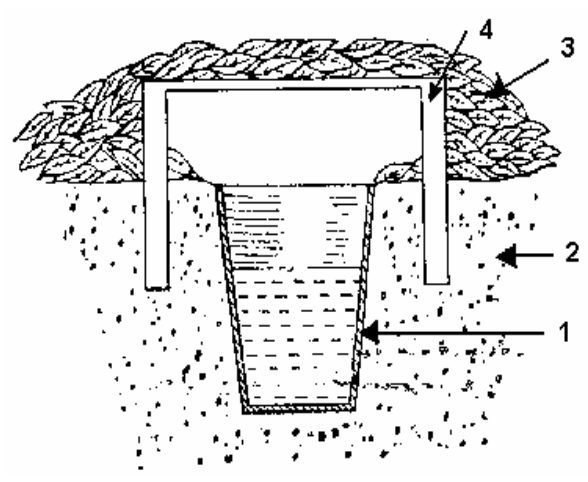


Fig. 4.18. Capcană Barber (după Pârvu, 1981). 1 - recipient; 2 - sol; 3 - litieră; 4 - acoperiş

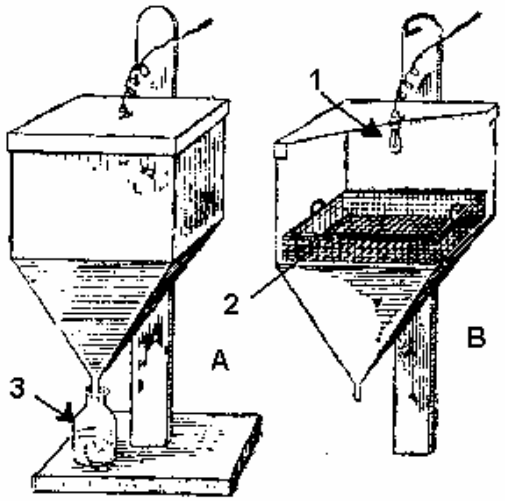


Fig. 4.19. Aparat Tulgren (după Pârvu, 1981) A - vedere laterală; B - secţiune diagonală. 1 - bec; 2 - sită; 3 - recipient de colectare

Acesta este un paralelipiped din tablă, cu un bec fixat în partea superioară şi un coş de sârmă la bază, sub care se află o pâlnie ce se deschide într-un tub colector. Probele colectate se pun în aparat şi după închiderea capacului se aprinde becul. Frunzarul începe să se usuce şi în câteva ore animalele trec prin sită, fiind prinse în tubul colector. De aici ele sunt triate şi determinate. Cunoscându-se suprafaţa de pe care a fost colectată litiera se poate estima densitatea.

Nevertebratele puţin mobile din frunzar se pot colecta direct, sau prin prelevarea întregului material de pe o suprafaţă cunoscută şi trierea sub lupă.

4.2.10. Nevertebratele din stratul ierbos

Studii cantitative se pot efectua prin folosirea unui cilindru cu capac, prevăzut în partea superioară cu un orificiu astupat cu un dop (fig. 4.20).

Cilindrul se amplasează cu partea deschisă deasupra unei anumite suprafețe de teren cu strat ierbos şi prin orificiu se introduc câțiva cm^3 de bisulfit de carbon, formol sau eter, după care se astupă cu un dop. Organismele se colectează manual.

Pentru insectele şi araneele intens fotofile se poate utiliza cortul entomologic (fig. 4.21) format dintr-un cadru de tablă de aluminiu prevăzut cu țăruşi care se înfig în sol. Acest cadru se acoperă cu un cort de tifon în vârful căruia se montează paharul de colectare. Tifonul se acoperă cu pânză neagră, rămânând vizibil doar paharul de colectare. După 15-30 minute insectele se strâng în paharul care ulterior se detaşează.

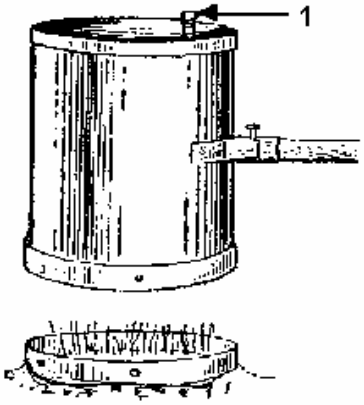


Fig. 4.20. Cilindru pentru capturarea nevertebratelor din stratul ierbos (după Pârvu, 1981). 1 - dop

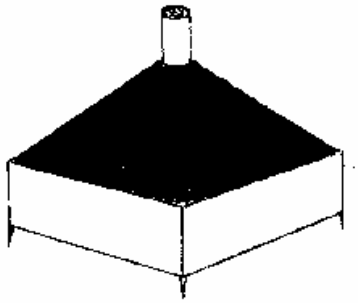


Fig. 4.21. Cort entomologic (după Gomoiu şi Skolka, 2001)

În vederea studiilor faunistice, mai ales când stratul ierbos este înalt, se foloseşte fileul entomologic (fig. 4.22). Pentru exprimarea cantitativă a datelor obținute se raportează numărul de indivizi capturați la numărul de cosiri (treceri ale fileului prin vegetație).

4..2.11. Nevertebratele din coronament şi din stratul de arbuşti

Există mai multe tehnici frecvent folosite pentru studiile faunistice. Colectarea cu fileul umbrelă sau cu fileul pătrat (fig. 4.23) presupune scuturarea crengilor. Unele animale aflate în frunzişul acestora vor cădea pe fileul ținut dedesubt şi se vor strânge în tubul colector. Pe etichetă se menționează pe lângă alte date şi specia lemnoasă de pe care s-a făcut colectarea.

Metodele chimice constau în pulverizarea unor substanțe (insecticide sau narcotice) în coronament, sub care se întind prelate de plastic. După 10-20 minute plantele se scutură şi materialul căzut se colectează.

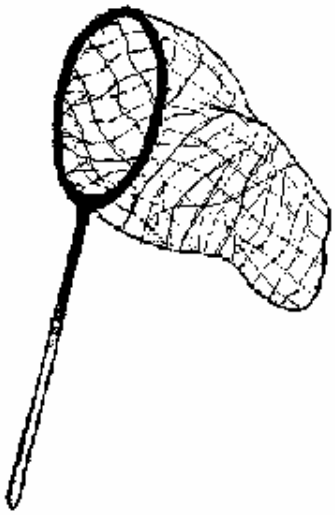


Fig. 4.22. Fileu entomologic

Studiul cantitativ al acestor comunități se face folosind pentru colectare fileul de ramură (fig. 4.24). Acesta se introduce pe ramură foarte uşor, pentru a nu deranja animalele din frunziş. Fileul se închide prin legarea lui cu sfoară, ramura se taie de la bază şi se duce în laborator, unde se pulverizează cu formol şi după 2-3 ore se deschide, se scoate ramura şi se colectează animalele din interior. Aproximându-se volumul ramurii, se pot estima densitățile.

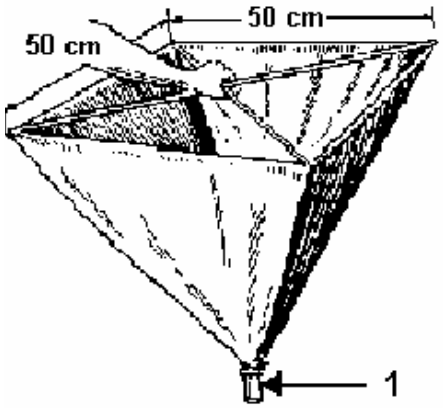


Fig. 4.23. Fileul pătrat (după Pârvu, 1981). 1 - tub colector

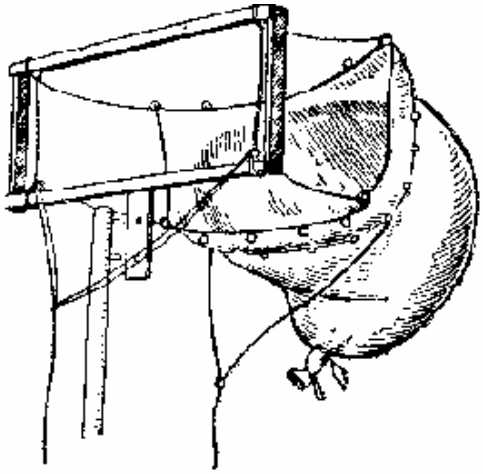


Fig. 4.24. Fileul de ramură (după Pârvu, 1981)

Pentru acarieni, afide şi ouăle acestora, poate fi folosită tehnica de imprimare. Frunzele infestate se pun cu fața parazitată pe o hârtie absorbantă iar apoi ambele se trec printre două rulouri de cauciuc, fiecare individ lăsând o urmă pe hârtie. Această metodă poate fi folosită pentru aprecierea gradului de parazitare, dar nu permite identificarea speciilor. Acelaşi lucru este valabil şi în cazul tehnicii de evidențiere a insectelor miniere, care sapă galerii în țesuturile vegetale. Frunzele atacate se fierb în apă până devin rigide, apoi în alcool 95%, în baie de apă, după care se colorează cu roşu de metil, iar în final urmează o baie de diferențiere într-o soluție uşor alcalină. În urma acestui tratament frunzele devin galbene sau portocalii, iar paraziții sau ouăle lor se colorează în roşu strălucitor. Pentru determinarea speciilor însă este nevoie de disecarea materialului vegetal şi examinarea larvelor sau adulților la binocular.

4.2.12. Insecte zburătoare

Se pot colecta cu ajutorul unor capcane rotative sau de sucțiune. Capcanele rotative (fig. 4.25) se bazează pe utilizarea unui motor care învârte o tijă prevăzută la unul sau ambele capete cu filee de colectare. Poate fi folosită pentru insecte mici, ziua sau noaptea, în cel din urmă caz, fiind cuplată cu o sursă luminoasă. Ele prezintă o serie de dezavantaje: capturile sunt influențate de viteza vântului, nu dau rezultate în cazul insectelor bune zburătoare (odonate, unele lepidoptere diurne, tabanide etc.) sau de talie mare.

Capcanele de sucțiune (fig. 4.26) se folosesc pentru toate tipurile de insecte zburătoare. Se bazează tot pe un motor care pune în funcțiune un ventilator ce absoarbe aerul. Pot fi utilizate şi pentru insectele diurne şi pentru cele nocturne, obținându-se date de abundență relativă precum şi date cantitative raportate la timpul de funcționare al capcanei.

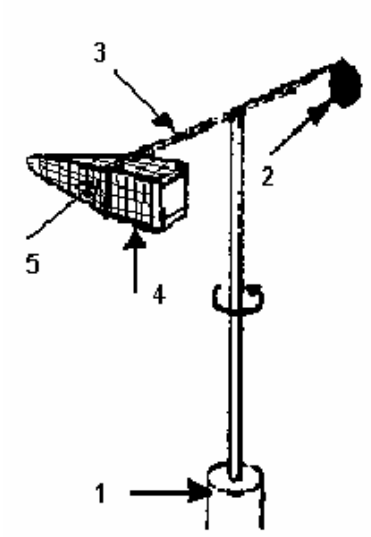


Fig. 4.25. Capcană rotativă (după Gomoiu şi Skolka, 2001). 1 - motor; 2 - contragreutate; 3 - braț rotativ; 4 - cadru de plastic; 5 - plasă

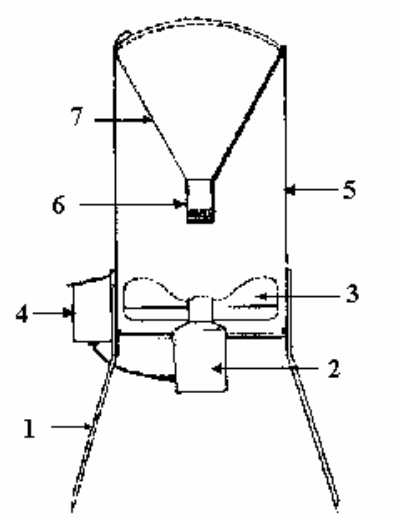


Fig. 4.26. Capcană de sucțiune (reproducere după Gomoiu şi Skolka, 2001) 1 - suport metalic; 2 - motor; 3 - elice; 4 - sursă de curent; 5 - cilindru metalic; 6 - recipient colector; 7 - sită metalică

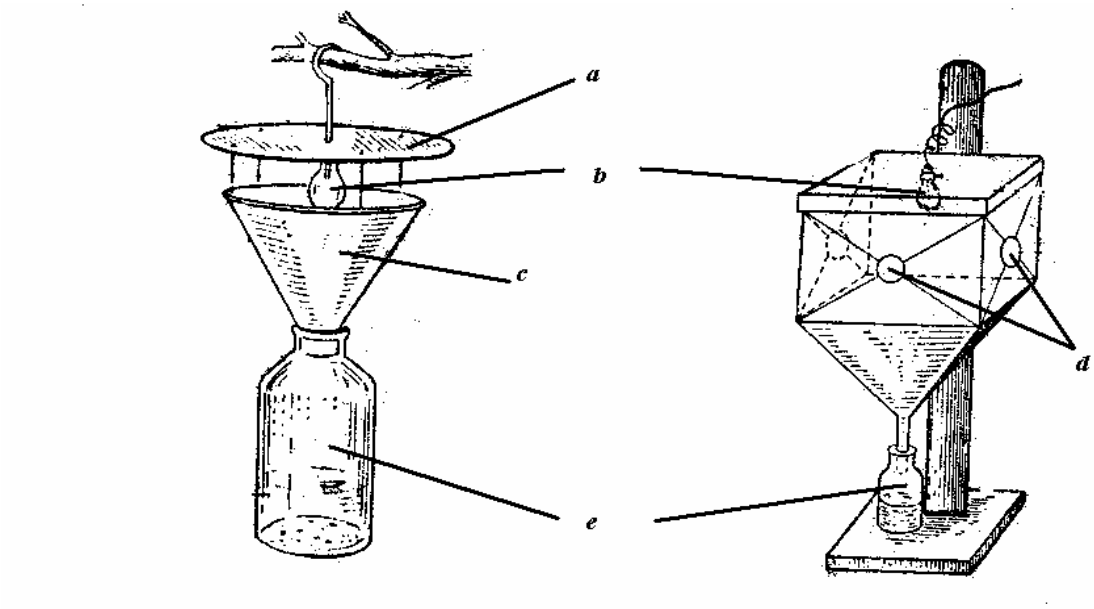
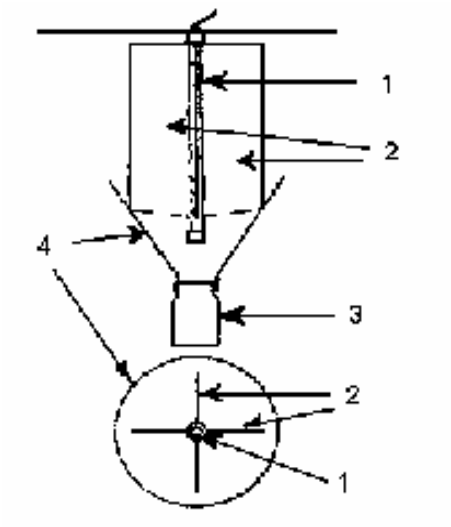


Fig. 4.27. Capcane luminoase (după Pârvu, 1981). a – capac; b – bec; c – pâlnie; d – orificii de pătrundere a insectelor; e – recipient cu lichid de narcoză sau conservare



Pentru insectele zburătoare nocturne se utilizează diferite tipuri de capcane luminoase (fig. 4.27, 4.28) al căror principiu constă în amplasarea unei surse de lumină obişnuită sau în UV (în acest din urmă caz rezultatele capturilor sunt mai bune datorită faptului că insectele au o sensibilitate sporită față de radiațiile cu această lungime de undă) în fața unui ecran alb, sub el montându-se o pâlnie cu un tub de colectare.

Fig. 4.28. Capcană luminoasă tip Pennsylvania (după Gomoiu şi Skolka, 2001). 1 - neon; 2 - ghidaje; 3 - tub colector; 4 - pâlnie

4.2.13. Peştii

Peştii se capturează cel mai frecvent prin folosirea diferitelor tipuri de plase. În mediul marin sau lacustru se folosesc năvoade şi alte tipuri de plase. Năvodul este o plasă circulară care se strânge în jurul peştilor. Poate avea diverse dimensiuni, de la cel manual, de câțiva metri pătrați, folosit în bălți sau lacuri, până la cele pentru pescuitul oceanic (fig. 4.29).

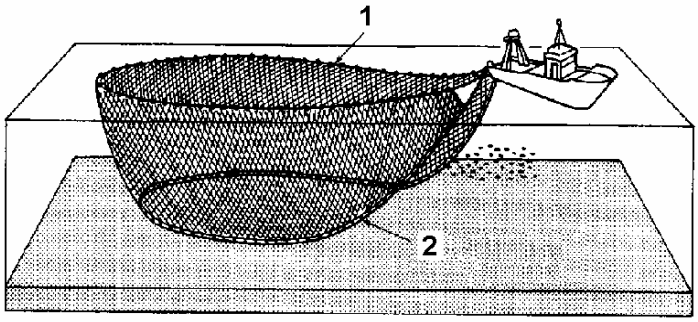


Fig. 4.29. Năvodul folosit pentru pescuitul oceanic (după Tait şi Dipper, 1998). 1 - funie de vergă; 2 - funie de fund care închide năvodul înainte de remorcare

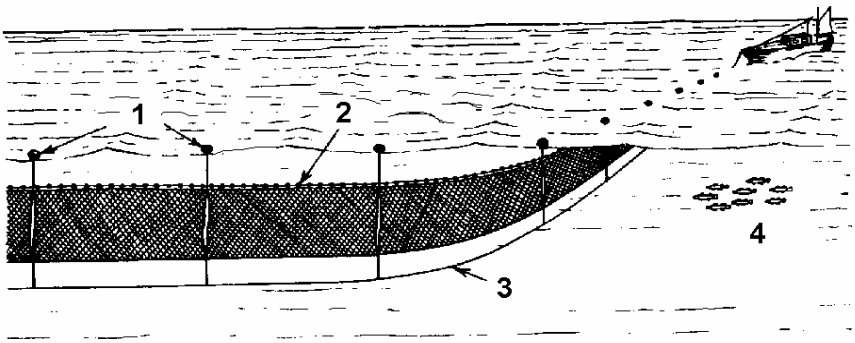


Fig. 4.30. Plasă de drift tractată de vas (după Tait şi Dipper, 1998). 1 - flotori; 2 - funie de vergă cu flotori mici; 3 - funie mesager; 4 - banc de peşti

Plasele de drift se amplasează întinse în poziție verticală, fiind susținute de flotori în partea superioară şi de greutăți în cea inferioară. Acestea pot fi ancorate de fund, în cazul lacurilor sau bălților (o variantă fiind **setca**), sau tractate de vas (fig. 4.30).

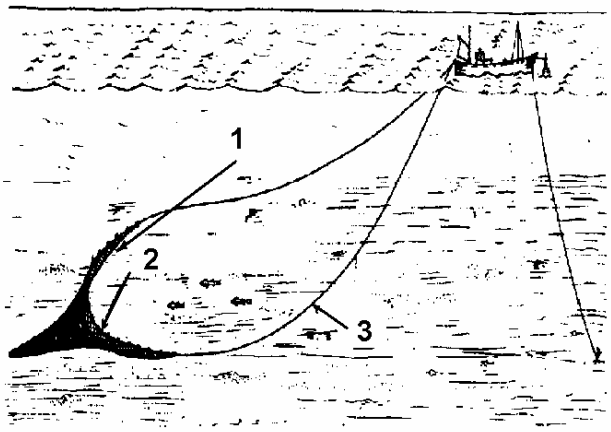


Fig. 4.31. Traul (după Tait şi Dipper, 1998). 1 - funie de vergă cu flotori; 2 - funie de fund lestată; 3 - odgon de remorcare

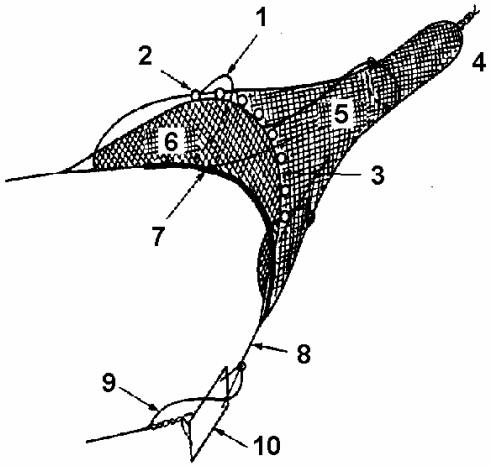


Fig. 4.32 Traul (după Tait şi Dipper, 1998) 1 - funie; 2 - țapană; 3 - funie de vergă cu flotori; 4 - fundul plasei; 5 - plasă; 6 - aripă; 7 - funie de fund; 8 - cablu de fund; 9 - cablu independent; 10 - placă de lemn sau metal care prin presiunea apei exercitată asupra ei este împinsă lateral, menținând astfel plasa deschisă

Pentru pescuitul de fund se foloseşte traulul (fig. 4.31, 4.32). În râuri puțin adânci se folosesc două tehnici principale, în funcție de habitatul ocupat: pescuitul cu **voloc** (o plasă manevrată de doi-trei oameni) sau **sacul de mână** (operat de un singur ihtiolog). **Pescuitul electric (electronarcoza)** constă în introducerea a doi electrozi în apă şi eliberarea unui curent slab, care paralizează temporar peştii, ridicându-i la suprafață. Această tehnică se foloseşte de obicei împreună cu volocul sau năvodul.

4.2.14. Amfibienii şi reptilele - se capturează cel mai frecvent cu mâna, cu lațul herpetologic sau cu plase. Amfibienii şi reptilele pot fi uşor determinate pe teren, astfel încât se pot face pe loc măsurătorile, cântăririle, eventual marcarea, animalele fiind ulterior eliberate.

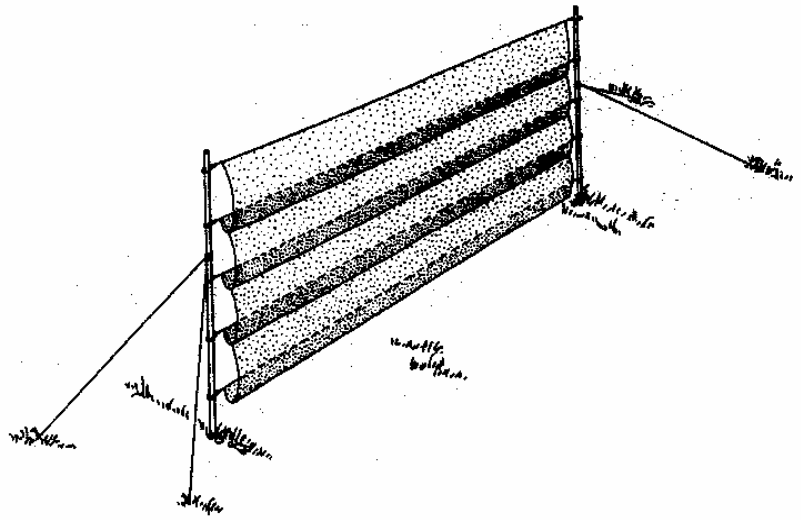


Fig. 4.33. Schema unei plase întinse, pentru captura păsărilor de talie mică sau a chiropterelor (după Jones şi col., 1996)

4.2.15. Păsările - în general se studiază prin tehnici de observare expuse în capitolele 12 şi 13. Dacă este necesară captura lor, aceasta se realizează în funcție de talie, prin plasele ornitologice (fig. 4.33), sau prin capcane cu momeală (de exemplu răpitoarele). Plasele ornitologice sunt alcătuite din rețele de fibre sintetice rezistente, subțiri şi puțin elastice (nylon monofilament, poliester Dacron etc.) care sunt susținute de fire mai groase longitudinale de rezistență, între care plasa formează buzunare. Plasele se întind şi se ridică între doi stâlpi (proptele) care sunt ancorați şi fixați în poziția dorită. Mai multe plase se pot amplasa în combinație liniară, astfel încât să acopere o suprafață mai mare, transversal pe rutele mai frecvent folosite de păsări. Asemenea plase au avantajul de a fi uşoare, compacte, uşor de transportat, întins şi manipulat. Verificarea lor se face periodic (de exemplu la 15 minute sau în fiecare oră), pentru a preveni strangularea indivizilor. Extragerea păsărilor din plasă se face cu grijă, degajând mai întâi capul, apoi corpul şi picioarele. Numărul de păsări capturate din fiecare specie se poate raporta la efortul de captură (suprafață de plasă şi timp), obținându-se date comparabile între diferite stații, habitate sau perioade de timp.

În cazul speciilor de talie mare şi în special a răpitoarelor, se folosesc diferite modele de capcane tip cuşcă cu momeală. Tot pentru specii de talie mai mare se pot folosi lațuri care se strâng în jurul piciorului, fără a provoca rănirea păsării.

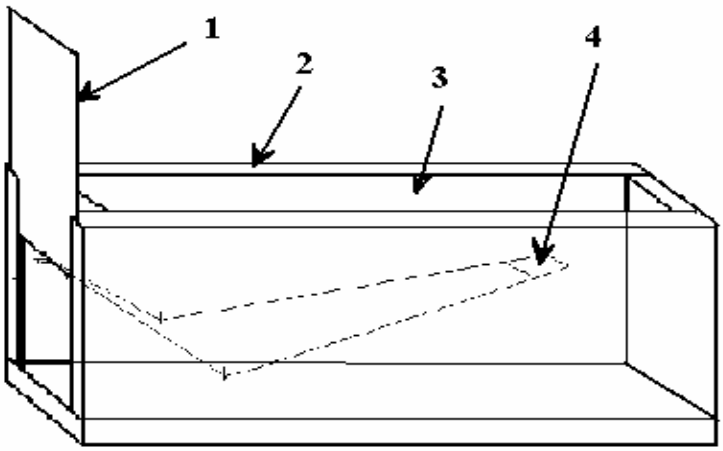


Fig. 4.34. Capcană - cutie pentru mamifere mici de tip Polonez. 1- uşiță metalică; 2 - perete de lemn; 3 – perete mobil de sticlă; 4 - suport pentru momeală

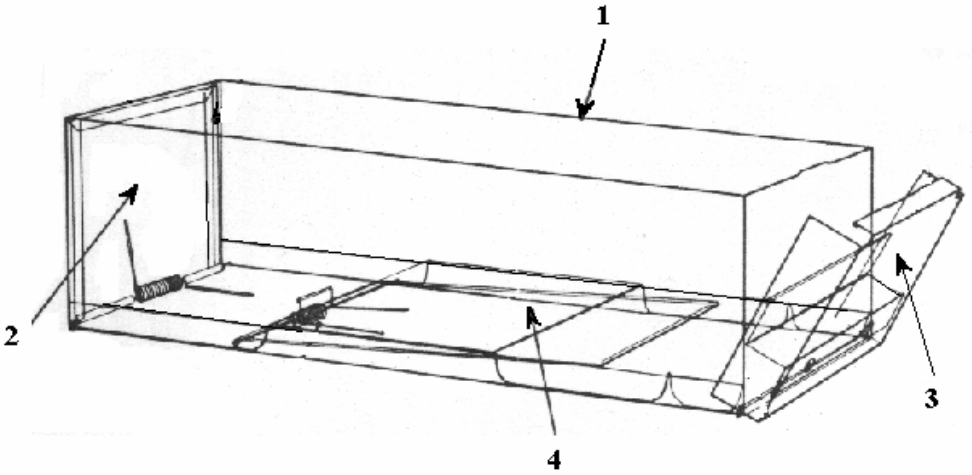


Fig. 4.35. Capcană Sherman. 1 - pereți de duraluminiu; 2 - uşiță de oțel; 3 - perete posterior cu recipient pentru momeală; 4 - punte alungită pentru prevenirea rănirii cozii

4.2.16. Mamiferele - pentru captura lor sunt utilizate tehnici diferite în funcție de talie, mediul de viață şi comportament.

Mamiferele tericole mici (rozătoare, insectivore) pot fi capturate prin diverse capcane. Acestea se împart în două categorii: cele care omoară animalele în momentul activării lor şi cele în care animalele rămân vii. Din prima categorie fac parte capcanele cu arc sau laț, folosite mai ales pentru obținerea de materiale de colecție (cranii, animale împăiate sau balguri). În studiile de ecologie a comunităților de mamifere mici se folosesc însă capcanele pentru capturi vii, şi dintre acestea, cel mai frecvent cele de tip cutie, care se pot prezenta sub nenumărate variante deosebite prin dimensiune, formă, material, modalitate de armare, pliabilitate etc. În fig. 4.34, 4.35 şi 4.36 sunt ilustrate câteva modele de capcane tip cutie.

Eficiența acestor capcane este mai scăzută în zonele deschise, cu vegetație scundă, unde animalele sunt mai reticente față de obiectele nou apărute, motiv pentru care înainte de începerea studiului acestea trebuie lăsate nearmate o perioadă oarecare (câteva zile). Datele obținute prin folosirea rețelelor de capcane nu pot fi traduse direct în termeni de densitate (deşi există păreri controversate în acest sens), dar se pot calcula indici relativi de captură, abundența şi dominanța relativă.

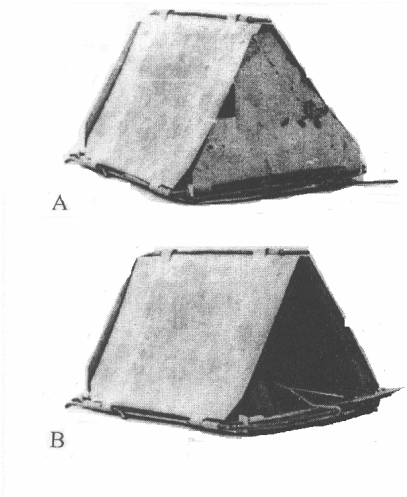


Fig. 4.36. Capcană triunghiulară închisă (A) şi deschisă (B) pentru mamifere mici (după D. Murariu, 2000)

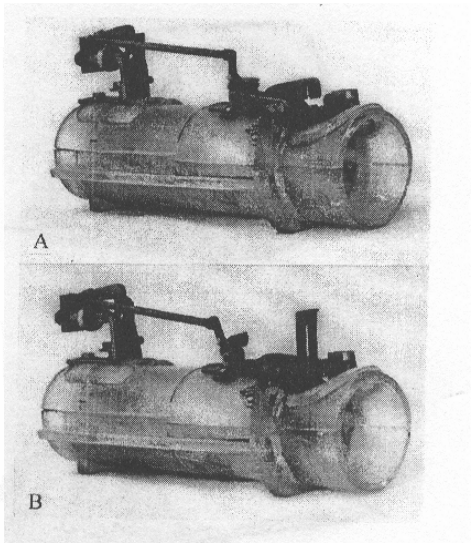


Fig. 4.37. Capcane tubulare pentru cârtițe (după D. Murariu, 2000)

Un alt tip de capcane pentru capturi vii îl constituie cele prin cădere liberă. Sunt cilindri de tablă sau plastic de 20 cm diametru şi 40-50 cm înălțime, care se îngroapă în pământ, astfel încât gura lor se află la nivelul solului. Animalele aflate în trecere sau atrase de momeală, cad şi nu mai pot ieşi. Deasupra capcanei se montează un acoperiş pentru a evita inundarea ei în caz de ploaie. Eficiența capcanelor creşte dacă se utilizează bariere de direcționare (de exemplu benzi de aluminiu sau lemn de 2 - 20 m lungime) de-a lungul cărora se plasează capcane prin cădere liberă din 5 în 5 metri. Aceste capcane sunt foarte eficiente în cazul insectivorelor şi a microtidelor de talie mică. Alte rozătoare însă, fiind bune săritoare, evadează frecvent. Pentru evitarea acestui inconvenient se pot înlocui cilindrii cu conuri, din care şoarecii sar mai greu, neavând o bază de suport. Capcanele prin cădere liberă pot fi folosite cu succes în habitate cu sol profund, însă această tehnică este greu de utilizat pe solurile scheletice din zonele de munte.

Pentru speciile galericole (cârtițe, orbeți, şoarecele subpământean) se folosesc capcane cilindrice (fig. 4.37) care se îngroapă în pământ, astfel încât să intersecteze galeriile. Speciile arboricole (veverițe, pârşi) se capturează prin

amplasarea capcanelor tip cutie în arbori sau tufărişuri, deşi uneori animalele intră şi în cele instalate la nivelul solului.

Mamiferele de talie mijlocie şi mare se pot captura cu capcane cuşcă de dimensiuni mai mari, fabricate din plasă de sârmă, cutii de metal sau capcane cu pedală, modificate pentru a minimiza riscul de rănire a animalului. Astfel, mărimea capcanei permite prinderea piciorului numai la nivelul oaselor metacarpiene sau metatarsiene, iar distanța dintre fălcile capcanei protejează oasele împotriva ruperii. Capcana nu este fixată rigid tocmai pentru a evita şocul la declanşare. Ancora permite fixarea în vegetația înconjurătoare iar lanțul permite mobilitatea parțială a animalului. O altă tehnică este folosirea lațurilor cu limitator, o metodă dezvoltată din lațurile clasice, care foloseşte un cablu multifilar din oțel şi o piedică de strângere, astfel încât captura se face fără rănirea animalului. Se pot de asemenea folosi diferite tipuri de plase, care cad pe animal sau sunt ridicate odată cu el. Pentru captura mamiferelor de talie mare acestea pot fi tranchilizate folosind o armă de foc modificată, sarbacane sau momeală cu sedative. În utilizarea acestor substanțe trebuie acordată o atenție specială dozajului şi timpului în care îşi fac efectul.

Captura chiropterelor se poate face manual în timpul hibernării, când se realizează şi recensământul lor. Indivizii trebuie însă manevrați cu grijă pentru a evita trezirea lor, fapt care le-ar reduce în mod substanțial şansele de supraviețuire. Pentru a reduce la un minim deranjarea chiropterelor se recomandă realizarea unui singur recensământ pe habitat şi iarnă, de către o echipă de maxim 3 cercetători.

În timpul zborului chiropterele se capturează folosind plase chiropterologice, instalate la ieşirea din adăposturi (peşteri, poduri, scorburi mari), de-a curmezişul văilor râurilor sau pe malul lacurilor (fig. 4.38).

4.2.17. Alte informații din teren

Datele obținute din prelucrarea materialului colectat din teren trebuie corelate cu o serie de informații conexe privitoare la tipul şi starea habitatului. De aceea, în carnetul de teren, se detaliază informațiile de pe etichetele probelor, notându-se date absolut necesare sau care pot fi de folos în cadrul prelucrărilor şi interpretărilor ulterioare. Bineînțeles, nu orice date sunt relevante în contextul studiului întreprins. De exemplu, în studiile fitocenologice notarea aspectelor meteorologice (temperatură, umiditatea aerului, direcția şi viteza vântului etc.) din timpul efectuării releveelor constituie o pierdere inutilă de timp, întrucât indiferent de condițiile de vreme, pe suprafața investigată vor fi prezente aceleaşi specii de plante, cu aceleaşi valori ale indicelui AD. Dimpotrivă, într-un studiu care urmăreşte dinamica comunităților de insecte zburătoare, de păsări sau mamifere mici, notarea condițiilor meteo din timpul observațiilor sau a prelevării probelor este absolut obligatorie.

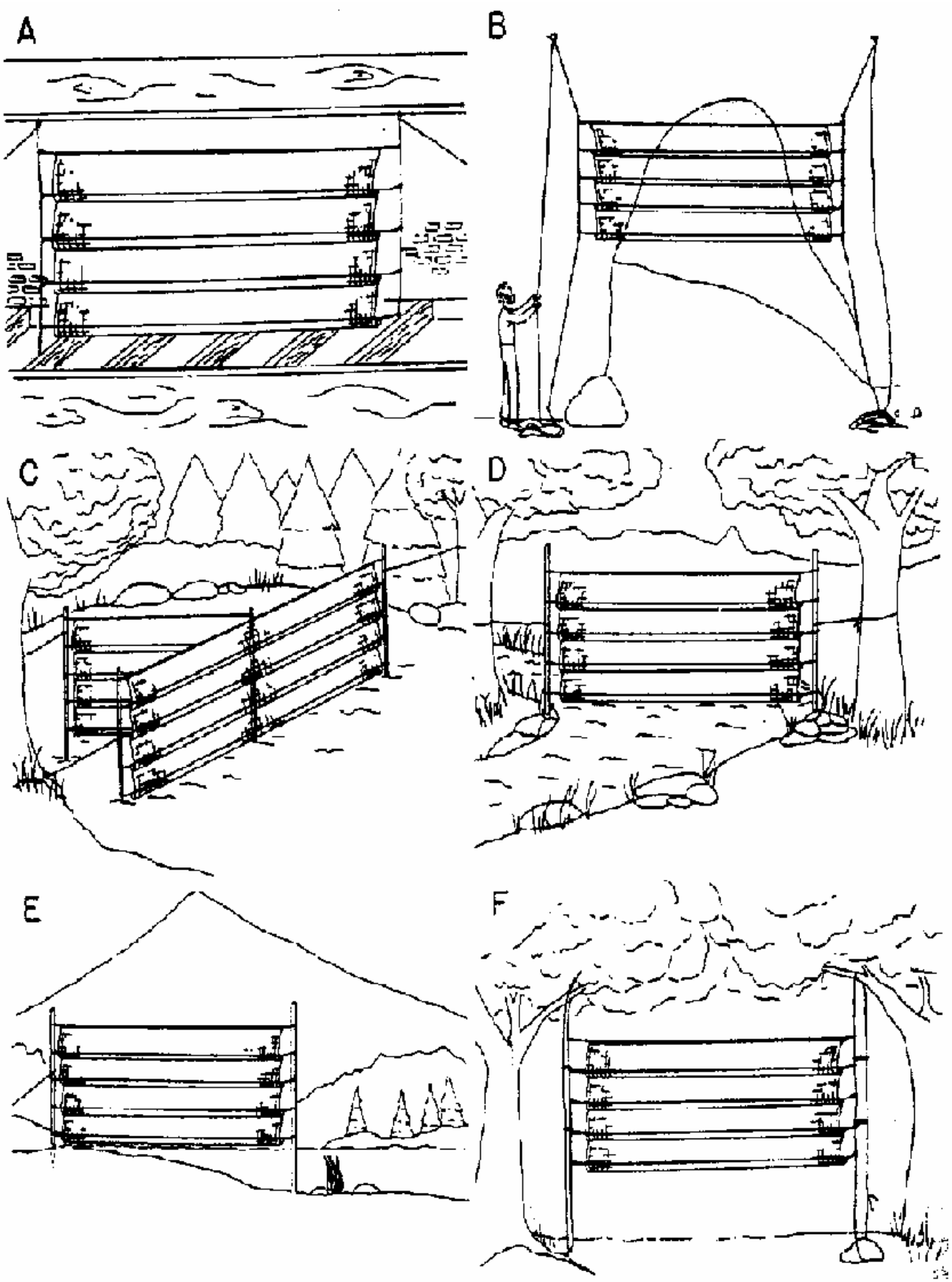


Fig. 4. 38. Poziționarea în teren a plaselor pentru captura chiropterelor (după Jones şi col., 1996). A - la intrarea într-un pod; B - la intrarea într-o peşteră; C - aranjament în formă de T deasupra unei bălți; D - deasupra unui pârâu; E - pe malul unui lac; F - de-a lungul unei poteci în pădure.

Dintre cele mai importante informații care pot fi notate în cadrul unui studiu, amintim:

- momentul efectuării studiului - data şi ora dacă este necesar;

- poziția geografică a stației de prelevare a probelor sau a punctului de efectuare a observațiilor. Latitudinea şi longitudinea se obțin cu ajutorul unui GPS (global positioning system = sistem de poziționare globală). Acest aparat ne poate da şi informații despre altitudine (cu o precizie mai mare în zonele deschise), distanța dintre stații sau diferite puncte, având posibilitatea de a stoca în memorie date care pot fi apoi descărcate pe calculator şi reprezentate pe hartă. În lipsa semnalului de la sateliți (văi montane) sau dacă nu dispunem de acest aparat, putem fixa poziția stației prin relație cu vreun toponim, poziționare pe hartă în funcție de diferite repere (ex. 2 km aval de un sat, 300 m sud-vest de un anumit vârf etc.).

- numele regiunii, a zonei, sau cea mai apropiată aşezare, direcția şi distanța până la aceasta.

- descrierea stației. În cazul habitatelor terestre se notează forma de relief, microrelieful, panta, expoziția, substratul geologic, tipul rocilor, eventual date pedologice (tipul de sol, grosimea, umiditatea, temperatura, pH-ul, structura, textura, troficitatea, cantitatea de humus, salinitatea, gradul de eroziune etc., putându-se eventual efectua şi profile de sol). Aceste informații sunt necesare în studiile asupra vegetație sau animalelor hipogee. Pentru o serie de animale este importantă notarea distanței până la cel mai apropiat curs sau bazin acvatic, localitate, sau până la liziera pădurii, tipul de vegetație în care este amplasată stația, eventual descrierea amănunțită a acesteia. Pentru informații suplimentare recomandăm Practicum de fitocenologie (C. Drăgulescu, I. Sîrbu, 1997), Cartea Muntelui (editori I. Sîrbu şi A.M. Benedek, 2001) şi îndrumătorul de pedologie (M. Micu, 2001).

- în cazul habitatelor acvatice se notează suprafața bazinului acvatic, panta, viteza şi tipul de curgere, eventual debitul în cazul râurilor, adâncimea (medie, maximă), distanța punctului de colectare față de țărm, natura substratului pentru studiul comunităților bentonice (substrat mâlos, nisipos, stâncos, cu pietriş, galeți, diferite combinații, substrat artificial etc.), direcția şi viteza curenților, temperatura apei, salinitatea, turbiditatea, culoarea, mirosul, date de chimism (pH, oxigen dizolvat, încărcătura organică, natura şi concentrațiile diferiților poluanți etc.), tipul şi abundența vegetației submerse şi de mal. Pentru informații practice legate de habitatele şi comunitățile acvatice recomandăm Practicum de hidrobiologie (A. Curtean - Bănăduc, 2001).

- condițiile meteorologice şi date despre climă: temperatura aerului, umiditatea relativă, presiunea vaporilor de apă, precipitațiile, direcția şi viteza vântului, gradul de nebulozitate, intensitatea luminii etc. În studiile de vegetație

nu se notează condițiile momentane din timpul investigațiilor (vremea), ci se obțin sau calculează datele climatice ale zonei, cum ar fi temperatura anuală medie, nivelul anual al precipitațiilor, direcția dominantă a vânturilor, durata sezonului de vegetație etc. Recomandăm lucrarea de meteorologie a lui M. Buiuc (2000).

Metodologia, tehnica şi aparatura necesară pentru măsurătorile diferiților parametri abiogeni ai mediului nu fac obiectul acestei lucrări, ele putând fi găsite în îndrumătoarele de lucrări practice citate anterior.

Este foarte utilă notarea unor date generale despre sistemul supraindividual investigat sau despre sistemele conexe. De exemplu, în cadrul studiilor fitocenologice se notează şi o serie de parametri globali ai comunităților: suprafața totală a fitocenozei în care se efectuează releveele, fenofaza, vitalitatea, capacitatea de regenerare naturală, fructificația la unii arbori, acoperirea generală, structura spațială orizontală şi verticală a comunității, seria şi stadiul succesiunii dacă este cazul. În studiile privind comunitățile animale se notează date privind distribuția speciilor, microhabitatele preferate, activitatea şi comportamentul lor, dar şi informații legate de resursele trofice din mediu (vegetație, populațiile speciilor pradă), resursele de adăpost (prezența scorburilor, a trunchiurilor căzute, stâncilor, desimea tufărişurilor etc.), prădători, paraziți etc.

În prezent, aproape toate habitatele şi comunitățile sunt supuse, într-o măsură mai mică sau mai mare, impactului antropic. De aceea, în cadrul oricărui studiu ecologic trebuie avut în vedere acest factor. În cazul pădurilor sunt foarte importante evaluările lucrărilor silvice (tipul lor, localizarea exactă față de stațiile de investigație, perioada în care s-au executat sau dacă sunt în plină desfăşurare etc.). Asupra pajiştilor impactul cel mai puternic îl are păşunatul - se poate nota perioada în care se păşunează, felul şi numărul animalelor. Râurile pot fi afectate de exploatări de balast, deversări de ape reziduale, uzate, menajere sau industriale, amenajări hidrotehnice etc., prezența deşeurilor şi tipul acestora oferind adesea informații valoroase pentru calificarea stării ecologice a sistemului acvatic.

Descrierea stațiilor de prelevare a probelor şi evaluarea valorilor unor parametri abiogeni de interes pentru studiu, se pot realiza prin completarea unor fişe-tip, cum sunt, de exemplu, cele elaborate de C. Drăgulescu şi I. Sîrbu (1997) sau A. Curtean-Bănăduc (2001). Însă este recomandabil ca fiecare cercetător să realizeze o fişă proprie de înregistrare a datelor despre stație şi sistemul analizat, adaptată la studiul particular, pentru a evita informațiile nerelevante ori redundante sau neînregistrarea unor date utile pentru cercetarea desfăşurată.

5. TABELE ŞI GRAFICE

În orice studiu ecologul obține o serie de date despre sistemul analizat şi despre habitatul acestuia. Primele date obținute în teren sau în laborator (prin prelucrarea probelor, numărarea respectiv cântărirea viețuitoarelor, de exemplu) se numesc brute sau primare. Acestea vor fi ulterior prelucrate şi descrise prin calcularea unor indici sau prin analiză statistică, se vor compara şi prezenta sub forma unor sinteze. În cele din urmă, prin integrarea tuturor datelor prelucrate se elaborează rezultatele şi concluziile studiului. Înainte de orice prelucrare datele brute trebuie aranjate astfel încât să-şi păstreze semnificația, să poată fi consultate ulterior şi să asigure o înțelegere facilă a informației, atât pentru cercetător cât şi alții interesați. Prezentarea datelor depinde de structura şi semnificația acestora, precum şi de ceea ce explorăm sau dorim să evidențiem; nu există nici un model singular prestabilit. O singură întrebare are întotdeauna acelaşi răspuns. Întrebarea este: "în ce limbă publicăm articolul sau lucrarea?". Iar singurul răspuns este: ÎN LIMBA ENGLEZĂ!

Informațiile primare obținute în teren sau laborator trebuie aranjate în cadrul unor tabele, care sunt în mod necesar auto-explicative, clare, lipsite de ambiguități, pentru a putea fi consultate oricând în viitor, fără a-şi pierde valoarea. Nu există o rețetă unică pentru modul în care se construiesc tabelele primare, respectiv cele secundare (rezultate prin prelucrarea datelor brute), dar o serie de reguli măresc acuratețea de prezentare a datelor, respectiv asigură perpetuarea înțelesului lor. Ghidul pentru construirea unui tabel clar şi util este redat mai jos (incluzând şi idei adaptate după Lewis şi Taylor, 1974; Gomoiu şi Skolka, 2001), acesta putând fi urmat şi în elaborarea lucrărilor de licență, dizertație, respectiv a celor ştiințifice.

1. Dați tabelului un titlu şi o legendă (esențială în cazul în care ați utilizat coduri sau simboluri), pentru a putea fi înțeles de oricine, fără a căuta prin alte capitole.
2. Tabelul să fie pe cât posibil auto-explicativ, prin aranjarea logică a coloanelor şi rândurilor. Nu uitați că este mult mai simplu să adăugați rânduri decât coloane.
3. Tabelul primar, chiar dacă nu se publică sau redă în lucrare, se păstrează cu grijă pentru analize viitoare, iar tabelul secundar, care conține date sintetice sau prelucrări, trebuie astfel construit încât să se înțeleagă tipul şi valoarea datelor primare. De exemplu, într-o analiză de densitate nu vom include în lucrare numărul indivizilor din fiecare probă, însă în tabelul pe care îl redăm, densitățile trebuie să fie însoțite de informații ca: numărul de probe pe baza căruia am calculat media, eroarea de estimare a mediei, limitele de confidență, la care adăugăm eventual şi alți parametri.

4. Capul de tabel trebuie astfel constituit încât să se înțeleagă repede la cine sau ce se referă valorile din celule, precum şi informații despre unitatea de măsură (procente, număr raportat la metru pătrat, grade Celsius etc.).
5. Nu supraîncărcați tabelul. Dacă sunt necesare raportări suplimentare, sau prelucrări terțiare, mai bine aranjați noile date într-un alt tabel.
6. Dacă este oportun nu se lasă spații libere; eventual se distinge între valoarea 0 (specie absentă de exemplu) şi lipsa oricărei informații (codificată cu "-" de exemplu).
7. Oricând este posibil efectuați subtotaluri pe rânduri şi coloane, astfel încât totalul din ultima celulă (ultimul rând, ultima coloană) să conțină şi să verifice totalurile pe verticală şi pe orizontală. Când este necesar faceți distincția între subtotaluri, totaluri acumulative şi totalul general.
8. Dacă expuneți date prelucrate (raportate la o altă scară decât cea originală, sau în procente de exemplu) scrieți clar în legendă despre ce fel de transformare este vorba, dacă este necesar dați formula de transformare sau relația între valorile originale şi cele obținute prin conversie.
9. Nu dați date inutile pentru scopul final, sau care sunt redundante.
10. Nu exemplificați formule inutile, bine cunoscute, pentru acei indici mai răspândiți decât dacă există denumiri cu echivoc sau parametri rar utilizați (respectiv originali). De exemplu, este absolut inutil ca într-o lucrare ştiințifică să se redea formula şi explicarea indicelui de abundență relativă sau formula indicelui Shannon-Wiener. Este mai mult decât suficient ca în legenda tabelului, eventual şi la capitolul de material şi metodă, să specificați că codul "A%" din tabel semnifică abundența relativă şi se exprimă în procente, iar "H" codifică valoarea indicelui de biodiversitate Shannon-Wiener.
11. Este simplu să alegem tipul de tabel din orice produs Microsoft Office (cel mai utilizat în construirea şi raportarea tabelelor, inclusiv dacă acesta a fost realizat în alte sisteme de programare sau operare şi importat în Word pentru Windows), deoarece sunt zeci de variante care ne stau la dispoziție. Dacă numărul necesar de exemplare ale lucrării este mic (cum se întâmplă la licențe, dizertații, rapoarte de cercetare pentru diferiți beneficiari) putem utiliza combinații de culori. Dar (la noi cel puțin şi în cele mai multe reviste de specialitate din oricare țară) se publică în alb-negru, motiv pentru care şi tabelul trebuie conformat. Dacă alegem scris alb pe fond gri, sau negru pe gri, foarte uşor la multiplicare tonurile se vor amesteca şi va scădea înțelesul informației. Când este cazul de publicare cel mai bine este să selectăm tabelul cu linii complete, care defineşte clar fiecare celulă (opțiunea grid 1, de exemplu), şi varianta de formatare alb-negru, fără nici un fel de artificii de natură artistică.
12. În ceea ce priveşte numărul de zecimale, să nu uităm că trăim (şi) într-o epocă a calculatoarelor respectiv a tehnicilor superioare de prelucrare a datelor. Sigur că adesea o singură zecimală este suficientă, iar dacă lucrăm cu logaritmi două unități ajung cu prisosință. Dar analizele de nişă sau de diversitate de exemplu, precum şi tehnicile de comparare şi ordonare, conțin frecvent parametri şi metode adresate unor indici care variază standardizat (de exemplu

între 0 şi 1), iar în cazul multor subiecte (sisteme, specii, habitate care sunt analizate etc.) departajarea pe baza celei de-a treia zecimale poate fi importantă. Din această cauză recomandăm două zecimale la prelucrările legate de evaluarea parametrilor ecologici cantitativi şi trei zecimale pentru prelucrările avansate (terțiare sau de rang superior).

Multe dintre regulile acestui ghid sunt valabile şi la construirea graficelor. O figură, dacă este clar construită, are titlu şi legendă adecvată, poate spune mai multe decât un lung şir de cuvinte. Graficul trebuie să exprime valoarea şi semnificația datelor prelucrate, eventual chiar o sinteză a acestora, pentru a releva în mod optim semnificația datelor primare. Regulile de bază sunt şi aici foarte simple:

- Orice grafic are titlu şi legendă; să nu se uite unitățile de măsură amplasate pe axe şi eventualele etichete care ajută sesizarea informației ilustrate.
- La lucrări în tiraj redus se poate lucra în culori, nu însă şi la graficele destinate revistelor de specialitate, la care se recomandă utilizarea de haşuri, mai degrabă decât tonuri de gri, acestea din urmă riscând să se amestece din cauza condițiilor de multiplicare.
- Să fie foarte clar ce, când, cum s-a lucrat şi în ce unitate s-a măsurat.
- Nu reprezentați date intermediare sau primare decât dacă este absolut necesar, nu supraîncărcați graficul şi nu redați grafice redundante.
- Dacă v-ați obişnuit să redați structura unei comunități sub forma unei ciclograme, dar în studiul actual aveți multe grupe sau specii, poate ar fi bine să vă răzgândiți şi să redați structura sub forma unei histograme orizontale. Nu există nici un singur tip de grafic cu valabilitate absolută pentru toate datele. Alegerea lui se face în funcție de date, sensul acestora şi numărul categoriilor care trebuie incluse şi nu pentru a impresiona cititorul cu gama artistică. Singurul gând care trebuie să ne preocupe este cum să redăm informația cât mai clar şi univoc.
- Când se compară date care variază în limite foarte largi sau grupe (sistematice, ecologice) cu abundențe extrem de diferite (unele sub 0.1% abundență relativă, altele peste 80 - 90%), este mult mai bine să se utilizeze scara logaritmică, pentru a înțelege şi reliefa mai bine însuşirile datelor. O altă variantă este standardizarea variabilelor sau a domeniilor lor de raportare.
- La fel ca tabelele, şi graficele pot fi combinate pentru a mări oferta informațională şi prezentarea sintetică a datelor.
- Indiferent ce scrieți, faceți ca graficele şi textul să fie compacte şi nu stricați hârtia inutil. Nu câştigați număr de pagini pe seama alegerii unui font mare şi spațiere la 1.5 - 2 rânduri, pentru că impresia generală este negativă şi nu demonstrați decât că nu aveți destule informații, sau nu ştiți ce să faceți cu acestea.

Redăm în cele ce urmează câteva exemple pozitive de grafice şi argumentarea utilizării acestora.

În fig. 5.1 (structura comunității de macronevertebrate bentonice din două sectoare ale râului Mureş; după I. Sîrbu şi col., 2002) s-a optat pentru histograma orizontală, în loc de obişnuita ciclogramă din mai multe motive. "Feliile" ciclogramei ar fi fost prea multe, etichetele lor s-ar fi suprapus şi ar fi fost greu de găsit suficiente haşuri contrastante, existând riscul de confuzie sau chiar de lipsă de semnificație. Histograma orizontală întocmită pentru claritate pe fond alb, reprezintă abundența relativă a tuturor celor 15 grupe de macronevertebrate bentonice în două stații succesive, ceea ce măreşte posibilitatea de relevare a modificărilor structurale, economisindu-se în acelaşi timp spațiu prin îmbinarea a două grafice într-unul singur. Contrastul dintre valorile grupelor în cele două stații este maxim: alb - negru. Deoarece valorile abundenței variază în limite foarte largi, dacă s-ar raporta în scară zecimală nu s-ar sesiza diferențele dintre grupele puțin abundente, dar ecologic importante. Raportarea valorilor pe o scară logaritmică rezolvă această problemă.

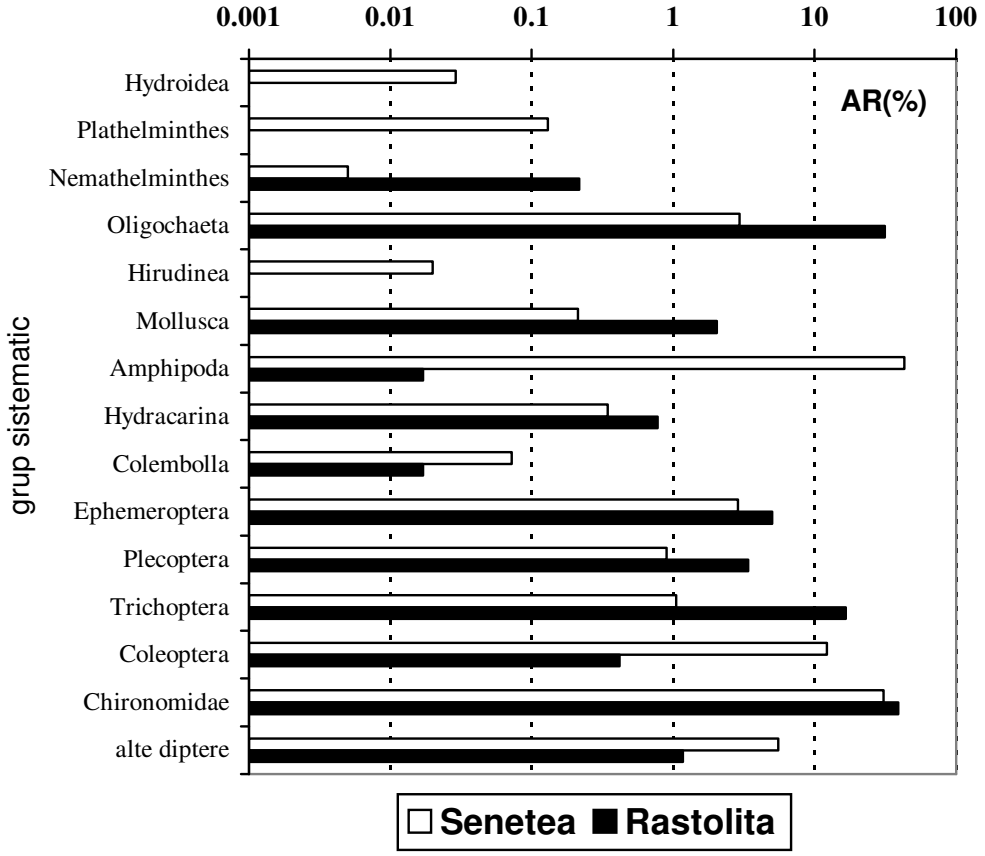


Fig. 5.1. Structura comunității de macronevertebrate bentonice din râul Mureş, în termeni de abundență relativă (%; valoare medie, în stațiile de la Senetea şi Răstolița; ordonata pe scară logaritmată (total 12 probe, colectate 3 / sezon, între 1999 - 2000).

Când numărul grupelor sau a categoriilor de valori este mic şi se exprimă o structură pe scară procentuală, se poate apela la un grafic de tip ciclogramă (fig. 5.2). Aceasta poate fi dezmembrată prin opțiunea "click and drag" în scopul de a mări diferențele şi a pune spații între diferitele elemente reprezentate. În

aproape toate lucrările de ecologie apare şi problema notării taxonilor în nomenclatură ştiinţifică. Prima dată când sunt enunţate, numele speciilor nu sunt abreviate, genul şi specia sunt scrise cu litere înclinate, urmate (în scriere normală) de numele naşului şi anul publicării descrierii speciei. În restul lucrării se poate utiliza şi numai genului urmată de numele speciei, fără alte amănunte, dar acest lucru nu este obligatoriu. În grafice sau tabele, din motive de spaţiu, speciile pot fi codificate, caz în care este obligatorie explicarea abrevierilor în legendă.

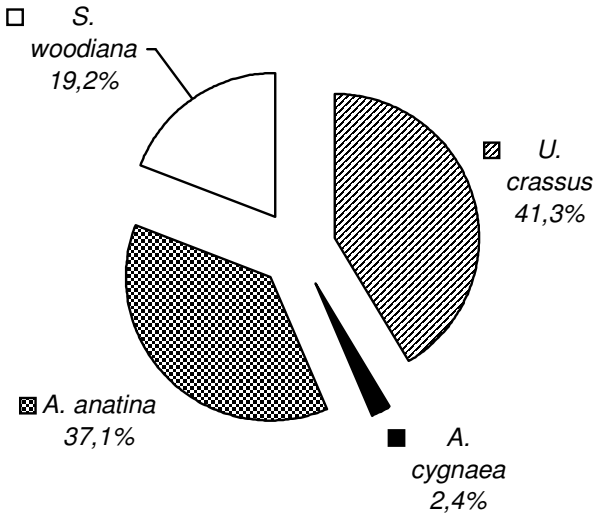


Fig. 5.2. Spectrul de abundenţă relativă a comunităţii de Unionidae de la Tinca (Crişul Negru). Analiză efectuată pe baza a 33 probe de 0.25 m^2 fiecare, colectate prin metoda stratificat randomizată; 167 de exemplare de bivalve au fost analizate pe loc şi eliberate (după I. Sîrbu şi col., 2004)

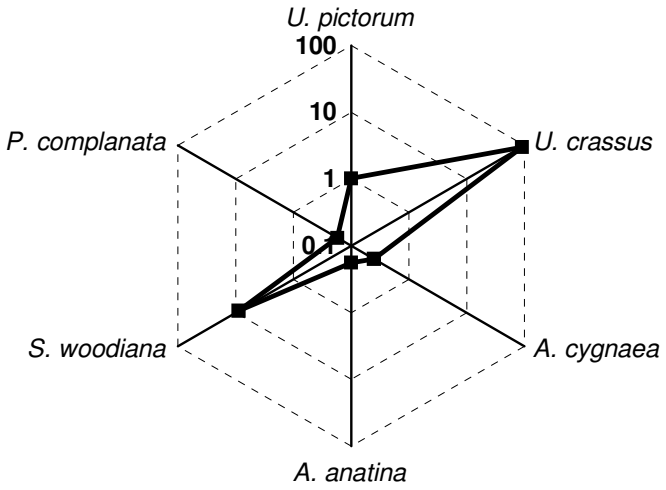


*Fig. 5.3. Spectrul de dominanţă relativă (*IG % - masă vie totală*) a structurii comunităţii de Unionidae din Crişul Alb la Ineu (axe logaritmate). Analiză efectuată pe baza a 321 de exemplare colectate din 31 de probe de 0.25 m^2 fiecare (idem).*

Tot pentru un număr relativ mic de categorii se poate folosi un grafic radiar de tipul celui ilustrat în fig. 5.3 (după I. Sîrbu şi col., 2004). Acesta are avantajul că poate fi exprimat şi pe o scară logaritmică.

Dacă avem de redat o dinamică (temporală sau spațială) a structurii unei comunități în exprimare procentuală, avem la dispoziție fie tipul de histogramă care a fost ilustrat în fig. 3.2, fie un grafic tip suprafețe compuse (fig. 5.4). Fiind prezent numai un număr redus de specii, este relativ uşor să se aleagă astfel haşurile încât acestea să nu se confunde, iar imaginea să fie clară. Speciile sunt redate codificat.

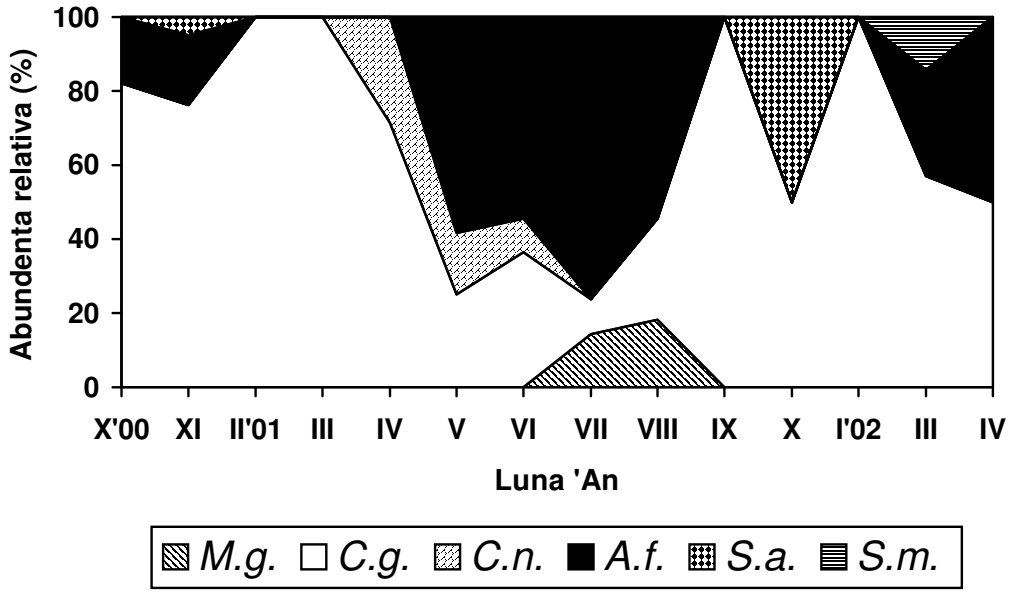


Fig. 5.4. Dinamica comunității de mamifere mici din Valea Lotrioarei, în perioada octombrie 2000 - aprilie 2002, sub aspectul abundenței relative (după Benedek, Sîrbu şi Coțofană, 2002). Prescurtările semnifică: M.g. - Myoxus glis; C.g. - Clethrionomys glareolus; C.n. - Chionomys nivalis; A.f. - Apodemus flavicollis; S.a. - Sorex araneus; S.m. - Sorex minutus.

În fig. 5.5. este redat un exemplu de ilustrare a analizei de regresie (realizat în programul Statistica 6.0). 167 de exemplare de *Unio crassus*, au fost măsurate şi cântărite, aceste date fiind ulterior prelucrate în vederea obținerii dreptei de regresie. Variabila dependentă este masa fără apă (GFA) funcție de produsul între lungimea * lățimea * înălțimea valvelor (LHL). Hărțile de răspândire se pot întocmi în diferite variante, în prezent mai folosite sunt cele în sistem UTM (Universal Transverse Mercator) sau cele care folosesc direct coordonatele geografice (latitudine, longitudine). De exemplu, în sistemul UTM întreaga suprafață a globului (cu excepția zonelor polare) este împărțită în pătrate, unic codificate, iar hărțile de răspândire care folosesc acest sistem marchează acele pătrate în care se întâlneşte specia țintă. De exemplu, în fig. 5.6 (realizată în Corel Draw) este ilustrată harta de răspândire a speciei *Unio crassus*

în interiorul arcului carpatic din România, în caroiaj de 10x10 km, care redă şi starea speciei (dispărută, prezentă sau citată) în diferite zone.

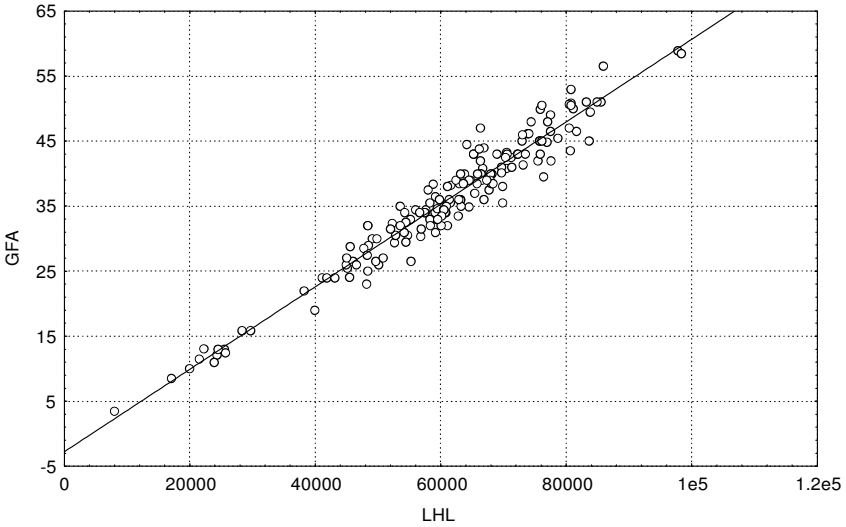


Fig. 5.5. Dreapta de regresie între masa fără apă (GFA - variabila dependentă) şi produsul între lungime, lăţime şi înălţimea valvelor (LHL), la specia Unio crassus.

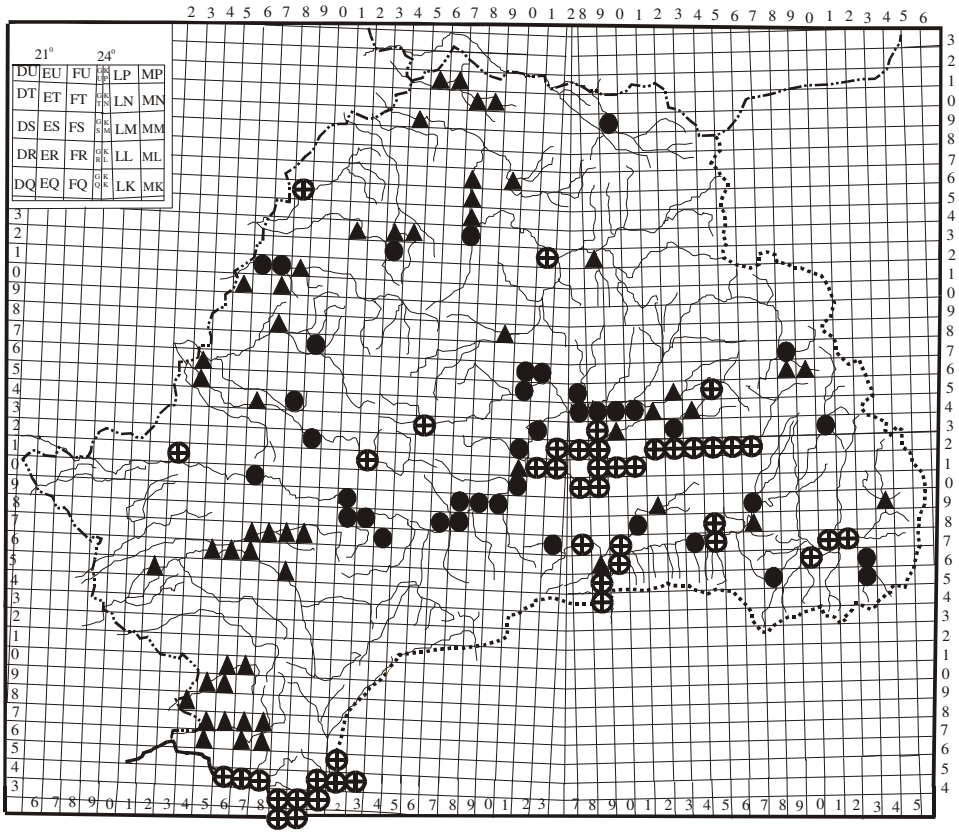


Fig. 5.6. Harta UTM a răspândirii speciei Unio crassus în interiorul arcului carpatic din România. Simbolurile semnifică: ▲= date originale, indivizii fiind colectaţi vii între 1996-2003; ● = date din bibliografie sau colecţii; ⊕ = citată în trecut, neregăsită probabil dispărută (după I. Sîrbu şi col., 2004).

6. METODA SUPRAFEȚELOR ŞI A VOLUMELOR

În ecologie studiem structura, funcțiile şi dinamica sistemelor supraindividuale. Este evident că de cele mai multe ori nu putem analiza întregul sistem, din cauza complexității şi dimensiunilor acestuia. Adesea investigațiile vor fi limitate ca număr, în timp şi spațiu, şi se vor adresa numai unor părți ale sistemului. Dacă acestea au fost alese în mod judicios şi sunt reprezentative pentru sistem, dacă am aplicat metode corecte de obținere şi analiză a datelor, dacă erorile de estimare a parametrilor sunt tolerabile, atunci putem presupune că ceea ce a rezultat din analiza subsistemelor este valabil pentru întregul sistem din care acestea provin.

Metoda suprafețelor şi a volumelor este una dintre cele mai frecvent folosite în studiul populațiilor şi comunităților vegetale şi de animale sesile sau puțin vagile (care pot fi considerate ca fixate în spațiu în perioada de colectare a probelor). Este mult mai cunoscută sub denumirea de **metoda pătratelor**, dar am preferat expresia anterioară din două motive: pe de o parte suprafețele de probă nu sunt întotdeauna pătrate, iar pe de altă parte toată tehnica de dimensionare a probelor, de alegere în teren a poziției acestora precum şi analiza datelor sunt identice şi pentru acele investigații care operează cu probe de sol sau de apă, care nu se definesc în termeni de suprafață ci de volum.

Prezentarea succintă a acestei metode este foarte simplă: se aleg suprafețe de teren sau volume de apă sau sol, care se prelucrează la fața locului sau în laborator, în cadrul cărora se numără şi/sau se cântăresc indivizii unei populații sau ai unei comunități, urmărindu-se eventual, în funcție de obiectivul studiului, şi alți parametri ai sistemului sau ai factorilor de mediu. Aparent totul se reduce la o investigare a abundenței organismelor, dar acest lucru nu este adevărat. Oricare caracteristică ar fi supusă investigației (funcție, parametru, variabilă), valoarea acesteia pentru sistemul analizat nu poate fi estimată decât în momentul în care dispunem de informații despre abundența şi distribuția indivizilor în cadrul populației sau comunității. Prin urmare, primul pas obligatoriu în aproape orice studiu de ecologie, este să cunoaştem dimensiunea sistemului şi anumiți parametri structurali, fapt realizat prin evaluări ale parametrilor cantitativi.

Dacă am hotărât că metoda suprafețelor şi a volumelor este cea indicată pentru studiul planificat, ne punem câteva întrebări, dintre care cele mai importante sunt: ce parametri dorim să evaluăm, cât de mare trebuie să fie suprafața (volumul) spațiului de investigație, câte asemenea unități spațiale trebuie investigate pentru a obține estimări semnificative ale parametrilor aleşi, cum localizăm unitățile în teren şi cum stabilim periodicitatea colectării datelor?

La aceste întrebări putem răspunde fie utilizând metode de cercetare mai vechi, fie cunoscând şi aplicând teoria probelor. Aceasta se bazează la rândul ei

pe statistica matematică. Cunoscând această teorie ulterior se pot diversifica investigațiile: putem analiza densitatea şi abundența diferitelor populații, tipul de distribuție spațială a acestora, putem compara datele diferitelor probe între ele, sau verifica semnificația probabilistică a estimărilor etc. Tot pe această teorie se bazează şi alte aplicații care vor face obiectul unor teme viitoare, ca de exemplu indicii de asociere a speciilor şi analiza de similitudine.

Analiza datelor prin metode statistice permite:

1. descrierea cantitativă a datelor şi caracterizarea acestora sub forma unor sinteze;
2. elaborarea de concluzii privind populația statistică din care provin probele;
3. sesizarea unor analogii sau deosebiri între seturile de date.

Reamintim aici câteva definiții: prin **populație statistică** se înțelege întregul set de date, cu existență reală, obiective şi unic determinate. **Proba statistică** este un subset al populației statistice. O probă statistică include mai multe **probe unitare**. Noțiunea de probă trebuie înțeleasă în sens larg. Pe lângă o suprafață de teren, un volum de sol, apă sau aer din care sunt numărați indivizii aparținând comunității sau populației de interes, proba poate fi reprezentată şi de o dimensiune sau greutate individuală, prezența/absența unui anumit caracter, un chestionar completat etc., în toate aceste cazuri putându-se aplica teoria probelor. O probă este semnificativă dacă reflectă caracteristicile populației statistice şi poate fi utilizată în caracterizarea acesteia. Dacă proba nu reflectă însuşirile întregului, spunem că aceasta este părtinitoare. O mărime care descrie sau caracterizează o populație de date se numeşte **parametru populațional**. Acesta este estimat printr-un **parametru statistic**, care descrie sau caracterizează setul de probe.

Scopul cercetării este de a descrie şi caracteriza întregul sistem prin studiul unor subsisteme ale acestuia (probe) care se dimensionează şi se aleg astfel încât să reflecte caracteristicile întregului. Mărimile care descriu sistemul (parametri populaționali) sunt aproximați prin acele date care provin din analiza probelor (parametri statistici). Pe când primii sunt constanți (o populație poate avea într-un anumit habitat şi la un anumit timp o singură densitate absolută, un singur efectiv, o singură valoare medie a unei dimensiuni biometrice), parametrii statistici vor fi diferiți pentru diferitele seturi de probe (dependenți de subsetul extras).

Pentru a reaminti câțiva dintre principalii parametri statistici, vom lua spre exemplu un caz foarte simplu: estimarea densității medii a unei populații, utilizând rețeaua metrică. În fiecare probă *i* din cele *n* colectate, reprezentată de un pătrat cu latura de 1 m ($i = 1, 2... n$), numărăm indivizii identificați (x_i). **Media aritmetică** a densității (ca parametru statistic) este redată prin expresia cunoscută:

$$\overline{X} = \frac{\sum_{i=1}^{n} x_i}{n}$$

Două şiruri de date care au medii identice pot avea însă termeni mai mult sau mai puţin împrăştiaţi în jurul valorii acesteia. Pentru a caracteriza împrăştierea faţă de media aritmetică, putem calcula s^2 = **varianţa**, prin expresia:

$$s^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n}(x_i - \overline{X})^2}{(n-1)}$$

Împărţirea la numărul gradelor de libertate (*n-1*) este o adaptare la faptul că, în general, în ecologie numărul de probe este relativ mic (n<50), parametrii care evaluează împrăştierea datelor fiind astfel standardizaţi. La număr mai mare de probe se poate utiliza *n* la numitor, în expresia varianţei.

Abaterea standard (s) este definită prin radicalul din varianţă:

$$s = \sqrt{s^2}$$

De asemenea, în analiza statistică descriptivă a seturilor de date se mai calculează şi alţi parametri (amplitudinea, mediana, media geometrică, coeficientul de variaţie, de asimetrie etc.) funcţie de scopul lucrării, aceştia fiind definiţi în capitolul următor.

Toţi aceşti parametri sunt statistici (caracterizează proba). Ei nu pot indica cu precizie care este valoarea densităţii medii a întregii populaţii (valoare reală, unică), dar putem afla, cu o probabilitate aleasă, domeniul în care aceasta este cuprinsă. **De reţinut o idee importantă**: scopul unei cercetări nu este de a afla valorile parametrilor statistici (care ar caracteriza numai probele) ci pe cele ale parametrilor populaţionali (care caracterizează sistemul). Este esenţial să găsim o corespondenţă între cele două categorii. În mod necesar utilizăm simboluri diferite pentru a defini cele două tipuri de parametri (tab. 6.1).

Tab. 6.1. Simbolurile uzuale pentru diferiţi parametri statistici şi populaţionali

Parametrul	**Simbolul parametrului statistic**	**Simbolul parametrului populaţional**
media aritmetică	$\overline{X}$	μ
varianţa	s^2	σ^2
abaterea standard	s	σ

Problema pe care ne-o punem este: cum putem afla ceva despre parametrii populaţionali, dacă noi cunoaştem numai valorile parametrilor statistici? Vom aborda această problemă considerând deocamdată numai media aritmetică, alţi parametri fiind luaţi în discuţie ulterior.

În estimarea mediei aritmetice a unei populaţii statistice pot interveni diferite erori datorate metodologiei de lucru, distribuţiei spaţiale diferite ale

indivizilor unei populații ecologice, efectului de probă, întâmplării etc. Pe când μ este unic, $\overline{X}$ are valori diferite pentru mai multe probe statistice. Aici se aplică **teorema limitei centrale:** mediile aritmetice ale probelor mari (n>30), extrase randomizat dintr-o populație, sunt aproximativ normal distribuite în jurul unei valori medii care o aproximează pe μ, având o varianță relaționată de σ^2 prin σ^2/n (varianța mediilor probelor). Altfel spus: sumele şi mediile probelor extrase randomizat dintr-o populație tind să posede o distribuție normală atunci când numărul de probe este mare. În acest caz abaterea standard a mediei calculate de la media reală este dată de $\sqrt{\frac{\sigma^2}{n}}$, care este aproximată prin raportul $\sqrt{\frac{s^2}{n}}$. Acesta din urmă este cunoscut sub denumirea de "eroarea standard a mediei" şi se exprimă ca:

$$\overline{X} \pm \sqrt{\frac{s^2}{n}}$$

Relația dintre parametrii statistici şi cei populaționali este dată de "**limitele de confidență**" (LC). LC definesc valoarea superioară şi cea inferioară a unui interval în interiorul căruia se află valoarea parametrului populațional, cu o anumită probabilitate. În biologie se acceptă în general ca prag de probabilitate valoarea de 95% (α = 0,05). La acest prag putem afirma, odată limitele calculate, că există o probabilitate de 95:5 (sau de 19 la 1) ca media populației să se găsească între valorile date. Aceste limite se calculează prin formula:

$$L.C. = \overline{X} \pm t_\alpha \sqrt{\frac{s^2}{n}}$$

unde t_α este valoarea tabelată pentru distribuția t-Student (a se vedea Anexa 1, Tab. 25.1), care se alege la (n-1) grade de libertate şi nivelul de probabilitate α (= 0,05). De reținut: teorema limitei centrale şi formula pentru calcularea limitelor de confidență se utilizează numai atunci când n≥30, probele au fost extrase randomizat şi variabila prezintă o distribuție normală.

Când n<30 aproximarea normală nu se poate aplica în mod direct decât într-un număr redus de cazuri. Decidem asupra valabilității utilizării metodei în primul rând prin analiza raportului dintre media aritmetică şi varianță (ca parametri populaționali), care în exemplul de sus nu înseamnă altceva decât aflarea tipului de distribuție spațială a populației cercetate. Dacă numărul de probe este mic şi specia prezintă o distribuție randomizată (aleatoare) atunci putem aplica direct metoda de mai sus. Dacă distribuția este de tip uniform sau agregat, calcularea parametrilor statistici, a limitelor de confidență şi aplicarea multor teste se poate face numai după transformarea datelor (vezi capitolul 7).

PROGRAMUL DE COLECTARE A PROBELOR (EŞANTIONAREA)

Etapele unui program de colectare a probelor biologice sunt următoarele:

1. Alegerea tehnicii (mijloacelor) de colectare şi estimarea preciziei acesteia.
2. Determinarea dimensiunii şi formei probei unitare (suprafața releveului, densitatea rețelei metrice pentru evaluarea exactă a abundenței sau densității unei populații, diametrul cercului pentru determinarea frecvenței, volumul de apă sau sol, substrat extras etc.).
3. Determinarea numărului necesar şi suficient de probe unitare care trebuie prelevate (dimensiunea probei statistice).
4. Localizarea în teren a probelor.

6.1. Alegerea mijloacelor de colectare a probelor

Mijloacele se vor alege în funcție de dimensiunea generală a organismelor investigate, habitatul lor şi heterogenitatea acestuia. Pentru multe dintre grupele de organisme cea mai simplă variantă este să definim proba unitară ca o suprafață de teren în care numărăm (cântărim) toți indivizii populației sau comunității investigate, sau - ca variantă - apreciem abundența acestora pe baza unor indici, cum ar fi în fitocenologie abundența - dominanța relativă. În cazul viețuitoarelor care trăiesc în sol sau în masa apei, se recoltează volume din acestea. Cele mai utilizate tehnici pentru fiecare grup sistematic sau tip de comunitate au fost prezentate anterior. Într-o serie de cazuri, întrebările legate de dimensiunea şi forma probei unitare nu se mai pun deoarece acestea sunt implicit stabilite de instrumentul cu care lucrăm (de exemplu în cazul utilizării bentometrului tip Surber, a bodengreiferului sau a carotierelor pentru sol.

6. 2. Determinarea dimensiunii şi formei probei unitare

Pentru a stabili dimensiunea probei unitare, cel mai simplu este să utilizăm date din lucrările pre-existente şi să ne bazăm pe experiența acumulată în timp de generații succesive de cercetători. În fitocenologie se lucrează prin relevee, care reprezintă liste floristice şi valori ale unor indici de abundență, realizate pe suprafețe de probă care oscilează ca mărime mai ales în funcție de tipul fitocenozei (vegetației), variind de la 1 - 25 m^2 în cazul stâncăriilor, pajiştilor şi comunităților acvatice până la 400 - 10000 m^2 în cazul pădurilor. Alteori, atât dimensiunea cât şi forma probei sunt fixate de aparatul de colectare.

Când aceste soluții nu ne stau la îndemână, trebuie să stabilim noi dimensiunea probei. Pentru a afla dimensiunea optimă a probei unitare se poate apela la o metodă grafică ce se bazează pe relația dintre creşterea cantității de informație odată cu dimensiunea eşantionului, creştere care tinde să se diminueze sau chiar să stagneze la un moment dat, în cadrul aceleiaşi populații statistice. Acest lucru îl aplicăm cel mai des sub numele de **"curba areal-specie"** (denumire improprie deoarece noțiunea de areal are un alt sens), întrucât

corelăm numărul speciilor cu dimensiunea suprafeţei de teren investigate. Dacă studiem, de exemplu, o comunitate vegetală dintr-o pajişte, putem defini următorul **mod de lucru:** Se alege o suprafaţă de 1 m^2 în care se identifică şi se numără speciile care apar pe aceasta. Se notează pe două coloane suprafaţa şi - respectiv - numărul de specii. Apoi se dublează suprafaţa (2 m^2) şi se notează numărul de specii nou apărute, valoare care se adaugă la cea precedentă. În paralel se execută un grafic, prezentând pe abscisă valoarea suprafeţei (în m^2) iar pe ordonată numărul total al speciilor. Se repetă acest proces până când curba desenată tinde să fie paralelă cu abscisa. În domeniul de aplatizare, se trasează o zonă haşurată perpendiculară pe abscisă. În interiorul acesteia se alege valoarea dimensiunii probei unitare.

Ideea de bază a acestei metode este de a se reduce redundanţa şi munca inutilă prin analiza unor suprafeţe prea mari care nu conţin atâta informaţie încât să justifice efortul. De asemenea se evită analiza unor suprafeţe prea mici, în care putem să nu găsim anumite specii şi astfel să obţinem rezultate părtinitoare.

În fig. 6.1 sunt ilustrate curbele areal-specie pentru o serie de comunităţi de păsări din Europa Centrală.

Dimensiunea probei depinde şi de tipurile de distribuţie spaţială a populaţiilor. S-a constatat că în cazul distribuţiei randomizate dimensiunea probei unitare contează mai puţin. Când distribuţia este grupată (cel mai frecvent caz) s-a observat că probele unitare mai mici şi mai multe, sunt mai avantajoase decât cele puţine şi de dimensiuni mari, chiar dacă suprafaţa cumulată este aceeaşi. Avantajele sunt legate de:

a. Un număr mare de probe mici sunt din punct de vedere practic (ca timp şi volum de muncă) de preferat unui număr mic de probe mari.

b. Un număr mare de probe are un număr mare de grade de libertate (n-1) ceea ce conduce la o eroare statistică mai mică.

c. Un număr mare de probe acoperă o suprafaţă generală de teren mai mare, ceea ce este avantajos în condiţiile unor habitate heterogene.

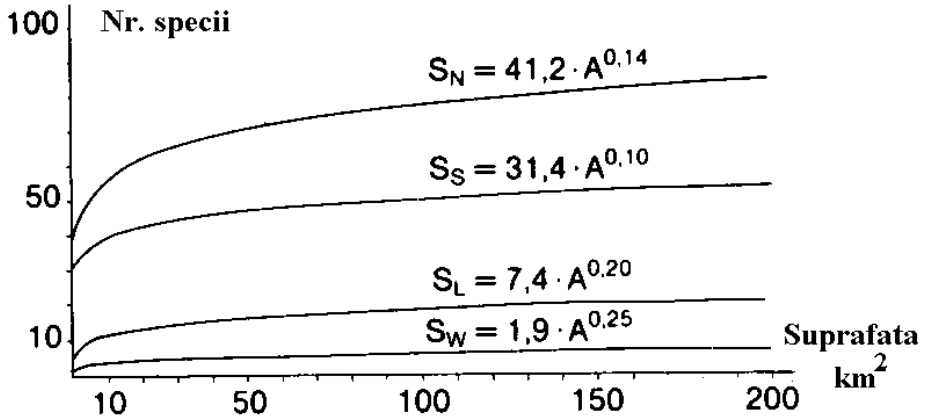


Fig. 6.1. Curbele areal-specie în cazul unor comunităţi de păsări din Europa Centrală (după Blab, 1993). S_N = curba generală a comunităţilor de păsări; S_S = curba speciilor de paseriforme; S_L = curba pentru speciile non-paseriforme; S_W = curba speciilor legate de apă; A = suprafaţa. Sunt redate şi ecuaţiile curbelor de regresie.

Problemă. În cadrul unei aplicații practice cu studenții la disciplina Ecologia plantelor s-a urmărit stabilirea dimensiunii optime a releveelor efectuate în pajişti. A fost aplicată metoda areal-specie într-o fitocenoză aparținând asociației Agrostietum stoloniferae din Parcul Sub Arini, obținându-se următoarele valori:

Suprafață	1 m^2	2 m^2	4 m^2	8 m^2	16 m^2	32 m^2	64 m^2
Nr. specii	10	11	12	14	17	19	20

Să se întocmească curba areal-specie şi să se determine suprafața optimă a releveului.

Forma geometrică a probelor poate de asemenea să influențeze valabilitatea rezultatelor. O problemă este aşa-numitul "efect de muchie". Ce facem cu indivizii care sunt situați exact pe granița suprafeței de probă? Intră în aceasta sau sunt excluşi? Cercetătorul va trebui să aplice o regulă generală, pe care să o promoveze în întregul studiu (de exemplu să considere indivizii în interiorul probei dacă aceştia prezintă o proiecție spațială mai mare de 50% în cadrul ei, sau să numere toți indivizii situați pe marginea unității de probă şi să ia în calcul numai jumătate etc.). Acest efect de muchie este minim într-un cerc, mai mare la pătrat şi maxim în formele dreptunghiulare. Raportul perimetru/arie este o bună evaluare a acestui efect, de care trebuie să se țină seama. Mulți cred însă că dreptunghiuri lungi şi subțiri sunt de preferat altor forme de aceeaşi suprafață, din cauza posibilității mărite de a intersecta condiții variate ale habitatului, care se reflectă în structura viului. Pe de altă parte, tot din acest motiv, metoda poate îngreuna corelarea structurii asociației cu heterogenitatea condițiilor de habitat. Nu există o regulă generală: fiecare cercetare trebuie abordată în mod separat, pe baza cunoaşterii aprofundate a condițiilor locale şi a particularităților biologice ale populației sau comunității de interes.

6.3. Dimensiunea probei statistice

Odată selectată dimensiunea probei unitare, trebuie stabilit numărul necesar de probe pentru a caracteriza comunitatea investigată, numărul de determinări ale densității indivizilor unei populații, numărul de măsurători biometrice etc. Teoretic, cu cât sunt mai multe probe, cu atât mai bine. De cele mai multe ori însă, un număr mare de probe presupune o cheltuială foarte mare de efort, timp şi bani atât pentru colectare cât şi pentru prelucrare. De aceea frecvent se urmăreşte stabilirea numărului minim de probe necesare. În acest sens două metode sunt mai des aplicate: metoda grafică, numită şi **curba mediilor cumulate**, şi **metoda statistică**.

- **Curba mediilor cumulate**

Metoda se bazează pe ilustrarea diminuării variației mediei odată cu creşterea numărului de probe. Pentru aceasta se colectează şi se prelucrează inițial un număr oarecare de probe, rezultatele obținute fiind redate grafic în felul următor: pe abscisă, la distanțe egale se aşează numărul curent al probei,

iar pe ordonată valoarea medie a numărului speciilor sau a indivizilor aparținând unei anumite specii, găsiți în probele efectuate până în acel punct. Astfel, pentru primele două probe punctul reprezentat pe grafic va avea coordonata pe verticală valoarea dată de (nr. specii din proba 1 + nr. specii din proba 2)/2. Următorul punct, după introducerea celei de-a treia probe, va avea coordonata: (nr. specii proba 1 + nr. specii proba 2 + nr. specii proba 3)/3 etc. În acest fel vom efectua mediile succesive pe măsură ce introducem noile probe, împărțind întotdeauna la suma acestora până în punctul respectiv. Curba aceasta va fluctua mai mult la început şi apoi din ce în ce mai puțin, pe măsură ce apar tot mai multe probe. La un moment dat vom observa că fluctuațiile devin nesemnificative, iar curba devine aproximativ paralelă cu abscisa. Din acest punct, perpendiculara coborâtă pe abscisă va da numărul minim necesar de probe pentru a surprinde caracteristicile asociației.

Unul dintre dezavantajele acestei metode este că rezultatele sunt influențate de ordinea în care sunt considerate probele.

- **Metoda statistică**

Vom exemplifica această metodă la un studiu de densitate populațională. Într-un număr n de probe (n suprafețe de câte 1 m^2) am numărat indivizii populației A notându-i cu (x_1, x_2...x_n). Presupunând că am calculat media aritmetică (densitatea medie a indivizilor pe metru pătrat), varianța şi abaterea standard, eroarea de estimare a mediei (*D*) se va defini ca raportul dintre eroarea standard a mediei şi valoarea mediei aritmetice, adică:

$$D = \frac{\sqrt{\frac{s^2}{n}}}{\overline{X}}$$

Corespunzător, precizia de estimare (*P*) este dată de relația:

$$P = 1 - D$$

ambii parametri exprimându-se în valori zecimale subunitare.

De aici putem deduce o a doua metodă de estimare a numărului necesar de probe unitare (dimensiunea probei statistice). Presupunem că am realizat un studiu preliminar şi avem valori pentru medie şi varianță. Pe baza lor calculăm eroarea de estimare a mediei şi dacă aceasta nu ne convine, alegem o valoare D' care să reprezinte eroarea tolerată pentru cercetarea noastră. Dacă dorim, de exemplu, o precizie de estimare a mediei de 80%, aceasta înseamnă că îl alegem pe D' = 0,2. Dacă ridicăm la pătrat şi extragem pe *n'* din formula de mai sus, obținem expresia:

$$n' = \frac{s^2}{D'^2 \overline{X}^2}$$

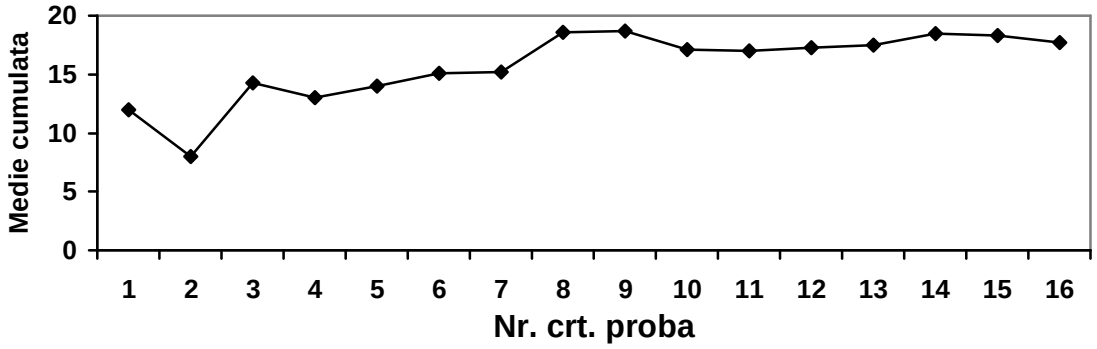
Acesta va reprezenta numărul necesar de probe pentru a atinge nivelul de probabilitate dorit şi constituie totodată metoda matematică de dimensionare a probei statistice.

Problemă. În cadrul unui studiu asupra populației de *Galba truncatula* (gastropod acvatic) din zona lacului Săcel în vederea stabilirii dimensiunii optime a probei statistice, au fost delimitate 16 suprafețe de probă a câte 1 m^2 de pe care au fost numărați indivizii identificați. Au fost obținute următoarele rezultate: 12, 4, 27, 9, 18, 21, 16, 42, 19, 3, 16, 21, 20, 31, 5, 4 ind./probă. Se cere să se stabilească numărul optim de suprafețe de probă necesare a fi deliminate pentru estimarea densității, utilizându-se ambele metode.

Metoda grafică

Mai jos este redată distribuția numărului de indivizi de pe probe şi reprezentarea curbei mediilor cumulate.

nr. probă	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
nr. indivizi	12	4	27	9	18	21	16	42	19	3	16	21	20	31	15	9
medie cumulată	12	8	14.3	13	14	15.1	15.2	18.6	18.7	17.1	17	17.3	17.5	18.5	18.3	17.7



În acest exemplu se poate urmări cum se atenuează fluctuațiile curbei densității medii cu sporirea numărului de probe. Se poate alege dimensiunea probei statistice într-un mod convenabil, de exemplu aplicând criteriul variațiilor succesive mai mici de o anumită valoare sau procent din medie. Dacă acceptăm ca variație tolerată 5% din medie (adică 0.83), numărul necesar de probe este 14.

Metoda statistică

Calculăm pe baza şirului de date media, varianța şi eroarea de estimare a mediei, obținând $\overline{X} = 17.7$, s^2 = 98.9 şi D = 0.14. Dacă stabilim ca eroare tolerată valoarea D'=0.1, obținem n'= 31.6 ~ 32 probe. Prin urmare, pentru estimarea densității populației de *Galba truncatula* din zona lacului Săcel cu o precizie de 90% (eroare de 10%) sunt necesare 32 de probe.

6. 4. Localizarea probelor

A. Colectarea randomizată

Probele trebuie să fie reprezentative pentru întreaga zonă, comunitate sau populație investigată. Pentru aceasta ele trebuie colectate (sau alese) în mod randomizat (aleator) în teren. Aceasta înseamnă că:

1. Orice individ (specie, sau dată unitară) are şanse egale cu ale tuturor celorlalți de a fi colectat.
2. Prezența unui individ (specie, dată) într-o probă nu influențează şi prezența altuia.

Colectarea randomizată este o condiție esențială şi necesară pentru prelucrarea statistică a datelor.

- **Colectarea simplu randomizată**. Se realizează astfel:

- Considerăm suprafața studiată ca fiind formată din N unități teritoriale.
- Selectăm n unități în aşa fel încât fiecare unitate să aibă şanse egale cu a celorlalte de a fi selectată. Colectarea nu se repetă.

Pentru o selectare simplu randomizată, de exemplu, putem împărți teritoriul într-o rețea de pătrate, pe care le numerotăm, şi alegem un număr determinat dintre acestea fie utilizând un tabel de numere aleatoare, fie prin tragerea la sorți a coordonatelor, având grijă ca alegerea să nu se repete. Alte variante presupun parcurgerea terenului în mod întâmplător în ceea ce priveşte distanța, direcția de deplasare şi punctele de oprire (de colectare a probelor).

- **Colectarea stratificat randomizată**. Presupunem că dorim să investigăm o populație de *Unio crassus* (scoica mică de râu) dintr-un sector al unei ape curgătoare. Substratul acestuia constituie un mozaic de microhabitate în care specia va înregistra valori foarte diferite ale densității. Astfel, în zonele cu substrat mâlos, populația de scoici va înregistra densități ridicate, pe substrat nisipos densități mai mici, iar în zonele cu argilă şi nisip vor apare exemplare sporadice (fig. 6.2). Fiecare dintre aceste habitate trebuie investigate separat, considerându-se seturi distincte, numite straturi. Trebuie avută însă grijă să nu apară confuzii în ceea ce priveşte termenul de strat: aici acesta semnifică o porțiune de teren cu condiții omogene, pe când în fitocenologie se înțelege vegetația situată la aceeaşi înălțime medie deasupra solului. Colectarea stratificat randomizată prezintă o serie de avantaje, fiind utilă într-o serie de cazuri:

1. Anumite studii pot necesita estimări ale mediei şi limitelor de confidență pentru fiecare strat în parte.
2. Problemele legate de colectare pot să difere foarte mult de la o zonă la alta. Astfel, animalele pot fi mai greu sau mai uşor numărate în diferite habitate, probele de la mal sunt mai uşor de colectat decât cele din larg etc.
3. Analiza datelor colectate prin metoda stratificat randomizată poate să conducă la creşterea preciziei în estimarea parametrilor întregii populații sau comunități. Intervalul dintre limitele de confidență poate fi mult îngustat dacă straturile se aleg în mod corect.

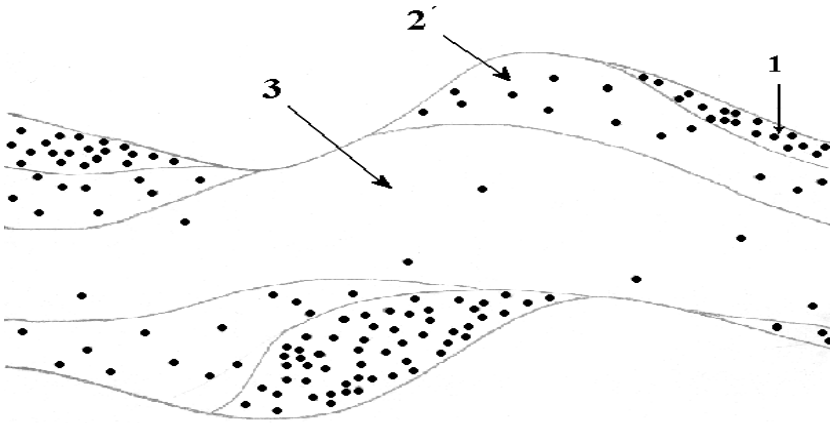


Fig. 6.2. Straturile unui sector de râu - studiu de caz pentru un grup de bivalve. 1 - substrat mâlos cu densitate mare a scoicilor; 2 - substrat nisipos cu densitate medie; 3 - substrat de argilă şi nisip cu exemplare sporadice. Punctele reprezintă poziția indivizilor de Unio crassus.

Prin această metodă se împarte aria de interes într-un număr de *k* suprafețe cu caracteristici relativ omogene, fiecare dintre acestea având o pondere p_i (de exemplu raportul între aria diviziunii i şi aria totală de interes). Din fiecare strat se extrage în mod randomizat un număr n_i de probe (de obicei proporțional cu mărimea stratului). Prelucrarea datelor se face diferențiat pentru fiecare strat în parte, calculându-se media şi varianța stratului i. Densitatea medie pentru întregul sistem analizat, va fi media ponderată a valorilor corespunzătoare straturilor componente, în mod analog calculându-se şi varianța ponderată ($s^2_{ponderat}$):

$$\overline{\overline{X}} = \sum_{i=1}^{k} p_i \overline{X}_i$$

$$s^2_{ponderat} = \sum_{i=1}^{k} \frac{p_i^2 s_i^2}{n_i}$$

Cu cât se împarte sistemul în straturi mai omogene, pentru care varianța este mică, cu atât creşte precizia estimării. Limitele de confidență se evaluează după expresia:

$$L_{1,2} = \overline{\overline{X}} \pm t_{\alpha;n-1}\sqrt{s^2_{ponderat}}$$

Problemă

În studiul parametrilor populației de *Daphnia pulex* din Lacul Dumbrava, s-au prelevat prin metoda stratificat randomizată 50 de probe de apă a câte 1 cm^3 fiecare, după filtrarea apei numărându-se indivizii la stereobinocular. S-au obținut următoarele rezultate: în zona de mal: 16, 14, 12, 15, 7, 28, 24, 21, 14, 22, 35, 23 indivizi/probă; în zona de larg: 15, 4, 7, 7, 9, 11, 15, 6, 2, 9, 1, 12, 0, 13, 7, 9, 9, 16, 12, 2, 5, 11, 8, 3, 18 indivizi/probă iar în zona de adâncime: 3, 0, 2, 14, 0, 0, 6, 1, 0, 4, 0, 2, 4 indivizi/probă.

Să se estimeze densitatea medie a populației din întregul lac, calculându-se limitele de confidență. Să se calculeze varianța.

Răspuns: Densitatea medie a populației de *Daphnia pulex* din Lacul Dumbrava, estimată prin M.S.V. pe baza a 50 de probe a câte 1 cm^3, colectate prin metoda stratificat randomizată, este de 10.15 indivizi/cm^3 (în zona de mal 19.25 ind./cm^3, în zona de larg 9.64 ind./cm^3, în zona de adâncime 2.76 ind./cm^3), iar varianța 1.06 (59.84 în zona de mal, 69 în zona de larg, 15.19 în zona de adâncime). Densitatea reală a populației este cuprinsă, cu o probabilitate de 0.95, între 8.5 şi 11.8 indivizi/cm^3.

B. Colectarea sistematică

Este frecvent folosită în studiile de teren. Cel mai uzual tip de colectare sistematică este ilustrat în fig. 6. 3.

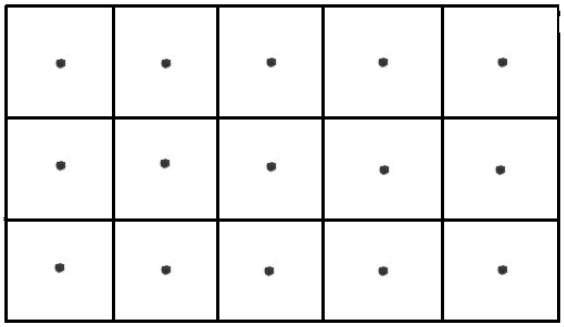


Fig. 6.3. Exemplul unei arii de studiu împărțită în 15 suprafețe pătrate de dimensiuni egale, proba fiind colectată din centrul fiecărui pătrat (reprezentată printr-un punct).

Aria de studiu este împărțită în pătrate egale şi probele sunt colectate din centrul fiecăruia. Prin colectarea sistematică datele pot fi prelucrate statistic în condițiile unui mediu omogen. Dacă habitatul este heterogen este necesar să se urmărească eventualele tendințe periodice (cicluri sau fluctuații simetrice ale unor parametri ai mediului, respectiv ai sistemului analizat; probabilitatea de manifestare a acestora este însă extrem de redusă).

În afară de colectarea aleatoare şi cea sistematică, mai există şi alte variante, care însă nu se pretează la analize şi interpretări statistice:
- colectarea probelor accesibile: măsurarea diametrelor arborilor din apropierea drumului, stabilirea transectelor de-a lungul potecii etc.;
- colectare conştientă, pe baza experienței, în "unități tipice" etc.

6.5. Periodicitatea eşantionării

În unele investigații ecologul realizează întregul studiu al unei arii sau sistem pe baza unei singure campanii de teren, caz în care problema periodicității nu este ridicată. Frecvent însă, investigațiile reclamă urmărirea dinamicii unui fenomen, a valorii medii a unui proces ecologic sau modificarea unei structuri, într-o perioadă mai lungă (sezon, unul sau mai mulți ani), caz în care eşantionarea trebuie repetată (replicată) la diferite intervale de timp. În decursul unui an probele se pot replica fie la intervale regulate (temporal sistematic), fie astfel încât să se surprindă toate aspectele dictate de modificările

la nivel sezonier (prin eşantionare stratificat randomizată în timp). De exemplu vegetația unei arii se studiază cel puțin o dată în fiecare aspect de vegetație (prevernal, vernal, estival, serotinal, eventual şi autumnal) pentru a surprinde diferitele elemente ale florei şi vegetației, dar este de prea mic interes realizarea releveelor fitocenologice în timpul toamnei târzii şi lipsit de sens în decursul iernii. Dacă studiem producția primară a unei fitocenoze terestre, probele se pot colecta lunar, din momentul germinării semințelor şi până la oprirea proceselor de creştere sau până la moartea părților supraterane ale plantelor ierboase. Probele de bentos trebuie prelevate cel puțin o dată în fiecare sezon, inclusiv iarna, deşi este mult mai recomandat (pentru surprinderea dinamicii) colectarea sistematică lunară sau la două luni. Acele grupe sistematice sau funcționale care pot fi studiate numai în anumite perioade ale biociclului lor, sau într-un anumit sezon, impun implicit perioada eşantionării. Scara temporală la care raportăm fenomenul ecologic particular poate impune periodicitatea. Pentru a permite compararea datelor obținute în diferitele perioade, este recomandat să se utilizeze aceeaşi tehnică şi metodă de prelevare, respectiv triere şi obținere a informației primare. Tot ceea ce a fost expus anterior privitor la randomizarea eşantionării în spațiu este valabil şi în abordarea temporală: colectarea aleatoare a probelor se face în orice combinație de spațiu - timp, în mod adecvat cu particularitățile sistemului analizat şi obiectivele studiului.

6.6. Determinarea tipului de distribuție spațială

Cea mai simplă apreciere asupra tipului de distribuție spațială este de a răspunde la întrebarea: dată fiind localizarea unui individ, care este probabilitatea ca un altul (conspecific) să se afle în apropiere?

1. probabilitatea este mare = model agregat (grupat sau contagios);
2. probabilitatea este mică = model uniform;
3. probabilitatea nu este afectată de localizarea individului = model randomizat (întâmplător sau aleator).

Trebuie precizat aici faptul că termenul **distribuție** are semnificație diferită în sens matematic (statistic) şi în sens ecologic, deşi putem stabili anumite analogii între acestea. În statistică o distribuție de frecvențe defineşte modul în care valorile unei variabile (densitate, biomasă etc.) sunt încadrate pe categorii de variație (de exemplu număr de indivizi pe unități de probă). În sens ecologic vorbim de distribuția spațială care se referă la modul în care indivizii sunt localizați în spațiu. Este evident că în acest caz parametrul este supus influenței scării spațiale la care ne raportăm. În unități mici de probă, într-un sector omogen al mediului, o populație poate ilustra un anumit tip de distribuție spațială şi un altul dacă analizăm aceeaşi populație în cadrul unei arii mai întinse, mai heterogene şi pe suprafețe mai mari de probă. În sens şi mai larg putem defini o distribuție spațială a grupelor de indivizi (inclusiv a populațiilor) în cadrul unei arii mai mari (în cadrul arealului speciei de exemplu).

Atunci când poziția în spațiu a fiecărui individ este independentă de poziția oricărui altuia, distribuția spațială este întâmplătoare. Aceasta se constată foarte rar în natură, de exemplu uneori în habitate omogene, în condițiile lipsei interacțiunilor intraspecifice. Dacă indivizii sunt distribuiți la distanțe egale cu o probabilitate mai mare decât cea care ar permite încadrarea la un model întâmplător, spunem că populația prezintă o distribuție uniformă. În sens mai larg, un asemenea model ar putea constitui o dovadă a excluderii reciproce din acelaşi teritoriu (la speciile teritoriale) sau a interacțiunilor alelopatice la diferite specii vegetale. Evident cel mai adesea se realizează cu concursul activităților antropice, în natură fiind de asemenea un fenomen rar. Cel mai frecvent este modelul de distribuție agregată, produs mai ales pe seama heterogenității habitatelor, dar şi a comportamentului social. Modelul de distribuție spațială poate varia atât în timp cât şi în spațiu. Cunoaşterea acestuia şi măsura valorii lui pot da informații despre habitat, distribuirea resurselor şi calitatea acestora, comportamentul speciilor, structura socială, relații intra- şi interspecifice etc. Distribuția poate fi măsurată cu ajutorul unor indici specifici. Atenție însă: putem compara şi afirma că o populație are o distribuție mai agregată sau mai uniformă decât o alta, dar nu putem spune că are o distribuție "mai aleatoare". Ceea ce este randomizat nu suportă o scară de comparație.

Să presupunem că au fost numărați indivizii unei populații în fiecare din cele n probe de dimensiuni egale, colectate simplu randomizat, determinându-se parametrii statistici de bază. Presupunem că media aritmetică şi varianța densității unei populații oarecare sunt μ şi respectiv σ^2 (parametrii populaționali). Atunci cele enunțate mai sus pot fi definite în termeni matematici astfel:

- dacă $\sigma^2 = \mu$, populația prezintă o distribuție întâmplătoare (randomizată);
- daca $\sigma^2 > \mu$, populația prezintă o distribuție agregată (grupată);
- daca $\sigma^2 < \mu$, populația prezintă o distribuție uniformă.

După cum am mai spus, cel mai adesea nu cunoaştem valorile parametrilor populaționali, ci numai pe cele ale parametrilor statistici ($\bar{X}$ şi s^2). De aceea simpla comparare a acestora nu va duce aproape niciodată la o concluzie pertinentă. Pentru a depăşi acest neajuns, mai multe teste statistice ne stau la dispoziție.

Definim un prim **indice de distribuție spațială (ID)** ca:

$$ID = \frac{s^2}{\bar{X}}$$

Urmează verificarea semnificației acestuia printr-un test statistic. Modul în care utilizăm testele statistice în verificarea ipotezelor de lucru va constitui obiectul unei teme separate; aici redăm doar primele elemente necesare. Testele avansează şi verifică ipoteze cu privire la o variabilă sau la un parametru descriptiv de-al acesteia. Ipotezele trebuie să fie simple. Prima pe care o avansăm se numeşte **ipoteza nulă** şi o notăm cu H_0. A doua trebuie să conțină negația primei ipoteze şi o vom nota cu H_1 numind-o **ipoteza alternativă.**

Scopul utilizării testelor este de a elabora o concluzie privind acceptarea sau respingerea ipotezei nule. Decizia este luată pe baza unui număr limitat de probe, motiv pentru care eroarea este posibilă. Nivelul α semnifică probabilitatea de eroare a deciziei, şi este ales imediat după fixarea ipotezelor.

Întorcându-ne la indicele de distribuție spațială, trebuie verificat în primul rând dacă media şi varianța diferă sau nu semnificativ între ele. Altfel spus, trebuie să verificăm printr-un test dacă valoarea lui ID se abate semnificativ de la 1 - valoarea care indică o distribuție spațială randomizată.

Dintre diferitele posibilități de verificare, vom reda aici numai testul χ^2 pentru verificarea semnificației abaterii de la unitate. Fixăm ipoteza nulă şi pe cea alternativă:

1. $H_0 : \sigma^2 = \mu$ (totuna cu a spune că "distribuția este întâmplătoare")

2. $H_1 : \sigma^2 \neq \mu$

Alegem nivelul de probabilitate; fie acesta $\alpha = 0.05$. Calculăm apoi valoarea χ^2 după formula:

$$\chi^2 = \frac{s^2(n-1)}{\overline{X}} = ID(n-1)$$

Testul χ^2 este bidirecțional deoarece există două posibilități de deviație (care corespund cu tipurile de distribuție spațială agregată respectiv uniformă). Distingem două cazuri:

a. $n \leq 50$

Din tabelul cu valori critice ale acestui test (Tab. 26.2) extragem cele două date corespunzătoare la nivelul $^{\alpha}/_{2}$ respectiv (1-$^{\alpha}/_{2}$) şi (*n-1*) grade de libertate. Nu respingem ipoteza nulă dacă:

$$\chi^2_{0.975} \leq \textit{valoare calculată} \leq \chi^2_{0.025}$$

Dacă valoarea calculată a parametrului statistic este mai mică decât valoarea critică inferioară, afirmăm la nivelul de probabilitate ales că distribuția este uniformă, iar dacă este mai mare decât pragul superior, distribuția este agregată.

b. $n > 50$

Se calculează abaterea standard normală a variabilei χ^2 pe care o notăm cu Z, după formula:

$$Z = \sqrt{2\chi^2} - \sqrt{2n-3}$$

Dacă valoarea calculată a lui Z este cuprinsă între valorile critice ale tabelului corespunzător (Tab. 26.4), care sunt în acest caz ($n > 50$; $\alpha = 0.05$) - 1.64 şi + 1.64, nu respingem ipoteza nulă, prin urmare distribuția este aleatoare. Dacă $Z < -1.64$ respingem ipoteza nulă iar distribuția este uniformă. Corespunzător dacă $Z > +1.64$ distribuția este de tip agregat.

Dacă este respinsă ipoteza nulă (distribuție randomizată) atunci mai pot fi utilizați şi alți indici de distribuție redați în Tab. 6.2 (după Elliot, 1977).

Problemă.

S-au studiat anumiți parametri ecologici ai unei populații de *Cypripedium calceolus* dintr-o rezervație, efectuându-se 25 de relevee. S-au obținut următoarele valori: densitatea medie = 3.7 ind./m^2; varianța = 22.3. Să se calculeze valoarea indicelui de distribuție spațială şi să se verifice printr-un test adecvat tipul acesteia.

Răspuns : Valoarea indicelui de distribuție spațială ID = 6.02 este mai mare decât 1, ceea ce indică o distribuție agregată. Numărul de probe fiind mai mic de 30, verificăm aceasta prin testul χ^2 la un nivel de semnificație de 0.05. Ipoteza nulă susține că distribuția este aleatoare. Calculăm valoarea parametrului χ^2 = 144.64. Din tabelul pentru acest test extragem valorile tabelate, 12.40 şi 39.36. Întrucât valoarea calculată nu se încadrează în intervalul dintre cele două valori tabelate, respingem ipoteza nulă şi afirmăm ipoteza alternativă, care susține că distribuția spațială a populației de *Cypripedium calceolus* nu este aleatoare, ci grupată, valoarea calculată fiind mai mare decât limita superioară a intervalului.

Toți aceşti indici se bazează pe raportul între varianță şi medie, fiind dependenți de numărul indivizilor din probă. Indicii pot caracteriza cele trei tipuri de distribuții spațiale în cazul în care probele au aceleaşi dimensiuni (n) şi acelaşi număr total de indivizi, condiții care sunt foarte rar satisfăcute. De aceea, cu excepția indicelui Green, aceştia pot fi folosiți pentru verificarea tipului de distribuție spațială, dar nu şi pentru compararea unor populații diferite din acest punct de vedere sau urmărirea parametrului în dinamică la aceeaşi populație.

Tab. 6.2. Indici de distribuție spațială

Indice	Formulă	Uniformitate maximă	Distribuție randomizată	Agregare maximă
ID	$\frac{s^2}{\overline{X}}$	0	1	$\sum_i x_i$
David & Moore	*ID - 1*	-1	0	$\sum_i x_i$ -1
Green	$\frac{ID-1}{\left(\sum_i x_i\right)-1}$	$-\frac{1}{\left(\sum_i x_i\right)-1}$	0	1

Pentru a depăşi acest neajuns se poate lucra şi cu alte metode, de exemplu cu coeficientul de regresie din legea lui Taylor sau cu indicele Morisita. Ultimul este descris mai jos.

Indicele Morisita (I_δ) este independent de media aritmetică şi de numărul total de indivizi, dar depinde de numărul de probe (*n*). Acesta se calculează după expresia:

$$I_\delta = n\frac{\sum_i [x_i(x_i-1)]}{\sum_i x_i\left(\sum_i x_i - 1\right)} = n\frac{\sum_i x_i^2 - \sum_i x_i}{\left(\sum_i x_i\right)^2 - \sum_i x_i}$$

Indicele Morisita prezintă valoarea 0 la uniformitate maximă, 1 dacă distribuția este randomizată şi n la agregare maximă.

Verificarea semnificației abaterii de la unitate (ipoteza nulă presupune şi în acest caz posibilitatea existenței unui model randomizat) se face tot cu testul hi-pătrat, parametrul calculându-se prin expresia:

$$\chi^2 = I_\delta\left(\sum_i x_i - 1\right) + n - \sum_i x_i$$

decizia fiind luată ca în testul anterior. Se extrag cele două valori critice la nivelul $^{\alpha}/_{2}$ şi (*n-1*) grade de libertate, ipoteza nulă fiind acceptată dacă valoarea calculată este situată în interiorul intervalului definit de acestea. Dacă prezintă valori inferioare intervalului, distribuția este uniformă, iar pentru valori superioare putem afirma la nivelul de probabilitate ales un model agregat.

Problemă.

Se urmăreşte prin MSV estimarea densității unei populații de floare de colț (*Leontopodium alpinum*) de pe stâncăriile calcaroase din masivul Piatra Craiului. În acest scop de delimitează prin metoda simplu randomizată 50 de suprafețe de probă a câte 1 m^2. Numărul de indivizi din fiecare probe defineşte variabila şir x_i.

Datele primare sunt:

x_i (nr. ind./ m^2) = 13, 98, 12, 0, 19, 4, 0, 42, 23, 14, 23, 4, 5, 7, 6, 8, 9, 45, 0, 0, 0, 34, 3, 2, 4, 65, 76, 3, 4, 7, 9, 87, 32, 0, 0, 0, 0, 0, 5, 32, 45, 67, 5, 12, 14, 3, 23,14, 12, 10.

Să se afle densitatea medie, varianța, limitele de confidență ale densității medii, indicele de distribuție spațială, să se verifice printr-un test adecvat tipul de distribuție, să se calculeze eroarea de estimare a mediei. Care este numărul necesar de probe unitare (dimensiunea probei statistice) pentru a se atinge o eroare de estimare tolerată de $D' = 0.1$?

Răspuns: Pe baza celor 50 de suprafețe de probă a câte 1 m^2 alese prin metoda simplu randomizată, s-a calculat pentru populația de *Leontopodium alpinum* de pe stâncăriile calcaroase din masivul Piatra Craiului o densitate medie de 18 indivizi/m^2, cu o varianță de 576.49. Densitatea reală a populației se află cuprinsă cu o probabilitate de 95% între 12.4 şi 23.6 indivizi/ m^2) ($t_{0.05;49}$ = 1.645).

Indicele de distribuție spațială este ID = 32.03, care fiind mai mare decât 1, indică o distribuție grupată. Pentru verificare acesteia se aplică testul Z (n>50). Ipoteza nulă presupune o distribuție de tip randomizat; alegem nivelul de asigurare $\alpha = 0.05$. Parametrul statistic Z = 46.17, mult mai mare decât marginea superioară a domeniului critic (-1.64;+1.64), motiv pentru care respingem ipoteza nulă şi afirmăm la nivelul de asigurare ales că distribuția este de tip agregat.

Densitatea medie a fost calculată cu o eroare de estimare D = 0.19, adică o precizie de 81%. Pentru a se atinge o eroare tolerată de estimare $D' = 0.1$ sunt necesare n’ = 178 probe.

---

7. ALTE ELEMENTE DE STATISTICĂ APLICATE ÎN ECOLOGIE

7.1. Transformarea datelor

Multe aplicații şi teste statistice necesită ca variabila luată în studiu să prezinte o distribuție normală. În cercetarea ecologică această formă apare destul de rar. Putem însă să realizăm o aproximare a modelului normal prin diferite proceduri de transformare a datelor. Multe metode şi teste statistice (t-Student, analiza de varianță etc.) reclamă ca varianța să fie independentă de medie. Însă în toate cele trei modele de distribuție (binomial pozitiv, binomial negativ şi seria Poisson) varianța şi media tind să crească împreună, motiv pentru care aceste teste nu pot fi aplicate fără riscul apariției de erori. Neajunsul se poate îndrepta prin "transformarea datelor", adică prelucrarea lor prin diferite funcții matematice.

Prin trecerea la o altă scară, o variabilă care nu prezintă o distribuție de frecvențe de tip normal (prin urmare nu i se pot calcula, de exemplu, limitele de confidență ale tendinței centrale) va fi normalizată, fapt care ne ajută în prelucrările ulterioare. Când este aplicată o transformare, prelucrările şi testele de semnificație se vor realiza în noua scară, dar raportarea valorilor parametrilor ecologici se va face în scara originală (Sokal şi Rohlf, 1981). Parametrii statistici calculați pe baza acestor date se numesc **parametri transformați**. Ei vor fi utilizați în diferitele teste sau formule în această formă. Prin retransformarea acestora în scara originală se obțin **parametri derivați** (medie aritmetică derivată, varianță derivată etc.). Deoarece transformările sunt cel mai adesea neliniare, limitele de confidență calculate pe scară transformată şi transpuse din nou în scara originală vor fi asimetrice. Uneori se aplică şi **ajustarea parametrilor** (Elliott, 1977), prin introducerea în calculul valorii şi a varianței, dar aceasta este o tehnică relativ rar folosită.

a. Transformarea logaritmică

Este foarte des întâlnită, atât în prelucrările statistice ale probelor mici (mai ales în MSV când distribuția spațială este de tip agregat), dar şi în transformarea scărilor de măsură ale axelor, în analiza de regresie şi multe alte aplicații.

Probele mici cu distribuție necunoscută se pot uşor transforma prin logaritmare, adică se înlocuiesc valorile x_i cu $\log(x_i)$. Cel mai des se utilizează logaritmii în baza 10 sau e (numărul real e poate fi aproximat la 2.71...). Când media este corelată pozitiv cu varianța (medii mari tind să fie însoțite de varianțe

mari), transformarea logaritmică are mari şanse să remedieze situaţia şi să determine independenţa variaţiei celor doi parametri.

Prin urmare, la transformarea prin logaritmare, parametrii transformaţi medie = $\overline{X}_{\log}$ şi varianţă = $s^2_{\log}$ vor fi:

$$\overline{X}_{\log} = \frac{\sum_i \log(x_i)}{n}$$

$$s^2_{\log} = \frac{\sum_i \left[\log(x_i) - \overline{X}_{\log}\right]^2}{(n-1)}$$

Prin transpunerea în scara originală, se evaluează parametrii derivaţi şi limitele de confidenţă:

$$\overline{X} \approx anti\log(\overline{X}_{\log})$$

$$L_{1,2} = anti\log\left[\overline{X}_{\log} \pm t_\alpha \sqrt{\frac{s^2_{\log}}{n}}\right]$$

Dacă în şirul x_i există valori nule, transformarea nu se poate aplica în varianta expusă mai sus deoarece log(0) = ∞. Rezolvarea acestei probleme se face prin adaptarea transformării în sensul înlocuirii datelor originale cu valoarea log (x_i + 1), iar parametrul derivat medie aritmetică va fi:

$$\overline{X} = \left[anti\log(\overline{X}_{\log})\right] - 1$$

Dacă x_i prezintă valori subunitare (între 0 şi 1), pentru a evita valori negative ale funcţiei logaritmice se poate aplica transformarea prin înmulţirea datelor originale cu 10 sau cu 100. Evident, în obţinerea parametrilor derivaţi nu se va uita împărţirea cu valoarea corespunzătoare, aplicată în transformare.

Varianţa, abaterea standard şi erorea standard calculate pe date transformate nu se retransformă, ele nu au valoare statistică pe scara originară de măsură. De asemenea, trebuie să se ţină cont de faptul că mediile calculate pe date transformate nu pot fi comparate cu mediile pe date originare.

b. Transformarea prin extragerea rădăcinii

Dacă varianţa este aproximativ egală cu media sau dacă suspectăm o distribuţie de tip Poisson (situaţii frecvent întâlnite în ecologie) se aplică transformarea datelor prin extragerea rădăcinii pătrate a acestora. Cu alte cuvinte valorile x_i sunt înlocuite prin radicalul fiecărei valori $\left(x \to \sqrt{x}\right)$, iar parametrii transformaţi, respectiv cei derivaţi şi limitele de confidenţă se calculează după expresiile:

$$\overline{X}_{rad} = \frac{\sum_{i=1}^{n} \sqrt{x_i}}{n}$$

$$s^2_{rad} = \frac{\sum_i (\sqrt{x_i} - \overline{X}_{rad})^2}{(n-1)}$$

$$\overline{X}_{derivat} = (\overline{X}_{rad})^2$$

$$L'_{1,2} = \overline{X}_{rad} \pm t_\alpha \sqrt{\frac{s^2_{rad}}{n}}$$

$$L_{1,2} = (L'_{1,2})^2$$

Dacă datele primare sunt mici şi există valori de 0, este indicat ca în transformare să se adauge la datele originale valoarea de 0.5. Prin urmare transformarea va fi:

$$x_i \rightarrow \sqrt{x_i + 0.5}$$

iar media derivată se va calcula corespunzător:

$$\overline{X}_{derivat} = (\overline{X}_{rad})^2 - 0.5$$

Se cunosc şi alte tipuri de transformări. De exemplu, pentru proporții se recomandă transformări de tip angular (prin funcția *arcsin*), iar pentru multe alte cazuri se aplică tehnici de tip Box - Cox, dar acestea se vor studia la alte discipline.

7.2. Limite de confidență pentru proporții şi valori procentuale

La tema precedentă (Capitolul 6) s-a învățat modalitatea de calcul a limitelor de confidență pentru mediile care provin dintr-o populație statistică de date, despre care se presupune că are o distribuție de frecvențe de tip normal (aproximare valabilă numai la număr mare de probe; n>30, sau la probe mici cu distribuție aleatoare). Dacă se presupune sau demonstrează că această condiție nu este îndeplinită, respectiv dacă numărul de probe este mic, putem totuşi aplica formulele de evaluare a intervalului de confidență, dar pe date transformate, aşa cum s-a arătat în paragrafele precedente. Aceste tehnici însă nu sunt valabile ca atare pentru date definite prin proporții sau procente.

Proporțiile apar foarte frecvent în datele ecologice (de exemplu raportul între sexe, proporția de indivizi juvenili sau adulți reproducători în cadrul unei populații etc.). Altfel spus, toți indivizii sistemului ecologic analizat sunt considerați ca aparținând la două clase: cei care au o anumită însuşire sau aparțin unei anumite categorii şi cei care nu au sau nu aparțin acesteia. Dacă notăm cu N efectivul sau numărul de indivizi de referință (din probe de exemplu), acesta este format din n_1 indivizi de tipul sau cu însuşirea A, şi din n_2 indivizi de tipul sau cu însuşirea B (sau care nu au însuşirea A). Prin urmare putem defini proporțiile:

$p = n_1/N$ (a celor de tip A), respectiv $q = n_2 / N = (1 - p)$, a celor de tip B.

Evident p + q = 1. Când n > 30 se poate utiliza aproximarea normală pentru delimitarea domeniului sau a limitelor de confidență. Eroarea standard a proporției p abreviată prin ES(p), este dată de expresia:

$$ES(p) = \sqrt{\frac{pq}{n}}$$

Din tabelul cu valori critice ale distribuției t-Student, extragem valoarea lui t la nivelul α de probabilitate şi (n-1) grade de libertate, parametrul (d) respectiv limitele de confidență ($L_{1,2}$) ale proporției p calculându-se după expresiile:

$$d = t_\alpha \sqrt{\frac{pq}{n}}$$

$$L_{1,2} = p \pm d$$

Invers, putem afla câți indivizi din populație trebuie analizați sau observați sub un anumit criteriu sau caracter, pentru a atinge un anumit nivel de precizie (varianta metodei determinării matematice a dimensiunii probei statistice în acest caz). Presupunem că pe baza unui studiu pilot, sau a unor eşantioane preliminare, am calculat domeniul de confidență, care însă nu ne satisface. Putem alege ca domeniul tolerat de confidență să fie, de exemplu, $d^* = \pm 0.03$ față de proporția estimată, la nivelul α = 0.05. Aceasta înseamnă aflarea numărului necesar de indivizi pentru a fi studiați, astfel încât proporția reală (populațională) să se afle cu o probabilitate de 95% între p-0.03 şi p+0.03. Rezolvarea în n a ecuației domeniului de confidență $d^* = t_\alpha ES(p)$ conduce la expresia:

$$n = \frac{t_\alpha^2 pq}{d^{*2}}$$

Observație: în toate formulele precedente prin t_α se înțelege valoarea critică din tabelul testului t-Student din Anexe care se extrage la nivelul de probabilitate α şi la (n-1) grade de libertate.

Problemă. În cadrul unui studiu-pilot de ecologie a unei populații de *Clethrionomys glareolus* (şoarece scurmător) s-a determinat sexul la 25 de indivizi capturați, constatându-se că 11 erau femele. Câți indivizi trebuie analizați pentru a se determina structura pe sexe a populației cu un domeniu tolerat de eroare de ± 0.05?

Rezolvare. Se constată că proporția femelelor din probă este p = 11/25 = 0.44, iar a masculilor este q = 0.56. Eroarea standard a proporțiilor este 0.099, valoarea critică $t_{\alpha=0.05;\ GL=24} = 1.711$, prin urmare domeniul de confidență la nivelul de probabilitate ales este 1.711* 0.099 = 0.16, adică o valoare necorespunzătoare din punctul de vedere al cerințelor problemei. Dacă dorim un $d^* = 0.05$, din ecuația următoare aflăm dimensiunea probei statistice pentru a atinge nivelul dorit (numărul de indivizi necesari a fi capturați pentru încadrarea în domeniul de eroare tolerată):

$$n = \frac{(1.711)^2 * 0.44 * 0.56}{(0.05)^2} = 288.5 \approx 289 indivizi$$

În **concluzie**, dacă dorim estimarea sex-ratio la populația investigată de *Clethrionomys glareolus* cu o eroare de 0.05 este necesară captura şi determinarea sexului la 289 de exemplare.

7.3. Alți parametri statistici descriptivi ai şirurilor de date ecologice

Până în prezent am analizat unii parametri statistici ai şirurilor de date, esențiali pentru a descrie într-o manieră sintetică variabilele utilizate în analiza proceselor şi sistemelor ecologice. Am făcut cunoştință cu media aritmetică (indicator al tendinței centrale a şirului), cu varianța şi abaterea standard (ca indicatori ai împrăştierii datelor), precum şi cu aplicațiile statistice de bază, prin care putem afla domeniul de confidență în care se află cu o anumită probabilitate valoarea reală, populațională; putem defini dimensiunea ideală a probei statistice şi tipul de distribuție spațială (în cazul metodei prezentate în capitolul precedent). Însă, în afară de medie aritmetică şi de varianță, respectiv abatere standard, există o serie de alți parametri statistici care au rolul de a descrie seturile de date, dintre care prezentăm în cele ce urmează, pe cei mai des întâlniți în analizele de ecologie (adaptat după R. Storm, 1988; R.R. Sokal şi F.J. Rohlf, 1981; A.I. Iacobaş, 1997; M.T. Gomoiu şi M. Skolka, 2000; A. Falniowski, 2003).

a. Indicatori ai tendinței centrale

Sunt valori ce caracterizează semnificația medie sau de mijloc a şirurilor de date.

Modul - este valoarea care apare cel mai frecvent într-un şir de date, evidențiată mai ales pe seama maximelor (generale sau locale) funcției de repartiție a frecvențelor. O funcție care are un singur maxim se va numi **unimodală,** una care are două maxime (de exemplu repartiția de frecvențe a notelor la laboratorul de ecologie, care adesea are două vârfuri: cei care îşi dau silința să învețe, cu frecvența ridicată a valorilor cuprinse între 7 şi 8, iar pe de altă parte cei care vin la noroc, nu au învățat şi nici nu au interesul, dar speră la o clemență din partea universului, distribuția de frecvențe indicând un alt maxim local în domeniul 3-4) se numeşte **bimodală,** cea cu mai multe maxime **multimodală**, iar când nu este nici unul setul de date se numeşte **non-modal** sau **uniform.**

Mijlocul unui set de date este media aritmetică a valorilor extreme ale setului de date, adică $(x_{max} - x_{min})/2$.

Mediana este valoarea care împarte datele unui şir în două grupe egale de termeni. Pentru un număr de date n=2k+1, mediana este termenul (k+1) din şir, iar pentru un număr par n=2k, mediana este media aritmetică a valorilor cu numerele de ordine k şi (k+1).

Media - este intuitiv bine cunoscută şi s-a studiat în varianta aritmetică. Uzual se mai utilizează mediile geometrică şi armonică.

Media geometrică (X_G) a unui şir de date cu termenul general x_i este:

$$X_G = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^{n} x_i}$$

Media armonică (X_H) este exprimată ca:

$$\frac{1}{X_H} = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\frac{1}{x_i}$$

b. Indicatorii de poziție

Sunt folosiți pentru a descrie localizarea unui anumit subgrup de date în relație cu restul eşantionului. Numiți şi α-**cuantile**, aceşti indicatori împart eşantionul aranjat în ordine crescătoare a valorilor în α părți egale de date (Iacobaş, 1997). Prima α-cuantilă delimitează superior cele mai mici n/α entități, a doua cele mai mici 2n/α elemente etc.

Cei mai utilizați indicatori de poziție (după Gomoiu şi Skolka, 2001) sunt:
- Quartilele (Q_1, Q_2, Q_3) care împart şirul de date ordonat crescător în patru grupe egale ca număr de valori, după formula Q_i = (n*i)/4. Rezultatul va indica numărul valorilor care rămân în stânga quartilei.
- Decilele (D_1, D_2 .. D_9), care împart şirul de date în 10 serii egale (n*i/10).
- Centilele (C_1, C_2 .. C_{99}) împart seria în 100 de subserii egale (n*i/100).

c. Indicatori de împrăştiere

Cei mai cunoscuți indicatori care arată cum sunt distribuite datele individuale prin comparație cu media sunt **varianța** (s^2) şi **abaterea standard** (s). În tema expusă anterior am văzut că în formulele acestora numitorul este reprezentat de numărul gradelor de libertate (n-1). Aceasta este o adaptare la faptul că cel mai adesea în ecologie numărul de probe este relativ mic, motiv pentru care aceşti estimatori se mai numesc şi standardizați; în matematică şi alte domenii aplicate unde numărul de probe este mare (n > 50, după multe surse, deşi există o largă varietate de păreri în acest sens) numitorul este reprezentat de dimensiunea probei statistice (n).

Amplitudinea (numită uneori şi domeniu) "w" este intervalul în interiorul căruia se găsesc toate datele şirului, adică diferența între valoarea maximă şi minimă a datelor ($w = x_{max} - x_{min}$).

Coeficientul de variație (V) al unui şir de date căruia i s-a calculat media aritmetică şi abaterea standard, este dat de expresia:

$$V = \frac{100s}{\overline{X}}$$

semnificând abaterea standard exprimată ca procente din medie, având rolul de a permite compararea deviației relative în populații caracterizate prin valori diferite ale mediei.

Momente centrate de ordin q față de medie, notate cu m_q ($\overline{X}$), au formula generală:

$$m_q(\overline{X}) = \frac{\sum_{i=1}^{n}(x_i - \overline{X})^q}{n}$$

Noțiunea de momente centrate provine din fizică unde descriu factorii care afectează rotația corpurilor (momentul forței, momentul cinetic etc.). Se observă că varianța este momentul centrat de ordinul 2. Cele mai uzuale aplicații (după Scheiber şi Lixăndroiu, 1994; Iacobaş, 1997) ale momentelor centrate de ordinul 3, respectiv 4, sunt coeficientul de asimetrie (în limba engleză *skewness*) pe care îl vom nota cu *a* şi coeficientul de aplatizare/boltire (în engleză *kurtosis*) abreviat prin *k*:

$$a = \frac{m_3}{s^3}$$

$$k = \frac{m_4}{s^4} - 3$$

Coeficientul de asimetrie indică forma curbei, adică poziția maximului distribuției de frecvențe prin comparație cu media. Când curba va fi simetrică (media coincide cu valoarea de maxim), coeficientul va fi a = 0; a < 0 atunci când curba este asimetrică spre dreapta (maxim mai mare decât valoarea medie) şi a > 0 (pozitivă) când curba este asimetrică spre stânga (maxim mai mic față de medie).

Coeficientul de boltire arată cât de "aplatizată", sau dimpotrivă de "boltită" sau de "ascuțită" este forma curbei de frecvențe. În graficul de mai jos (fig. 7.1) este ilustrată diferența între o curbă "aplatizată" (coeficient k cu valori negative; sau "platicurtică"), respectiv "boltită" (k ia valori pozitive sau curbă "leptocurtică"). Atunci când toate valorile variabilei şir sunt distribuite după un model normal, valoarea coeficientului k este 0.

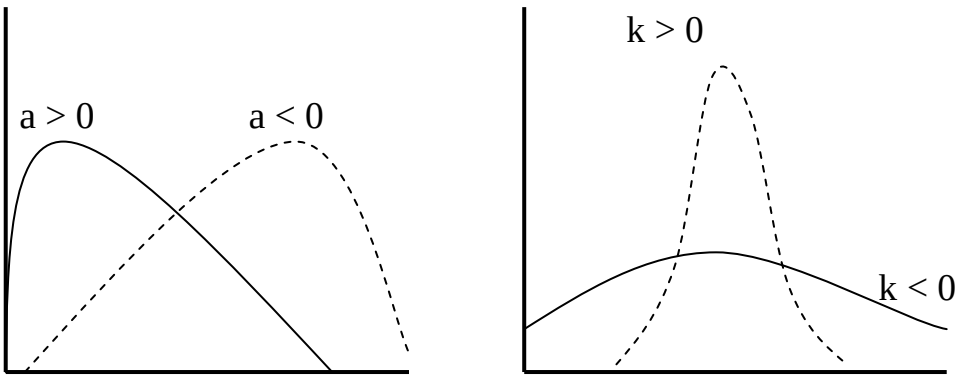


Fig. 7.1. Forma curbelor de distribuție ale frecvențelor descrise de coeficienții de asimetrie (a) şi de aplatizare/boltire (k). a>0 asimetrie spre stânga, a<0 asimetrie spre dreapta, k>0 leptocurtică, k<0 platicurtică. Dacă a=0 curba este simetrică, iar dacă k=0 curba este de tip normal.

8. METODA DISTANȚELOR

Există o serie de alternative pentru estimarea densității şi a distribuției spațiale a populațiilor puțin mobile sau sesile. Metoda pătratelor, deşi este cea mai des folosită, nu este întotdeauna aplicabilă mai ales din motive de timp şi de bani. În cazul arboretelor, de exemplu, este frecvent nepractic să delimităm în mod repetat suprafețe de peste 100 m^2 (400 sau 10000 m^2), din care să numărăm exemplarele aparținând diferitelor populații. La prezentarea acestei metode s-a văzut cât de importantă este alegerea formei, a dimensiunii probei unitare, precum şi a numărului suficient de probe pentru a obține rezultate semnificative. Orice eroare care apare în decursul acestor etape preliminare se reflectă negativ în rezultatele finale. O posibilitate de înlăturare a acestor neajunsuri este aplicarea **metodei distanțelor**, dezvoltată în special pentru analiza parametrilor ecologici ai arboretelor, dar care se pretează la multe alte studii. Această metodă se bazează pe două şiruri de valori, unul între n puncte alese la întâmplare şi cei mai apropiați indivizi de fiecare dintre acestea, iar al doilea dintre n indivizi şi cei mai apropiați vecini. Metoda distanțelor se aplică de obicei pentru o singură specie, şi este adesea utilizată complementar cu metoda pătratelor. Metoda are numeroase variante. Dintre acestea unele presupun cunoaşterea fie a densității populației, fie a tipului de distribuție spațială. Aceasta înseamnă că dacă se cunoaşte modelul de distribuție în spațiu a indivizilor unei populații se poate determina densitatea ecologică, şi invers. Există însă şi procedee care permit estimarea atât a densității cât şi a distribuției spațiale, precum şi teste care determină eroarea standard, respectiv plasarea limitelor de confidență în jurul parametrilor calculați. Vom trata numai ultima variantă, pe care o considerăm mai importantă sub aspect practic.

Metoda distanțelor se poate aplica fie pe **hărți**, fie direct în **teren**. Aplicarea pe hartă presupune că populația ocupă un habitat redus ca suprafață şi că fiecare individ a fost reprezentat într-un sistem de coordonate. Fiind cartați toți indivizii, densitatea populației poate fi determinată la modul absolut şi metoda permite aflarea tipului de distribuție spațială. Probabilitatea ca asemenea hărți să fie efectiv disponibile este însă foarte mică. În cazuri rare vom avea timpul şi motivația necesară să ridicăm o hartă a vegetației, sau să transpunem pe hârtie o fotografie a unei anumite colonii de animale sesile. Pe de altă parte o asemenea întreprindere permite analiza mai degrabă prin metoda pătratelor. Mult mai adecvată este aplicarea metodei distanțelor pe arii largi, în care este dificilă delimitarea de unități de probă, şi în care nu este necesar să parcurgem sau să cartăm întregul teritoriu. În aceste arii se aleg la întâmplare puncte şi/sau exemplare, care se marchează în teren. Metoda solicită să nu se selecteze un

număr de indivizi (sau puncte) mai mare de 5 - 10% din efectivul populației şi să nu se repete probele.

Să ne imaginăm că obiectul studiului este un stejăret de câmpie, care delimitează o arie suficient de mare pentru a nu merita să aplicăm metoda suprafețelor.

8.1. Varianta Byth-Ripley

O variantă pentru selectarea aleatoare a probelor, determinarea tipului de distribuție spațială şi estimarea densității, este cea dezvoltată de Byth şi Ripley (ap. Ch. Krebs, 1989). Aceasta presupune parcurgerea mai multor etape:

1. Se decide asupra unui număr natural par, pe care îl vom nota cu 2n (unde n este numărul dorit de probe pentru metoda distanțelor). Recomandăm ca n să fie mai mare de 50. În teren (sau pe hartă) se selectează la întâmplare 2n puncte şi se marchează poziția acestora.
2. Se selectează la întâmplare un număr de n puncte dintre cele 2n şi se măsoară distanța dintre fiecare punct şi individul din populație situat cel mai aproape de acesta (x_1, x_2, …, x_n).
3. În jurul celorlalte n puncte neselectate se trasează pentru fiecare câte o suprafață de probă de dimensiuni egale, astfel încât să cuprindă în medie circa 5 indivizi din populația studiată. Indivizii incluşi în aceste n suprafețe sunt numerotați şi se selectează la întâmplare n indivizi.
4. Se măsoară distanțele dintre fiecare individ astfel selectat şi cel mai apropiat vecin (r_1, r_2, …, r_n).
5. Se aplică testul pentru distribuția indivizilor în spațiu, după Hopkins (1954). Ca şi în cazul metodei pătratelor (determinarea tipului de distribuție spațială), ipoteza nulă statutează că distribuția spațială a populației este de tip întâmplător. Se alege un nivel de semnificație (fie acesta $\alpha = 0.05$) şi se calculează parametrul h (testul lui Hopkins pentru distribuție) după formula:

$$h = \frac{\sum_{i=1}^{n} x_i^2}{\sum_{i=1}^{n} r_i^2}$$

Hopkins a arătat că distribuția lui h este de tip F-Fischer la 2n grade de libertate atât pentru numărător, cât şi pentru numitor. Logica acestui test este următoarea: dacă organismele sunt agregate, atunci distanțele dintre punctele selectate şi organisme sunt semnificativ mai mari decât cele dintre indivizi. Contrariul se întâmplă dacă distribuția este uniformă. Din acest motiv valoarea parametrului calculat se compară cu două valori tabelate, indicând distribuție randomizată numai dacă valoarea calculată se situează între acestea.

Din tabelul cu valori critice pentru testul F (Tab. 26.7 din Anexe) se extrag două valori astfel: 1) se împarte valoarea nivelului de semnificație la 2 (dacă α a fost 0.05 valoarea căutată este 0.025); 2) prima valoare critică se

extrage din tabel la nivelul α/2 şi 2n grade de libertate, atât pentru numărător cât şi pentru numitor (altfel spus prima valoare critică este extrasă la nivelul α/2, pe linia 2n şi coloana 2n); 3) nivelul de probabilitate pentru cea de-a doua valoare critică din tabel se determină prin relația: 1 - α/2, şi se extrage de asemenea la 2n grade de libertate (dacă nivelul inițial de asigurare a fost α=0.05 noua valoare critică se caută la nivelul 0.975 pe coloana 2n şi linia 2n). Prin urmare obținem două valori critice, şi anume $F_{\alpha/2;\ 2n;\ 2n}$ şi $F_{1-(\alpha/2);\ 2n;\ 2n.}$

Observație

Este foarte probabil ca tabelele F să nu conțină valori critice pentru nivelul de probabilitate de 0.9 (inclusiv 0.975 sau 0.95). Când se utilizează tabelul F cu n1 grade de libertate la numărător şi n2 la numitor, este adevărată egalitatea:

$$F_{\alpha[n1,n2]} = \frac{1}{F_{1-\alpha[n2,n1]}}$$

Pentru cazul nostru, în care n1=n2=n, sunt valabile relațiile:

$$F_{0.025} = \frac{1}{F_{0.975}}$$

$$F_{0.05} = \frac{1}{F_{0.95}}$$

Decizie: Dacă h este situat între cele două valori critice, afirmăm ipoteza nulă la nivelul de probabilitate ales, modelul de distribuție spațială fiind de tip aleator. Dacă h este mai mic decât intervalul delimitat de cele două valori tabelate, respingem ipoteza nulă şi afirmăm o distribuție uniformă. Dacă h este mai mare decât acest domeniu afirmăm o distribuție de tip agregat.

Definim un nou **indice de distribuție spațială**:

$$I_H = \frac{h}{1+h} = \frac{\sum\left(x_i^{\ 2}\right)}{\sum\left(x_i^{\ 2}\right) + \sum\left(r_i^{\ 2}\right)}$$

Acest indice variază între 0 (uniformitate maximă) şi 1 (agregare maximă). **Estimarea densității populației** se face numai **după** ce s-a stabilit tipul de distribuție spațială a acesteia. Dacă **distribuția spațială este aleatoare**, densitatea se poate estima fie din valorile distanțelor punct-individ, fie din distanțele dintre individ şi cel mai apropiat vecin.

Estimarea densității (N_1) prin distanțele punct - individ:

$$\hat{N}_1 = \frac{n}{\pi\sum\left(x_i^2\right)}$$

unde: n = dimensiunea probei; x_i = distanța dintre punctul i şi individul cel mai apropiat; π = 3.14…

Estimarea densității din distanțe individ - individ:

$$\hat{N}_2 = \frac{n}{\pi \sum \left(r_i^2\right)}$$

unde: r_i = distanța dintre individul i şi cel mai apropiat vecin.

Pentru aflarea limitelor de confidență ale acestor estimări se definesc varianța şi respectiv eroarea standard (ES), pe parametri inversați (se lucrează cu termenul 1/N), care se calculează după formulele:

$$\mathrm{var}\left(\frac{1}{\hat{N}}\right) = \frac{1}{n\hat{N}^2}$$

$$ES\left(\frac{1}{\hat{N}}\right) = \sqrt{\frac{\mathrm{var}\left(\frac{1}{\hat{N}}\right)}{n}} = \frac{1}{n\hat{N}}$$

unde N este oricare dintre valorile calculate prin expresiile redate anterior.

Limitele de confidență se delimitează prin formula:

$$\frac{1}{L_{1,2}} = \frac{1}{\hat{N}_1} \pm t_\alpha \left(\frac{1}{n\hat{N}}\right)$$

unde t_α este valoarea critică aleasă la nivelul de probabilitate dorit şi (n-1) grade de libertate. Pentru a se raporta domeniul în care este inclus parametrul populațional la nivelul de asigurare ales, cele două valori ale limitelor trebuie inversate, adică exprimate ca raportul dintre 1 şi valorile calculate.

Dacă distribuția spațială nu este aleatoare, se lucrează cu estimatorul lui Diggle (1975) care nu este altceva decât media geometrică între estimatorii calculați anterior (N_1, N_2):

$$\hat{N}_3 = \sqrt{\hat{N}_1 \hat{N}_2}$$

Problemă. Se studiază o populație de *Sorbus aucuparia* (scoruş de munte) dintr-un molidiş din Parcul Național Retezat, care ocupă un habitat de dimensiuni mari. Se doreşte aflarea tipului de distribuție spațială a indivizilor şi densitatea acestora prin metoda distanțelor. Se aplică procedura Byth-Ripley, parcurgându-se următorii paşi:

- Dimensiunea statistică a probei este fixată la 2n = 120, deci n = 60. Se marchează în teren poziția a 120 de puncte.
- Se selectează la întâmplare 60 de puncte din cele 120 marcate şi se determină distanțele x_i (i ia valori de la 1 la 60) în metri, dintre fiecare punct şi cel mai apropiat vecin. Fie aceste valori următoarele: x_i = 25, 18, 3, 17, 12, 1, 5, 4, 22, 13, 11, 8, 6, 12, 4, 32, 8, 29, 5, 4, 13, 10, 4, 6, 31, 25, 3, 29, 14, 17, 41, 17, 42, 59, 17, 8, 37, 32, 15, 28, 36, 0, 36, 33, 24, 18, 2, 17, 19, 10, 17, 29, 18, 4, 35, 12, 46, 22, 18, 3 (m).
- În jurul fiecăruia dintre celelalte 60 de puncte, care nu au fost selectate, se delimitează câte o suprafață de formă pătrată (toate de dimensiuni egale), în care se numerotează toți indivizii incluşi, alegându-se la întâmplare 60 de indivizi. Se

măsoară distanțele dintre fiecare şi cel mai apropiat vecin, rezultând următoarele 60 de valori: r_i = 24, 11, 41, 28, 33, 7, 14, 29, 18, 5, 31, 19, 8, 17, 3, 21, 16, 34, 22, 28, 17, 19, 12, 7, 46, 29, 31, 41, 25, 10, 5, 13, 22, 47, 6, 34, 11, 44, 18, 59, 17, 38, 12, 12, 8, 35, 38, 9, 25, 13, 7, 19, 30, 5, 16, 4, 18, 12, 21, 10 (m).

- Toate aceste valori se ridică la pătrat şi se însumează, rezultând: $\sum x_i^2 = 29756$; $\sum r_i^2 = 35844$.
- Se verifică tipul de distribuție spațială prin testul Hopkins. Ipoteza nulă statutează că distribuția este de tip aleator. Nivelul de probabilitate se alege la $\alpha = 0.05$. Se calculează h = 0.83.
- Din tabelul F-Fischer se extrag valorile critice ($F_1 = 0.64$; $F_2 = 1.56$).
- **Decizie:** deoarece valoarea calculată a lui h este inclusă între valorile critice tabelate, nu respingem ipoteza nulă (deci afirmăm o distribuție spațială întâmplătoare la nivelul ales).
- Indicele de distribuție spațială $I_H = 0.45$. Mica diferență între această valoare şi 0.5 (mijlocul domeniului de variație, care indică distribuție aleatoare) se datorează erorii de probă, fapt verificat prin testul precedent.
- Deoarece distribuția este întâmplătoare, putem lucra cu oricare dintre formulele pentru N_1 sau N_2. Presupunem că am optat pentru prima dintre acestea:

$$\hat{N}_1 = \frac{n}{\pi \sum \left(r_i^2\right)} = \frac{60}{3.14 * 29756} = 0.000642 \ldots indivizi / m^2$$

Această estimată a densității se poate raporta la hectar prin înmulțire cu 10000, rezultând o valoare medie de 6.42 de indivizi la hectar. Fiind un parametru estimativ se impune determinarea limitelor de confidență, astfel:

- se caută în tabelul t-Student valoarea critică a lui t pentru 59 de grade de libertate şi nivelul $\alpha = 0.05$, găsindu-se $t_{0.05,\,59} = 1.645$;
- se calculează limitele de confidență după expresia cunoscută:

$$\frac{1}{\hat{N}_1} \pm t_{0.05.;59}\left(\frac{1}{n\hat{N}_1}\right) = 1557.38 \pm 42.71$$

Prin urmare, limitele de confidență pe date inversate sunt: 1514.6 şi 1601.1. Aceste două valori sunt inversate la rândul lor, rezultând valorile:

1 / 1514.6 = 0.000659 indivizi/m^2

1 / 1601.1 = 0.000624 indivizi/ m^2

Dacă raportăm numărul de indivizi la hectar (prin înmulțire cu 10000), valorile sunt de 6.213 şi 6.642 indivizi/hectar.

În concluzie, pentru populația de *Sorbus aucuparia* investigată prin metoda distanțelor în variantă Byth-Ripley, s-a calculat o densitate medie de 6.42 indivizi/hectar. Valoarea reală a densității (ca parametru populațional) este cuprinsă între 6.59 şi 6.24 indivizi/hectar, iar distribuția este de tip aleator, estimările fiind făcute cu o probabilitate de 95%.

Avantajul variantei Byth - Ripley îl constituie faptul că prelucrările datelor sunt relativ simple, însă de cele mai multe ori este foarte dificilă colectarea datelor primare de pe teren, întrucât presupune marcarea unui număr mare de indivizi şi revenirea ulterioară la cei selectați, în vederea măsurării distanțelor.

8.2. Varianta Besag - Gleaves

Constituie o alternativă pentru procedura Byth-Ripley şi a fost consacrată sub denumirea de procedura Besag - Gleaves (1973, ap. Ch. Krebs, 1989). Partea de prelucrare a datelor este mai laborioasă, formulele sunt mai complexe, însă are avantajul că este mult mai simplu de aplicat în teren.

Se selectează la întâmplare un număr de *n* puncte în teren şi se determină pentru fiecare punct *i* două distanțe (fig. 8.1), cu următoarele semnificații:

1. distanța x_i de la punctul i până la cel mai apropiat organism (P);
2. distanța z_i de la organismul (P) la cel mai apropiat vecin (Q), cu restricția ca unghiul definit de punctele OPQ (unde O este punctul ales) să fie mai mare de 90º (aceasta fiind numită şi distanța T - pătrat).

Ca şi la metoda precedentă, ipoteza nulă afirmă că distribuția spațială este de tip aleator, fapt care se verifică prin testul Hines-Hines (1970):

$$h_T = \frac{2n\left[2\sum\left(x_i^2\right)+\sum\left(z_i^2\right)\right]}{\left[\left(\sqrt{2}\sum x_i\right)+\sum z_i\right]^2}$$

unde: h_T = testul Hines-Hines pentru distribuția aleatoare; x_i = distanța de la punct la individ; z_i = distanța T-pătrat (de la individ la individ)

Valorile critice pentru acest test sunt redate în tab. 8.1; acestea se extrag pentru mărimea probei de 2n. Valori mai mici decât intervalul tabelat indică o distribuție uniformă, iar valori mai mari semnifică o distribuție de tip agregat.

Estimarea densității:

Dacă s-a verificat că distribuția spațială este de tip aleator, se aplică relația:

$$\hat{N}_4 = \frac{2n}{\pi\sum\left(z_i\right)^2}$$

Dacă indivizii sunt distribuiți în spațiu după alt model decât cel randomizat, se aplică formula:

$$\hat{N}_T = \frac{n^2}{2\sqrt{2}\left(\sum x_i\right)\left(\sum z_i\right)}$$

Eroarea standard a acestui estimator se calculează după relația:

$$ES\left(\frac{1}{\hat{N}_T}\right) = \sqrt{\frac{8\left(\bar{z}^2 s_x^2 + 2\bar{x}\bar{z}s_{xz} + \bar{x}^2 s_z^2\right)}{n}}$$

unde: s^2_x = varianța distanțelor punct - individ; s^2_z = varianța distanțelor T - pătrat; s_{xz} = covarianța distanțelor x şi z, care se calculează după formula:

$$s_{xz} = \frac{\sum xz - \frac{\left(\sum x\right)\left(\sum z\right)}{n}}{n-1}$$

Problemă. S-a studiat prin metoda distanțelor în varianta Besag-Gleaves densitatea şi distribuția spațială a unei populații de *Eryngium campestre* (scaiul dracului) dintr-o pajişte din Podişul Hârtibaciului. S-au selectat la întâmplare un număr de 75 de puncte în teren, parcurgându-se următoarele etape:

- S-au determinat distanțele x_i de la fiecare punct O_i până la individul cel mai apropiat P_i . Cele 75 de valori, în centimetri, sunt următoarele:

x_i = 12, 15, 53, 54, 62, 53, 87, 91, 17, 85, 46, 32, 56, 38, 76, 95, 16, 45, 85, 76, 95, 16, 45, 85, 76, 32, 59, 84, 73, 8, 12, 69, 5, 41, 39, 85, 26, 79, 94, 6, 78, 62, 13, 18, 9, 10, 25, 86, 30, 18, 96, 65, 93, 20, 50, 47, 46, 85, 72, 23, 15, 69, 45, 32, 80, 41, 65, 79, 36, 42, 32, 15, 65, 48, 90 (cm).

- De la fiecare dintre indivizii P_i astfel determinați s-a măsurat distanța până la cel mai apropiat vecin Q_i, avându-se în vedere ca unghiul OPQ să fie mai mare de 90^0. Distanțele T-pătrat sunt:

z_i = 65, 42, 18, 97, 32, 20, 40, 65, 89, 36, 72, 19, 68, 20, 15, 8, 23, 9, 41, 18, 16, 27, 35, 41, 12, 10, 65, 82, 65, 49, 72, 36, 10, 54, 68, 92, 79, 46, 31, 25, 86, 31, 10, 19, 46, 35, 28, 7, 26, 94, 30, 10, 26, 58, 43, 10, 62, 11, 88, 65, 29, 45, 67, 21, 30, 55, 21, 11, 32, 84, 90, 7, 10, 98, 46 (cm).

- Se calculează mediile ($\bar{x} = 50.97$ cm, $\bar{z}$ = 41.9 cm), varianțele (s_x^2 = 798.24, s_z^2 = 728.97) şi covarianța între cele două distanțe (s_{xz} = - 59.19).
- Se determină tipul de distribuție spațială cu ajutorul testului Hines-Hines. Ipoteza nulă statutează că distribuția este aleatoare. Se alege nivelul de asigurare dorit (fie acesta 0.05), iar h_T = 1.423;
  Din tab. 8.1. se extrag valorile critice la nivelul α = 0.05 şi 2n = 150 de grade de libertate, obținându-se valorile 1.2112 şi 1.3837. Deoarece valoarea calculată se află deasupra acestui interval, respingem ipoteza nulă şi afirmăm o distribuție agregată la nivelul de asigurare ales.
- Estimarea densității se face în acest caz cu formula lui N_T. Înlocuind în aceasta valorile, rezultă N_T = 0.000165 indivizi/cm^2 sau 1.65 indivizi/m^2.
- Se determină eroarea standard a parametrului inversat rezultând ES = 581.44.
- Se caută valoarea tabelată a testului t la nivelul 0.05 şi 74 grade de libertate (t = 1.645) şi se determină limitele de confidență. Cele două valori care rezultă din această relație sunt: 6998 şi 5085. Inversând aceste două limite (1 împărțit la fiecare dintre ele) rezultă : L1 = 0,000143 indivizi/cm^2 = 1.43 indivizi/ m^2 şi L2 = 0.000196 indivizi/ cm^2 = 1.96 indivizi/ m^2.
- **Concluzie**: Prin aplicarea metodei distanțelor în varianta Besag - Gleaves pornind de la cele 75 de puncte alese, putem afirma cu o probabilitate de 95% că distribuția spațială a populației investigate de *Eryngium campestre* din podişul Hârtibaciului este agregată, densitatea estimată este de 1.65 exemplare/m^2, iar valoarea parametrului populațional este situată cu aceeaşi probabilitate între 1.38 şi 2.06 exemplare/ m^2.

Tab. 8.1. Tabelul cu valori critice pentru testul Hines-Hines

α	**Distribuție uniformă**				**Distribuție agregată**			
n	0.005	0.01	0.025	0.05	0.05	0.025	0.01	0.005
10	1.0340	1.0488	1.0719	1.0932	1.4593	1.5211	1.6054	1.6727
12	1.0501	1.0644	1.0865	1.1069	1.4472	1.5025	1.5769	1.6354
14	1.0632	1.0769	1.0983	1.1178	1.4368	1.4872	1.5540	1.6060
16	1.0740	1.0873	1.1080	1.1268	1.4280	1.4743	1.5352	1.5821
18	1.0832	1.0962	1.1162	1.1344	1.4203	1.4633	1.5195	1.5623
20	1.0912	1.1038	1.1232	1.1409	1.4136	1.4539	1.5061	1.5456
22	1.0982	1.1105	1.1293	1.1465	1.4078	1.4456	1.4945	1.5313
26	1.1099	1.1216	1.1396	1.1559	1.3978	1.4319	1.4755	1.5080
28	1.1149	1.1264	1.1439	1.1598	1.3936	1.4261	1.4675	1.4983
30	1.1195	1.1307	1.1479	1.1634	1.3898	1.4209	1.4604	1.4897
40	1.1372	1.1475	1.1631	1.1772	1.3748	1.4008	1.4333	1.4571
50	1.1498	1.1593	1.1738	1.1868	1.3644	1.3870	1.4151	1.4354
60	1.1593	1.1682	1.1818	1.1940	1.3565	1.3768	1.4017	1.4197
70	1.1668	1.1753	1.1882	1.1996	1.3504	1.3689	1.3915	1.4077
80	1.1730	1.1811	1.1933	1.2042	1.3455	1.3625	1.3833	1.3981
90	1.1782	1.1859	1.1976	1.2080	1.3414	1.3572	1.3765	1.3903
100	1.1826	1.1900	1.2013	1.2112	1.3379	1.3528	1.3709	1.3837
150	1.1979	1.2043	1.2139	1.2223	1.3260	1.3377	1.3519	1.3619
200	1.2073	1.2130	1.2215	1.2290	1.3189	1.3289	1.3408	1.3492
300	1.2187	1.2235	1.2307	1.2369	1.3105	1.3184	1.3279	1.3344
400	1.2257	1.2299	1.2362	1.2417	1.3055	1.3122	1.3203	1.3258
600	1.2341	1.2376	1.2429	1.2474	1.2995	1.3049	1.3113	1.3158
800	1.2391	1.2422	1.2468	1.2509	1.2960	1.3006	1.3061	1.3099
1000	1.2426	1.2454	1.2496	1.2532	1.2936	1.2977	1.3025	1.3059

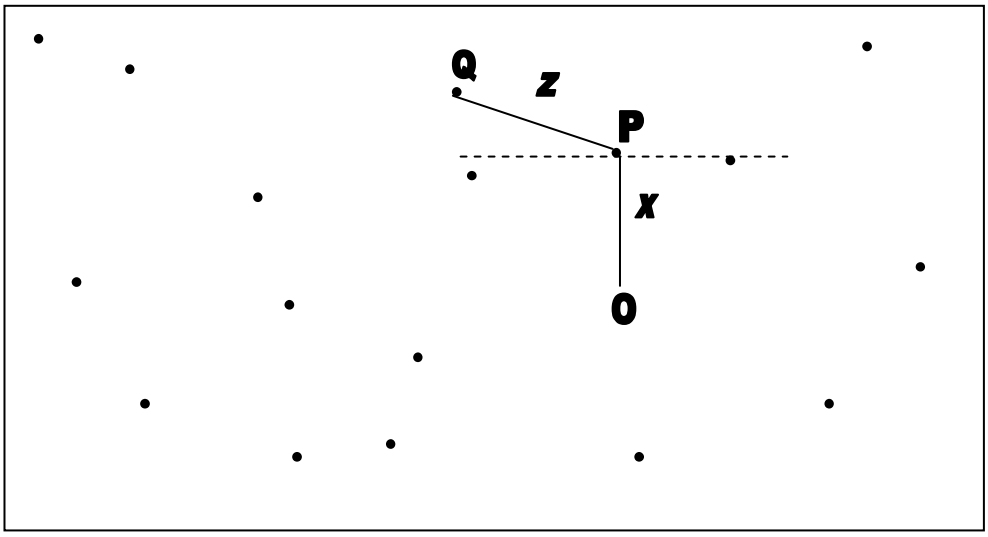


Fig. 8.1. Reprezentarea schematică a modului de determinare a distanțelor în varianta Besag - Gleaves. Prin puncte este reprezentată distribuția indivizilor sesili în spațiu. Notațiile sunt redate în text (O este un punct selectat randomizat, P şi Q sunt indivizi; unghiul OPQ este mai mare de 90 de grade). Distanța dintre O şi P este x, iar între P şi Q este z.

9. TESTAREA IPOTEZELOR

Urmărind dinamica unei populații sau a unei comunități prin intermediul parametrilor statistici, suntem tentați (aşa cum se procedează în mod greşit în multe lucrări) să interpretăm direct diferențele dintre valorile acestora. Mulți se grăbesc să elaboreze concluzii de genul: densitatea indivizilor populației X este mai mare față de anul trecut sau prin comparație cu celălalt habitat, biodiversitatea medie este în scădere, biomasa în creştere etc. Să nu uităm însă că mediile a două probe statistice extrase din aceeaşi populație, coincid foarte rar între ele (revedeți teorema limitei centrale). Toți parametrii pe care îi calculăm sunt statistici; aceştia descriu şi caracterizează probele. Ei sunt doar nişte estimatori ai parametrilor populațiilor statistice de date. Pentru a compara doi parametri populaționali (pe care nu-i cunoaştem) prin prisma unor parametri statistici, care îi aproximează, avem nevoie de cunoaşterea metodelor de testare statistică.

Prin urmare, înainte de a interpreta o deosebire între valorile probelor, trebuie să verificăm dacă aceasta este statistic semnificativă la un anumit nivel de probabilitate. În caz negativ afirmăm egalitatea şi ne oprim aici. Desigur acesta este un exemplu simplu; adesea ipotezele sunt complicate şi verificarea acestora se face în mai multe etape, utilizând o serie de teste.

Testarea ipotezelor este parte integrantă din **designul experimental**. Acesta reprezintă descrierea structurii logice a tuturor etapelor implicate în procesul de obținere a datelor, prelucrarea, analiza, sinteza, testarea ipotezelor, luarea deciziilor, elaborarea concluziilor şi relevarea semnificațiilor. Altfel spus, în cadrul designului experimenatal are loc conceperea, proiectarea şi implementarea judicioasă a unui set de observații şi experimente care permit obținerea de date prin care testăm ipotezele de lucru şi îndeplinim obiectivele studiului.

Proiectarea defectuoasă a experimentelor are ca rezultat obținerea de informații părtinitoare, de date nerelevante şi redundante, imposibilitatea testării ipotezelor, cheltuieli inutile ale resurselor, ducând în final la eşecul întregului studiu. Există două categorii majore de **experimente**: evaluative şi manipulative. În cadrul experimentelor **evaluative** se execută măsurători şi evaluări ale unor parametri ecologici; pe când în cele **manipulative s**unt aplicate **tratamente** (intervenții ale cercetătorului sau ale factorilor antropici sau naturali asupra unor unități de probă, care modifică unii parametri ai mediului sau sistemului). **Unitatea experimentală** reprezintă cea mai mică diviziune a materialului experimental, care este alocată unui singur tip de tratament, adică i se aplică un singur fel de intervenție şi posedă o anumită semnificație distinctă. Identificarea acestor unități este primul pas în designul experimental.

Experiențele manipulative implică unul sau mai multe tratamente, care modifică condițiile din unitățile experimentale, care sunt împărțite în cel puțin două categorii: unități supuse tratamentului şi unități **martor** (care nu sunt supuse tratamentului), utilizarea acestora din urmă fiind necesară în orice experiență manipulativă. Efectele tratamentelor sunt evaluate prin măsurarea uneia, sau a mai multor **variabile de răspuns**. Designul unui experiment se referă la caracteristicile unităților experimentale, tipul de tratamente aplicate acestora, numărul de unități asupra cărora se aplică fiecare categorie de tratament şi modul în care acestea sunt localizate în spațiu şi timp.

Experimentele manipulative sunt supuse la diverse surse de variabilitate care pot genera confuzii şi conduce la rezultate dificil sau imposibil de interpretat. Sursele de confuzie se pot reduce prin proceduri statistice sintetizate sub denumirea de **controlul designului**, între care amintim randomizarea, replicarea, utilizarea de unități experimentale cât mai omogene şi utilizarea unui design experimental mai eficient.

Cele mai multe teste şi aplicații statistice presupun că observațiile (măsurătorile repetate) sunt independente, însă această presupunere contravine frecvent realității. Principala tehnică de respectare a regulii este **randomizarea**, adică extragerea aleatoare a unei probe din populația statistică sau alocarea tratamentelor şi unităților martor în mod aleator. Randomizarea reduce părtinirea şi creşte acuratețea estimărilor asupra efectelor tratamentelor. **Replicarea** reprezintă repetarea şi multiplicarea unităților experimentale. Ideal, unitățile experimentale sunt cât mai similare, sau chiar identice, sub aspectul dimensiunii, al trăsăturilor structurale şi al condițiilor. Această condiție este adesea imposibil de îndeplinit. Astfel, **eroarea experimentală** apare din cauza heterogenității mediului, dar intervin şi erori întâmplătoare sau datorate cercetătorului. Ele pot fi reduse dacă unitățile experimentale sunt replicate, adică dacă sunt desemnate mai multe unități pentru fiecare tratament sau condiție, inclusiv pentru martor. Uneori însă ceea ce este considerată o replicare este doar o **pseudoreplicare**, care poate fi de mai multe tipuri. Pseudoreplicarea **simplă** implică măsurarea multiplă a variabilei de răspuns, într-o singură unitate de experiență, şi analiza datelor ca şi cum ar proveni din diferite unități. Pseudoreplicarea **temporală** semnifică realizarea de măsurători în aceeaşi unitate de experiență, la diferite intervale de timp, şi tratarea lor ca şi cum ar proveni din diferite unități. Pseudoreplicare **sacrificială** apare atunci când există posibilitatea de a distinge variabilitatea în şi dintre unitățile experimentale, dar aceasta este sacrificată prin combinarea tuturor datelor într-o singură grupă de analiză.

Unitățile experimentale supuse tratamentelor şi martorii trebuie să fie **interspersate** în spațiu şi timp (fig. 9.1), pentru a reflecta efectele mediului, a dinamicii modificărilor şi ale condițiilor heterogene. Ambele categorii ar trebui să fie distribuite la întâmplare. Când numărul de unități experimentale este mare, o procedură de selectare aleatoare serveşte scopului urmărit, însă când numărul acestora este mic soluția o reprezintă interspersia sistematică sau semisistematică.

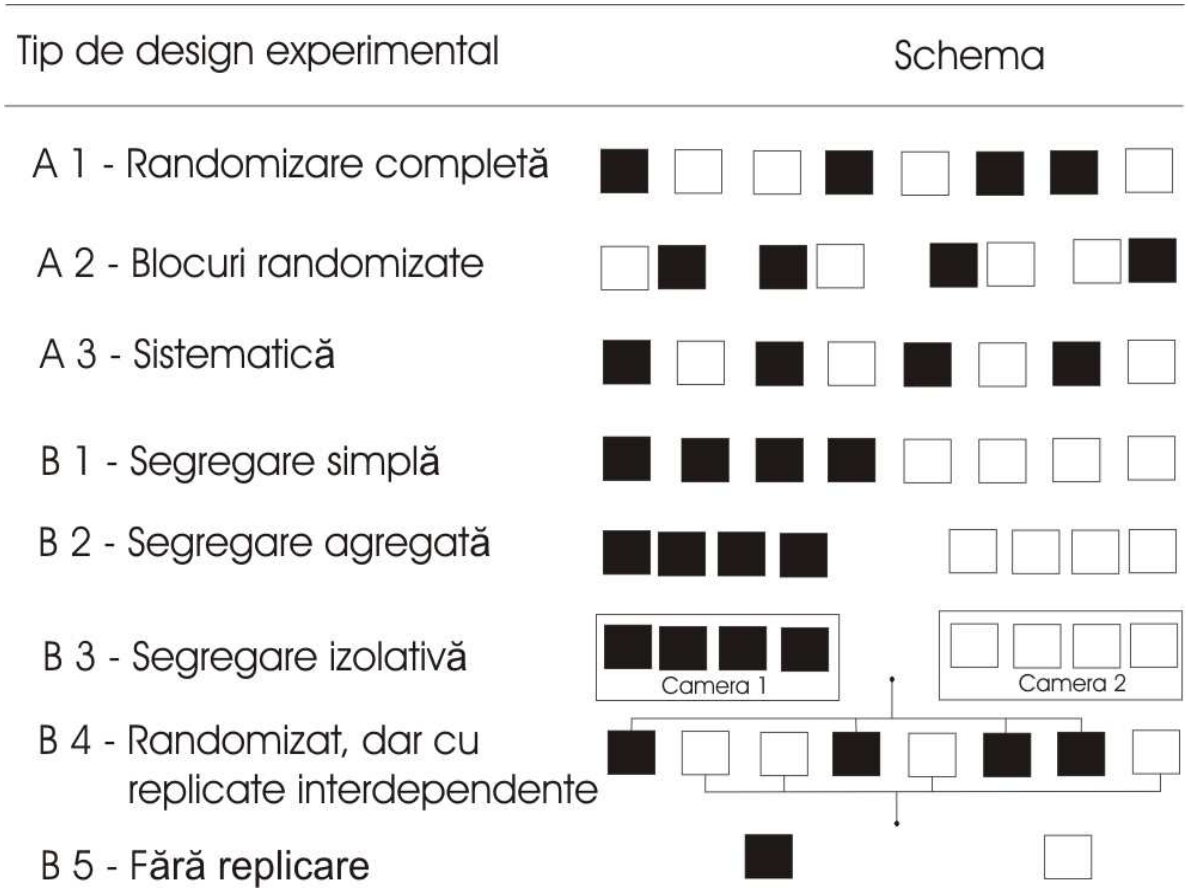


Fig. 9.1. Schema generală a celor mai uzuale tipuri de design experimental (după Ch. Krebs, 1989), cu modalități bune (A) de interspersie a replicatelor celor două tratamente (în alb şi negru), precum şi modalități negative (B), care contravin principiului interspersiei.

Designul complet randomizat este cel mai simplu, recomandat de multe teste. Când unitățile sunt puține, apar probleme atunci când există condiții cu variație clinală.

Designul în blocuri randomizate (fig. 9.2, a) utilizează unități experimentale grupate în blocuri care sunt relativ uniforme în interior, pe când diferențele dintre blocuri pot fi mai mari sau mai mici. Este un design excelent pentru experimente de teren, deoarece produce o interspersie optimă a tratamentelor, reducând efectele potențiale ale evenimentelor eratice asupra rezultatelor.

Designul în pătrat latin (fig. 9.2, b) se aplică atunci când se cunosc două surse de variație care acționează (de exemplu altitudinea şi distanța față de un râu) şi care trebuie considerate în corectarea designului. Pătratul latin constituie o extensie a designului în bloc randomizat complet. Fiecare tratament apare o singură dată pe un rând şi o singură dată pe o coloană. Cel mai mic pătrat latin este 3x3 şi rar se aplică mai mult de 5x5.

Designul sistematic atinge interspersia maximă a tratamentelor, cu riscul apariției de erori în mediu, sau la intervale de timp, în care factorii oscilează periodic. Va fi evitat când variabile de stare sau de proces vor prezenta periodicitate.

Design randomizat în blocuri

a.)

D	A	B	C	Bloc 1
B	C	D	A	Bloc 2
A	B	D	C	Bloc 3
C	B	A	D	Bloc 4

Design în pătrat latin

b.)

B	D	A	C
A	C	B	D
D	A	C	B
C	B	D	A

Fig. 9.2. Reprezentarea schematică a configurației spațiale a unităților experimentale într-un design randomizat de blocuri (a) şi în pătrat latin (b) (după Cox, 2002). Literele A, B, C şi D indică trei tratamente diferite şi martorul.

Alegerea testelor statistice utilizate trebuie să țină pe lângă alți factori şi de tipul de design experimental. După cum afirma G.K. Kanji (2006), există nenumărate exemple de oameni de ştiință care au obținut rezultate false fie aplicând teste neadecvate, fie greşind interpretarea rezultatelor, fie (foarte frecvent) din necunoaşterea modului în care se formulează ipotezele. Autorul citat atrăgea atenția asupra a două probleme majore. În primul rând testele au fost concepute pentru a respinge ipoteze. Scopul utilizării unui test particular este de a arăta că o idee nu poate fi susținută decât cu o probabilitate mult prea mică, nesatisfăcătoare. A doua idee este legată de faptul că ipoteza pe care încercăm să o respingem este întotdeauna cea care nu presupune nici o modificare, de exemplu care susține că nu există diferențe între densitățile medii, între coeficienții de corelație, între varianțe, că valorile observate nu

diferă de cele teoretice, că tratamentele nu au nici un efect, în general că nu se întâmplă nimic. Aceasta este ipoteza nulă (notată H_o). Ipoteza care o afirmăm în cazul respingerii ipotezei nule este ipoteza alternativă (notată H_1). În general ipoteza nulă este plictisitoare, pe când cea alternativă este interesantă. De exemplu, în cadrul unui studiu parazitologic se urmăreşte prevalența de infestare cu larve de căpuşe (*Ixodes ricinus*) la şoarecele de pădure (*Apodemus sylvaticus*). Descoperirea faptului că proporția de indivizi parazitați diferă între cele două sexe sau între clasele de vârstă poate să ducă la o serie de studii interesante în ceea ce priveşte ecologia căpuşelor, trăsăturile fiziologice sau comportamentale diferențiate ale grupelor de vârstă sau sexelor gazdei, implicațiile structurii populaționale a gazdei în dinamica populațiilor de *Ixodes ricinus* etc. Dacă însă se va demonstra că prevalența căpuşei nu este influențată de sex sau clasă de vârstă, acest rezultat va fi de un interes mult mai redus.

Este important să se facă distincția între ipotezele biologice/ecologice şi cele statistice. În exemplul anterior, „mobilitatea mai redusă a indivizilor tineri determină o prevalență mai scăzută de infestare cu larve şi nimfe de *Ixodes ricinus* la şoarecele de pădure” este o ipoteză alternativă biologică. Ea se referă la procesele biologice, în cazul acesta la relația gazdă-parazit. „Prevalența căpuşelor în cadrul populațiilor de *A. sylvaticus* este diferită în funcție de clasa de vârstă”, este o ipoteză alternativă statistică, pentru că se referă la valori, nu la cauzele care determină diferențele între ele.

Statistica ne dă posibilitatea să verificăm ipotezele statistice, nu şi cele biologice sau ecologice, însă în general suntem interesați de procesele din spatele valorilor observate, adică de verificarea ipotezelor biologice. Prin urmare, este foarte important să formulăm corect cele două tipuri de ipoteze şi să interpretăm corect rezultatele testării statistice. Este necesar să luăm în considerare faptul că validarea unei ipoteze biologice necesită validara ipotezei statistice derivate din aceasta, însă validarea unei ipoteze statistice nu înseamnă neapărat că şi ipoteza biologică este adevărată, întrucât un anumit fenomen poate avea mai multe cauze. De exemplu, dacă am găsit că proporția de adulți parazitați este semnificativ mai mare decât cea de subadulți şi juvenili (deci am verificat ipoteza statistică), aceasta nu înseamnă neapărat că „mobilitatea mai redusă a indivizilor tineri determină o prevalență mai scăzută de infestare cu larve şi nimfe de *Ixodes ricinus* la şoarecele de pădure” (ceea ce susține ipoteza biologică/ecologică), întrucât prevalența mai scăzută în rândul indivizilor tineri poate fi explicată şi prin faptul că, păstrând încă legătura cu mama, aceasta îndepărtează o parte din paraziții externi în procesul de îngrijire a puilor.

Redăm în cele ce urmează câteva dintre cele mai folosite teste în studiile obişnuite de ecologie. Alte teste sunt incluse în prezentul volum la teme diferite (de exemplu verificarea distribuției spațiale la MSV, teste pentru metoda distanțelor, pentru egalitatea şanselor de captură etc.). Pentru alte situații care pot apare în practică, recomandăm lucrările indicate la bibliografie (în special Ch. Krebs, 1989; G. Kanji, 2006; Fowler şi col., 2006; McDonald, 2009, sau oricare alt manual de statistică modernă).

Oricât de diversă ar fi această problematică, testarea ipotezelor de lucru presupune întotdeauna parcurgerea următoarelor etape:

1. Orice problemă trebuie formulată în termeni de ipoteze. Fie problema cât de complicată aceasta trebuie descompusă în ipoteze simple, care indică anumite inegalități între parametrii statistici care descriu fenomenul respectiv. Întotdeauna ipoteza nulă trebuie să indice o stare de status-quo; o mai numim ipoteza de repaus deoarece presupune întotdeauna o egalitate, o păstrare a stării inițiale. Ipoteza alternativă (H_1) se obține foarte simplu, întotdeauna prin negarea ipotezei nule. Aceasta se mai numeşte şi "ipoteza de acțiune" deoarece presupune că se întâmplă ceva.
2. Alegem o funcție statistică. Aceste funcții se aleg adecvat parametrilor şi condițiilor de testare (număr de probe, tip de distribuție, subiectul studiului etc.) şi trebuie să aibă două proprietăți: (a) să se comporte diferit când H_o este adevărată, decât atunci când este adevărată H_1 şi (b) distribuția de probabilități să poată fi calculată atunci când presupunem că H_o este adevărată (punct care nu trebuie să ne provoace dureri de cap deoarece ecologii lucrează cu tabele de valori critice ale diferitelor teste respectiv distribuții de probabilități). Prin urmare, acest punct se traduce prin: află care este testul adecvat problemei şi condițiilor acesteia, şi obține tabelul cu valori critice.
3. Alegem o regiune critică, adică un domeniu de probabilitate în cadrul căruia să putem presupune că ipoteza nulă nu mai poate fi susținută, adică respingem pe H_o în favoarea lui H_1. De obicei alegem o probabilitate de eroare situată între 1% şi 10% (adică α = [0.01, 0.1]), domeniu care este situat la dispoziția cercetătorului şi a exigențelor obiectivelor urmărite de acesta. În majoritatea lucrărilor de ecologie se consideră semnificative rezultatele obținute la nivelul de semnificație $\alpha = 0.05$.
4. Calculăm valoarea funcției statistice pe baza datelor experimentale.
5. Comparăm rezultatul obținut cu valoarea critică (sau valorile critice) din tabelul adecvat. Dacă obținem valori care plasează rezultatul în regiunea critică putem respinge la nivelul de probabilitate ales ipoteza nulă, iar în caz contrar spunem că aceasta poate fi susținută.
6. Dacă respingem H_0, este bine să considerăm şi în ce zonă a regiunii critice este situată valoarea calculată a funcției statistice; dacă este situată în apropierea graniței cu H_0 am putea afirma că există o oarecare evidență de respingere a ipotezei nule, pe când dacă este situată la celălalt capăt al domeniului am putea afirma că evidența este considerabilă.

Observație: În cazul testelor rulate pe calculator, acesta ne va prezenta valoarea calculată a parametrului şi valoarea corespunzătoare a lui p. Aceasta este nivelul de probabilitate la care valoarea calculată este egală cu valoarea tabelată, şi indică probabilitatea de a obține rezultatele observate în condițiile în care ipoteza nulă este adevarată. Rezultatele obținute la $p<0.05$ sunt considerate a fi semnificative, cele la $p<0.01$ foarte semnificative şi cele la $p<0.001$ extrem de semnificative.

Un test statistic este realizat prin intermediul unei funcții statistice căreia i se determină distribuția de probabilități sub presupunerea că ipoteza nulă este adevărată. Numim **eroare de tip I** respingerea ipotezei nule atunci când aceasta este adevărată; numim nivel de asigurare sau de semnificație şi îl notăm cu α, o fracție a probabilității maxime de eroare de tip I. Alegerea acestui nivel înseamnă de fapt dimensionarea regiunii critice şi reprezintă gradul de eroare pe care îl putem tolera sau admite. Acceptarea ipotezei nule atunci când aceasta nu este adevărată este cunoscută sub denumirea de **eroare de tipul II**, fracția probabilității notându-se cu β. Prin urmare, în testarea ipotezelor sunt posibile 4 situații:

		FAPT:
CONCLUZIE:	**H_o - adevărată**	**H_o - falsă**
H_o - nu se respinge	*decizie corectă*	*eroare tip II*
H_o - se respinge	*eroare tip I*	*decizie corectă*

Testele întrebuințate aparțin la două categorii: teste parametrice (t-Student, Z-normal, F etc.) şi neparametrice (U Mann-Whitney, Wilcoxon, Kolmogorov-Smirnov, Kruskal-Wallis etc.). Testele parametrice presupun că o distribuție matematică cunoscută este un bun model pentru fenomenele particulare studiate, iar parametrii acestei distribuții (μ, σ, σ^2) sunt valabili şi pentru proba statistică. Testele neparametrice nu țin seama de nici un tip prestabilit de distribuție matematică.

9.1. Testul w/s pentru verificarea normalității unei distribuții de frecvențe

Obiectiv: investigarea semnificației diferenței între o distribuție de frecvențe a unei probe date şi o distribuție normală de frecvențe.

Ipoteza nulă statutează că proba provine dintr-o populație statistică cu o distribuție pe clase de frecvențe de tip normal.

Metodă: abaterea standard a şirului de date este s iar amplitudinea şirului este w. Se calculează raportul q = w / s. Valorile critice (care se extrag la nivelul ales α şi n-1 grade de libertate) ale lui q se găsesc în Anexe (Tab. 26.5). Dacă valoarea calculată a lui q se află în afara domeniului critic, atunci respingem ipoteza nulă la nivelul de asigurare ales.

9.2. Testul t-Student pentru compararea a două medii aritmetice

În general se utilizează pentru probe mari (n>30 după unele surse; n>50 după altele), presupunând că aproximarea normală este valabilă. Dar în multe lucrări realizate prin metoda suprafețelor şi a volumelor, compararea parametrilor ecologici bazați pe probe statistice mici se rezolvă prin aflarea

tipului de distribuție spațială (aproximări ale altor tipuri de distribuții matematice, de exemplu tip Poisson sau binomial negativ), transformarea datelor şi utilizarea unor variante ale metodei expuse mai jos. Prin urmare, vom studia trei cazuri: probe mari (aproximare normală), probe mici şi distribuție aleatoare (aproximare la o serie Poisson), probe mici şi distribuție agregată (aproximare la o distribuție binomial negativă). Distribuția uniformă este mult prea rară pentru a ne da dureri de cap.

a. Cazul $n_{1,2}$ > 30 (utilizăm această condiție în lucrarea de față pentru a defini "probele mari").

Ipoteza nulă (H_0) statutează că ambele probe provin din aceeaşi populație statistică, deci diferențele dintre mediile aritmetice nu sunt semnificative. H_1 afirmă deosebiri semnificative între cele două medii, datorită faptului că probele provin din două populații statistice diferite. Pe scurt, aceasta se scrie astfel:

$H_O : \mu_1 = \mu_2$

$H_1 : \mu_1 \neq \mu_2$

Alegem nivelul de asigurare (fie α = 0.05). Fiecărei variabile i se calculează valoarea medie aritmetică şi varianța corespunzătoare (s_1^2; s_2^2). Determinăm parametrul statistic care raportează diferența dintre medii la abaterea standard a diferenței (d):

$$d = \frac{\left|\overline{X}_1 - \overline{X}_2\right|}{\sqrt{\frac{s_1^2}{n_1} + \frac{s_2^2}{n_2}}}$$

Se extrage valoarea critică din tabelul testului t-Student (tab. 26.1) la υ = (n_1+n_2-2) grade de libertate şi nivelul de asigurare α. Dacă valoarea calculată a lui d este mai mare decât $t_{\alpha,(n1+n2-2)}$ atunci respingem ipoteza nulă la nivelul de asigurare ales şi vom spune că mediile aritmetice diferă semnificativ la nivelul de asigurare ales.

b. Cazul n_1 şi/sau n_2 < 30 şi σ^2 > μ (distribuție spațială agregată; model aproximat de distribuția binomial negativă)

Ipotezele se aleg în mod analog, diferă numai formula de calcul:

$$d = \frac{\left|\overline{X}_1 - \overline{X}_2\right|}{\sqrt{s_{x1,x2}^2\left(\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2}\right)}}$$

unde:

$$s_{x1,x2}^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n1}(x_{1i} - \overline{X}_1)^2 + \sum_{j=1}^{n2}\left(x_{2j} - \overline{X}_2\right)^2}{\left(n_1 + n_2 - 2\right)}$$

Observație: parametrii statistici vor fi calculați în acest caz pe date transformate (de exemplu prin logaritmare; a se revedea Cap. 7). În mod similar cu punctul precedent, dacă valoarea calculată a lui d este mai mare decât valoarea critică a lui t, la υ=(n1+n2-2) şi α, atunci respingem ipoteza nulă.

Înainte de a aplica oricare dintre aceste variante ale testului, nu uităm să verificăm tipul de distribuție spațială (a se revedea Cap. 6).

c. Cazul n_1 şi/sau n_2 < 30 şi $\sigma^2 = \mu$ (distribuție spațială randomizată; model aproximat de distribuția Poisson)

Vom reda numai formula de calcul a lui d, restul enunțurilor şi interpretărilor fiind identice cu cele de la punctele precedente.

$$d = \frac{\left|\overline{X}_1 - \overline{X}_2\right|}{\sqrt{\frac{\overline{X}_1}{n_1} + \frac{\overline{X}_2}{n_2}}}$$

9.3. Testul F pentru compararea varianțelor

Compararea mediilor a două variabile (discrete sau continue) verifică semnificația diferențelor dintre tendințele centrale, fapt care nu este suficient pentru a caracteriza deosebirile între acestea. De exemplu, două grupe de studenți pot avea medii statistic identice, dar o grupă conține studenți aflați aproximativ la acelaşi nivel de pregătire şi de interes față de studiu (undeva în jurul mediei), iar la cealaltă grupă media se atinge într-un mod foarte heterogen: unii studenți strălucesc, alții nu învață nimic. Ceea ce diferă în aceste cazuri este modul de împrăştiere a valorilor față de medie, motiv pentru care o analiză a semnificației diferențelor dintre varianțe este la fel de necesară. Un alt exemplu este o populație cu densitate relativ constantă în decursul unui an, dar indivizii sunt distribuiți în spațiu în mod diferit funcție de valorile factorilor de mediu sau a disponibilității resurselor; şi în acest caz mediile nu diferă însă varianțele da.

Verificarea semnificației diferenței dintre două varianțe se poate realiza prin testul F, care se desfăşoară prin următoarele etape:

1. Fixarea ipotezelor - H_O: $\sigma_1^2 = \sigma_2^2$ (varianțele nu diferă semnificativ)
2. Alegerea nivelului de asigurare (α = 0.05)
3. Calcularea parametrului statistic F după expresia:

$$F = \frac{s_1^2}{s_2^2}$$

Observație: dispunerea varianțelor în formulă se face în aşa fel încât numărătorul să fie întotdeauna mai mare decât numitorul: **întotdeauna F≥1**. În formula de mai sus $s_2^2 < s_1^2$.

4. Se caută valoarea lui F din tabelul cu valori critice, la nivelul α, astfel: proba pusă la numărător va desemna coloana ($\upsilon_1 = n_1 - 1$), iar proba de la numitor linia

($\upsilon_2 = n_2 - 1$) pe care se caută în tabel; la intersecția lor se va afla valoarea critică (extrasul de tabelul 26.7 conține valori numai pentru nivelul $\alpha = 0.05$) pentru alte aplicații utilizați tabelele F originale.
5. Decizia: dacă valoarea calculată a lui F va fi mai mare decât valoarea tabelată $F_{\alpha,\upsilon 1,\upsilon 2}$ atunci respingem ipoteza nulă şi specificăm faptul că la nivelul de asigurare ales varianțele diferă semnificativ între ele.

Problemă: Se studiază densitatea unei populații supuse unui program de ocrotire în anul 2003, înainte de implementarea programului şi în vara anului 2004, după încheierea acestuia, într-o arie restrânsă ca suprafață. Probele de dimensiuni egale, poziționate prin metoda simplu randomizată, sunt prelucrate pe loc, indivizii se numără şi eliberează în habitatul natural. Problema cere să se verifice dacă programul de ocrotire a avut un rezultat care se reflectă într-o variație semnificativă a densității medii. Pentru alte prelucrări viitoare, problema mai cere să se verifice dacă şirurile provin din populații statistice cu distribuții normale de frecvențe.

Date: în anul 2003 au fost colectate aleator 50 de probe de dimensiuni egale. x_{1i} (nr. indivizi/m^2) = 12, 14, 34, 23, 21, 2, 0, 8, 5, 12, 4, 31, 9, 6, 5, 8, 0, 2, 0, 0, 1, 2, 11, 8, 28, 12, 4, 6, 1, 0, 0, 2, 1, 5, 16, 28, 0, 4, 2, 11, 9, 13, 0, 3, 1, 2, 7, 15, 7, 13.

Datele şirului x_{2i} din anul 2004 (tot 50 de probe, de aceleaşi dimensiuni) sunt: x_{2i} (nr. indivizi/m^2) = 17, 10, 4, 5, 1, 22, 2, 8, 39, 10, 4, 3, 0, 29, 28, 16, 3, 9, 5, 12, 9, 5, 4, 8, 40, 0, 10, 10, 5, 1, 0, 1, 0, 4, 6, 5, 8, 30, 24, 6, 17, 7, 0, 1, 14, 21, 3, 25, 13, 8.

Rezolvare. Verificăm prin testul t-Student semnificația diferenței dintre mediile aritmetice (densitățile medii din cei doi ani de studiu), iar cu testul F-Fischer semnificația diferenței dintre varianțe.

Parametrii statistici pentru proba din 2003 sunt: $\overline{X}_1$ = 8.16 ind/m^2, s_1^2 = 75.484, w_1 = 34, iar pentru proba din 2004: $\overline{X}_2$ = 10.24 ind/m^2, s_2^2 = 102.758, w_2 = 40.

Ipotezele nule presupun că mediile populaționale şi varianțele nu diferă semnificativ la nivelul de asigurare ales, iar distribuțiile frecvențelor sunt de tip normal, la aceeaşi probabilitate.

Aplicarea testului t relevă parametrul $d = 1.102 < t_{\alpha,\ (n-1)} = 1.645$, deci nu respingem ipoteza nulă.

Testul F-Fischer: $F = s_2^2 / s_1^2 = 1.36 < F_{\alpha,\ (v1,v2)} = 1.60$, deci nici varianțele nu diferă la nivelul ales.

Raportul $w_1/s_1 = 3.91$, iar $w_2/s_2 = 3.95$; ambele valori sunt incluse în intervalul critic al testului, la nivelul de asigurare şi gradele corespunzătoare de libertate: [3.83, 5.36], motiv pentru care nu respingem ipoteza nulă.

Prin urmare, la nivelul de asigurare 0.05 afirmăm că densitățile medii şi varianțele nu s-au modificat semnificativ înainte şi după aplicarea programului de ocrotire (cel puțin la nivel de densitate şi pentru un prim an, acesta nu a dat rezultate semnificative), iar distribuțiile şirurilor nu se abat semnificativ de la tipul normal.

9.4. Testul sumelor de ranguri U Mann – Whitney (Wilcoxon-Mann-Whitney)

Este un test neparametric care nu presupune nici o distribuție matematică şi nici număr mare de probe, numărul minim de probe fiind 5. Ori de câte ori avem dubii în legătură cu tipul de distribuție sau numărul de probe este mic (n < 30) putem utiliza acest test.

Obiectiv: testează dacă cele medianele celor două probe sunt semnificativ diferite. Deşi nu verifică direct diferența între medii, este utilizat ca echivalent neparametric al testului t.

Limitări: se presupune că cele două şiruri sunt extrase randomizat din populațiile respective, observațiile din cadrul probelor sunt independente, fel ca şi probele între ele, iar cele două populații prezintă distribuții continue de frecvențe şi similare între ele.

Metoda: fixăm ipotezele (H_0: cele două probe provin din populații cu aceeaşi mediană) şi alegem nivelul de asigurare. Notăm cu n_1 dimensiunea probei 1 şi cu n_2 dimensiunea probei 2, fără să aibă importanță care este mai mare. Se aranjează toate valorile din cele două şiruri, în ordine crescătoare. Fiecare valoare va primi un rang, în ordine crescătoare, de la 1 până la n_1+n_2, indiferent de proba din care face parte. Dacă o valoare se repetă, fiecare va primi un rang egal cu media rangurilor corespunzătoare valorilor respective. Se calculează apoi suma rangurilor celor două probe, notându-se cu R_1 este suma de ranguri a probei 1 şi cu R_2 este suma de ranguri a probei 2.

Se calculează parametrii U_1 şi U_2:

$$U_1 = R_1 - \frac{n_1 \cdot (n_1 + 1)}{2}$$

$$U_2 = R_2 - \frac{n_2 \cdot (n_2 + 1)}{2}$$

Dacă parametrii au fost calculați corect, este îndeplinită relația:

$$U_1 + U_2 = n_1 \cdot n_2$$

Se compară U_1 şi U_2, alegându-se valoarea mai mică. Aceasta se compară cu valoarea tabelată extrasă din Tab. 26.6. la nivelul de semnificație α şi n_1, respectiv n_2 probe.

Decizie: dacă valoarea calculată a parametrului U este mai mică decât valoarea critică tabelată la nivelul de asigurare ales şi la n_1 respectiv n_2 probe, atunci ipoteza nulă este respinsă, ceea ce înseamnă că extrăgând aleator câte o probă unitară din cele două populații, probabilitatea ca cea extrasă dintr-una din populații să fie mai mare decât cealaltă, este mai mare de 0.5 (indirect aceasta înseamnă că valorile ce caracterizează una dintre populații sunt mai mari, ceea ce indică o diferență între mediile acestora).

Problemă: În cadrul unui studiu privind preferințele ecologice ale cărăbuşului de mai (*Melolontha melolontha*) se amplasează capcane Barber în două păduri din Depresiunea Sibiu. Se urmăreşte compararea numărului de indivizi capturați în cele 8 capcane Barber amplasate într pădurea de stejar cu cei capturați în cele 7 capcane amplasate într-o pădurea de amestec de foioase. Se obțin următoarele rezultate:

pădurea de stejar: 21, 4, 26, 8, 11, 6, 21, 6 indivizi/capcană

pădurea de amestec: 15, 24, 30, 6, 26, 14, 25 indivizi/capcană.

Suntem interesați să verificăm dacă există o preferință a cărăbuşului de mai pentru una dintre cele două tipuri de păduri.

Rezolvare:

Datele sunt ordonate ca în tabelul de mai jos şi se acordă ranguri:

pădure stejar		pădure fag	
rang	valoare	valoare	rang
1	4		
3	6		
3	6		
		6	3
5	8		
6	11		
		14	7
		15	8
9.5	21		
9.5	21		
		24	11
		25	12
13.5	26		
		26	13.5
		30	15
Sumă ranguri = 50.5		Sumă ranguri = 69.5	

Avem n_1=8 şi n_2 = 7, R_1=50.5 şi R_2=69.5. Calculăm U_1 şi U_2.

U_1 = 50.5 - 8*9 / 2 = 14.5

U_2 = 69.5 - 7*8 / 2 = 41.5.

Verificăm dacă $U_1 + U_2 = n_1 * n_2$:

14.5 + 41.5 = 56 = 8*7

Întrucât relația este îndeplinită, selectăm valoarea mai mică dintre U_1 şi U_2 (U = 14.5) şi o comparăm cu valoarea tabelată extrasă din Tab. 26.6 la nivelul α = 0.05 pentru n_1 = 8 şi n_2 = 7 probe, şi anume 10. Valoarea calculată a parametrului U este mai mare decât valoarea tabelată, prin urmare afirmăm ipoteza nulă, adică cele două probe provin din populații cu aceeaşi mediană. Dacă putem considera că eficiența capcanelor este similară în cele două păduri, putem concluziona că abundențele populațiilor studiate nu diferă semnificativ, ceea ce indică o lipsă a preferinței cărăbuşului de mai (*Melolontha melolontha*) pentru vreuna din cele două păduri.

9.5. Testul corelației seriale r pentru fluctuații întâmplătoare

Obiectiv. Ipoteza nulă afirmă că fluctuațiile unei serii au o natură aleatoare.

Limitări. Se presupune că observațiile sunt independente unele față de altele şi au fost obținute în condiții similare.

Metodă. Primul coeficient serial de corelație pentru o serie de n termeni de tip x_i (i = 1, 2 .. n), este definit prin formula:

$$r = \frac{n}{n-1}\left[\frac{\sum_{i=1}^{n-1}\left(x_i - \overline{X}\right)\left(x_{i+1} - \overline{X}\right)}{\sum_{i=1}^{n}\left(x_i - \overline{X}\right)^2}\right]$$

Pentru n ≤ 30 valorile critice sunt date în tabelul testului r (Tab. 26.3) din Anexe. Pentru n > 30 distribuția normală este considerată o aproximare rezonabilă şi valorile pot fi extrase din tabelul pentru testul Z (Tab. 26.4 din Anexe). În ambele cazuri ipoteza nulă este respinsă dacă valoarea statistică nu este inclusă în domeniul critic.

Problemă: Variațiile unui parametru chimic al aerului prezintă următorul şir al valorilor medii lunare (x_i), pentru o perioadă de 25 luni (în ppm):
x_i = {21.2, 16.5, 14.2, 15.8, 14.8, 15.9, 20.7, 21.5, 18.5, 16.4, 19.4, 20.8, 22.9, 18.0, 16.4, 18.2, 24.5, 19.4, 19.6, 23.5, 22.4, 25.5, 23.4, 24.6, 26.1}.

Verificarea naturii aleatoare a valorilor şirului se face prin enunțul ipotezelor corespunzătoare, alegerea nivelului de asigurare (fie α = 0.02), calcularea parametrului statistic r = 0.596 şi compararea valorii cu domeniul critic (tabelul 26.3 din Anexa I), care este definit de [-0.473, +0.398]. Se observă că r este mai mare decât acest domeniu, motiv pentru care respingem ipoteza nulă care susținea fluctuația întâmplătoare a valorilor şirului.

9.6. Testul χ^2 pentru verificarea diferenței între o distribuție teoretică şi una observată

Obiectiv: Sesizarea semnificației diferențelor dintre o distribuție de frecvențe teoretică şi una observată, sau între datele observate şi aranjate în k clase şi valorile aşteptate (teoretice) pentru cele k clase.

Limitări. Distribuția datelor observate şi cele teoretice trebuie să aibă acelaşi număr de elemente şi clase. Frecvența aşteptată în fiecare clasă să fie de minim 5.

Metoda: Se calculează parametrul

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^{k}\frac{\left(O_i - A_i\right)^2}{A_i}$$

unde: O_i şi A_i sunt frecvențele observate respectiv aşteptate pentru fiecare din cele k clase. Numărul gradelor de libertate este de obicei definit prin (k-1). Dacă

distribuția teoretică conține *m* parametri necesari a fi estimați din datele observate, atunci numărul gradelor de libertate este dat de expresia (k-1-m). De exemplu, pentru a aproxima o distribuție normală ar putea fi necesară estimarea mediei şi varianței din datele observate. În acest caz gradele de libertate se vor estima prin expresia (k-1-2). Dacă parametrul calculat este mai mare decât valoarea critică atunci respingem H_o care presupune că distribuțiile fenomenului observat şi cel aşteptat sunt identice.

Problemă. Se studiază mortalitatea pe clase de vârstă la un lot de *Tortrix viridana* (molia verde a stejarului), ca urmare a aplicării unui anumit tratament experimental, pornindu-se de la presupunerea că mortalitatea nu este specifică de vârstă, la nivelul de asigurare de 0.05. Loturile de indivizi aparținând la 6 clase de vârstă sunt supuse tratamentului (loturile au dimensiuni egale); numărul de indivizi care moare din fiecare lot este trecut ca termen al şirului O_i. În total au murit 120 de indivizi. Presupunerea că mortalitatea nu este specifică de vârstă la tratamentul respectiv conduce la calcularea variabilei şir care conține datele aşteptate: în acest caz 120 / 6 indivizi din fiecare clasă sunt aşteptați să moară (şirul de termeni Ai). Datele aranjate pe clase sunt:

O1=25	O2=17	O3=15	O4=23	O5=24	O6=16
A1=20	A2=20	A3=20	A4=20	A5=20	A6=20

k=6; grade de libertate = 6-1=5;

Calculăm parametrul statistic şi rezultă χ^2 = 5.0, iar valoarea critică la 0.05 şi υ = 5 este de 11.07. Prin urmare nu respingem ipoteza nulă (la nivelul de probabilitate ales afirmăm că mortalitatea nu este specifică de vârstă în cazul particular studiat).

9.7. Testul Pearson χ^2 pentru independență

Obiectiv: Verificarea dependenței între două variabile nominale, fiecare cu două sau mai multe valori, pe baza distribuției de frecvențe.

Limitări: Proporția frecvențelor mai mici de 5 nu trebuie să depăşească 1/5 din total (în unele lucrări se consideră că toate frecvențele trebuie să fie mai mari de 5). Dacă această condiție nu este îndeplinită, se apelează la un test similar, testul exact al lui Fisher.

Metodă: Ipoteza nulă afirmă că proporțiile relative ale unei variabile sunt independente de cea de a doua variabilă, adică proporțiile unei variabile sunt aceleaşi pentru diferite valori ale celeilalte variabile. În unele cazuri ipoteza nulă poate fi formulată în două modalități diferite. De exemplu, dacă urmărim o specie de pasăre parțial migratoare, constatăm că toamna va pleca spre sud o parte a populației, formată atât din femele cât şi din masculi. În acest caz ipoteza nulă poate afirma că proporția de masculi şi cea de femele este aceeaşi în cadrul migratorilor şi sedentarilor, dar şi că proporția de indivizi migratori este aceeaşi în cadrul masculilor şi femelelor. În alte situații însă, are sens doar una dintre cele două formulări posibile. De exemplu, dacă studiem aceeaşi specie în diferite zone geografice ale arealului ei, ipoteza nulă va afirma că proporția

indivizilor migratori este aceeaşi în toate zonele studiate. Cealaltă formulare a ipotezei nu ar avea sens.

Sub aspect matematic acest test este similar cu cel precedent, diferența constând în modul de calcul al valorilor aşteptate.

Proba statistică, de dimensiune N, poate fi împărțită în p clase în funcție de variabila 1 şi în q clase în funcție de a doua variabilă. Frecvențele observate (n_{ij}) pot fi trecute într-un tabel de forma:

Var. 1 Var. 2	1	2	...	j	...	q	Total
1	n_{11}	n_{12}	...	n_{1j}	...	n_{1q}	$n_{1.}$
2	n_{21}	n_{22}	...	n_{2j}	...	n_{2q}	$n_{2.}$
...	...	...	...	...	...	...	...
i	n_{i1}	n_{i2}	...	n_{ij}	...	n_{iq}	$n_{i.}$
...	...	...	...	...	...	...	...
p	n_{p1}	n_{p2}	...	n_{pj}	...	n_{pq}	$n_{p.}$
Total	$n._1$	$n._2$	...	$n._j$	...	$n._q$	N

Parametrul χ^2 va fi calculat după formula:

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^{p}\sum_{j=1}^{q} \frac{\left(n_{ij} - \frac{n_i \cdot n._j}{N}\right)^2}{\frac{n_i \cdot n._j}{N}}$$

Valoarea calculată a parametrului se compară cu valoarea tabelată extrasă la nivelul de semnificație α şi (p-1)(q-1) grade de libertate. Ca şi în cazul testului precedent, dacă valoarea calculată este mai mare decât cea extrasă din tabel, se va respinge ipoteza nulă, afirmându-se existența unei diferențe semnificative între frecvențele observate, adică dependența între cele două variabile.

Problemă. Se studiază prevalența unei specii de căpuşe (*Ixodes ricinus*) în cadrul unei populații de şoarece de pădure (*Apodemus sylvaticus*), urmărindu-se dependența între categoria de vârstă şi probabilitatea de infestare. Cei 133 indivizi examinați au fost împărțiți în trei clase de vârstă şi anume: juvenili, subadulți şi adulți (indivizi reproducători). Pentru fiecare exemplar s-a stabilit dacă este parazitat sau nu cu larve sau nimfe de *Ixodes ricinus*.

Au fost obținute următoarele rezultate:

Vârstă Infestare	juvenili	subadulți	adulți	Total
parazitați	5	18	46	69
neparazitați	12	22	30	64
Total	17	40	76	133

Rezolvare. Ipoteza nulă afirmă că proporția indivizilor parazitați nu diferă semnificativ în funcție de grupa de vârstă, adică probabilitatea de parazitare este

independentă de vârstă. Se stabileşte nivelul de semnificaţie $\alpha = 0.05$ şi se calculează $\chi^2 = 6.47$. Valoarea critică pentru 2 grade de libertate este 5.99. Întrucât valoarea parametrului calculat este mai mare decât cea tabelată, respingem ipoteza nulă şi o afirmăm pe cea alternativă care susţine că proporţia de indivizi parazitaţi diferă în funcţie de clasa de vârstă. Prin urmare, prevalenţa căpuşei *Ixodes ricinus* în cadrul populaţiei studiate de *Apodemus sylvaticus* este dependentă de vârstă. La indivizii prereproducători probabilitatea de infestare este semnificativ mai mică decât la adulţi.

9.8. Testul Z pentru egalitatea dintre două proporţii (distribuţie binomială)

Obiectiv: investigarea semnificaţiei diferenţei dintre două proporţii, calculate pe seama probelor extrase din două populaţii.

Limitări: n_1 şi n_2 trebuie să fie mai mari de 30 pentru a justifica o aproximare normală.

Metodă: Se presupune că populaţiile prezintă la anumite caracteristici (sex, culoare etc.) proporţiile π_1 şi π_2. Ipoteza nulă statutează egalitatea între cele două proporţii (H_0: $\pi_1 = \pi_2$). Se extrag din populaţii câte o probă n_1 şi n_2 şi se calculează proporţiile statistice p_1 şi p_2. Dacă valoarea calculată a lui Z este mai mare decât valoarea critică tabelată la (n_1+n_2-2) grade de libertate şi nivelul de probabilitate ales, atunci respingem ipoteza nulă.

Parametrul testului statistic se calculează prin formula:

$$Z = \frac{|p_1 - p_2|}{\sqrt{P(1-P)\left(\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2}\right)}}$$

unde :

$$P = \frac{p_1 n_1 + p_2 n_2}{n_1 + n_2}$$

Problemă. În cadrul unui studiu morfologic asupra veveriţelor (*Sciurus vulgaris*) s-a urmărit variaţia geografică a culorii blănii. Au fost alese două populaţii, una dintr-o pădure de conifere din Munţii Maramureşului, alta dintr-un stejăret din Valea Cernei. În Munţii Maramureşului au fost identificate 54 exemplare de culoare neagră şi 42 de culoare roşie, iar pe Valea Cernei au fost număraţi 42 de indivizi aparţinând morfei de culoare neagră şi 58 celei de culoare roşcată. Să se stabilească dacă există o diferenţă semnificativă între proporţiile celor două morfe în populaţiile studiate.

Răspuns. Proble sunt suficient de mari pentru a putea aplica testul Z pentru două proporţii. Stabilim dimensiunile probelor $n_1 = 96$, $n_2 = 100$ şi proporţiile morfei negre: $p_1 = 0.56$, $p_2 = 0.42$. Calculăm P = 0.49 şi parametrul Z = 1.98, valoare mai mare decât valoarea critică pentru $\alpha = 0.05$ (1.64). Prin urmare, putem afirma cu o probabilitate de 95% că între cele două populaţii există diferenţe geografice semnificative în ceea ce priveşte raportul dintre morfa de culoare neagră şi cea de culoare roşcată.

9.9. Testul Z pentru o proporție (distribuție binomială)

Obiectiv: investigarea semnificației diferenței între o proporție teoretică aşteptată p_o şi una observată p.

Limitări: testul presupune că dimensiunea probei statistice este suficient de mare (n>30) pentru a justifica o aproximare normală.

Metodă: O probă de n elemente este extrasă aleator dintr-o populație în care se presupune că există o proporție p_o a unei clase specificate. Se determină proporția reală p a clasei (categoriei de interes) în proba colectată. Ipoteza nulă statutează egalitatea între cele două proporții (H_0: p_o= p). Parametrul statistic se calculează după expresia:

$$Z = \frac{|p - p_o|}{\sqrt{\frac{p_o(1 - p_o)}{n}}}$$

Această valoare se poate compara cu cea care rezultă dintr-o distribuție standard normală (a se vedea tabelul Z din Anexe). Dacă valoarea calculată este mai mare decât cea tabelată respingem ipoteza nulă.

Problemă. În cadrul unui studiu de ecologie a populației de *Rupicapra rupicapra* din Munții Retezat se investighează şi structura pe sexe a acesteia. Din 142 de indivizi observați, 64 erau masculi. Se abate sex ratio constatat de la valoarea teoretică aşteptată de 1:1?

Răspuns. Proba este suficient de mare încât să permită aplicarea testului Z pentru o proporție. Dacă p = 0.451 şi p_0 = 0.5 (proporțiile reale şi presupuse ale masculilor), parametrul statistic Z = 1.17, valoare mai mică decât cea critică pentru α = 0.05 (1.64), motiv pentru care nu respingem ipoteza nulă. Altfel spus, la nivelul de asigurare ales afirmăm că sex ratio la populația studiată de capre negre nu se abate semnificativ de la valoarea aşteptată de 1:1.

9.10. Analiza de varianță (ANOVA)

De multe ori studiile biologice sau ecologice necesită compararea mediilor şi/sau variantelor mai multor probe statistice. O posibilitate este ca ele să fie comparate două câte două prin testul t. Aceasta presupune însă două dezavantaje. În primul rând metoda este laborioasă întrucât numărul de combinații care trebuie testate este mare, în al doilea rând, la aplicarea repetată a testului creşte şansa efecturării unei erori, fie de tipul 1, fie de tipul 2. De exemplu, la nivelul α = 0.05 se va lua în medie o decizie incorectă la 20 de aplicări ale testului. Pentru a depăşi aceste neajunsuri se aplică analiza de varianță care permite compararea unui număr oricât de mare de probe într-un singur test, reducând astfel volumul de muncă şi eroarea.

Influența unei singure variabile asupra mediei probelor se face prin analiza univariată. Analiza multivariată permite verificarea influenței unui număr oarecare de variabile asupra mediei.

Varianța unui grup de probe statistice care urmează a fi analizat pentru testarea diferențelor între medii, este dată de varianța din cadrul fiecărei probe şi cea între probe, datorată diferențelor dintre mediile populațiilor dintre care au fost extrase probele.

ANOVA presupune defalcarea varianței în cele 2 componente. Dacă probele provin din populații cu distribuție normală care au aceeşi medie şi varianță, atunci cele două componente ale varianței totale vor fi egale. Dacă testul arată că cele două componente nu sunt egale, atunci probele au fost extrase din populații cu medii diferite.

Aplicarea ANOVA presupune îndeplinirea a două condiții:

1. probele să provină din populații statistice cu distribuție normală
2. varianțele populațiilor din care provin probele să fie egale.

Dacă condiția normalității distribuției normale nu este îndeplinită (de ex. în cazul numărului de indivizi), atunci ANOVA se aplică pe date transformate. O altă posibilitate este să se opteze pentru un test neparametric alternativ (ex. Kruskal – Wallis).

Verificarea egalității dintre varianțele populațiilor se face printr-un test numit testul omogenității varianței şi care reprezintă testul F aplicat pentru varianțele extreme. Dacă în urma aplicării acestui test concluzionăm că cea mai mică şi cea mai mare dintre varianțe nu diferă semnificativ, înseamnă că varianțele sunt omogene şi putem aplica ANOVA.

Ipoteza nulă H_0 susține că mediile populațiilor din care au fost extrase probele sunt egale.

Pentru început se calculează un factor de corecție (FC), după următoarea formulă:

$$F.C. = \frac{\left(\sum_{j=1}^{k}\sum_{i=1}^{nj_j} x_{i,j}\right)^2}{\sum_{j=1}^{k} n_j}$$

, unde k – numărul de probe statistice, j – indicatorul de poziție al probei statistice, n_j – numărul de probe unitare din cadrul probei j, i – indicator de poziție al probei unitare în cadrul probei statistice, x_{ij} – valoarea probei unitare i din cadrul probei j. Acest factor de corecție reprezintă de fapt media valorilor tuturor probelor.

În calcularea parametrului F este mai simplu ca în locul varianțelor să se lucreze cu sume de pătrate, care să fie raportate la gradele de libertate doar în final. Se calculează următoarele sume de pătrate:

SST – suma totală a pătratelor

$$SST = \sum_{j=1}^{k}\sum_{i=1}^{nj} x_{i,j}^2 - FC$$

SSe – suma pătratelor între probe

$$SSe = \sum_{j=1}^{k} \frac{\left(\sum_{i=1}^{nj} x_{i,j}\right)^2}{n_j} - FC$$

SSi – suma pătratelor în cadrul probelor.

$$SSi = \sum_{j=1}^{k} \left(\sum_{i=1}^{nj} x_{i,j}^2 - \frac{\left(\sum_{i=1}^{nj} x_{i,j}\right)^2}{n_j} \right)$$

Corectitudinea calculului sumelor de pătrate poate fi controlată prin verificarea relației:

SST = SSe + SSi.

În continuare se determină numărul gradelor de libertate pentru fiecare sumă de pătrate:

SST - $g.l.T = \sum_{j=1}^{k} n_j - 1$, unde g.l.T – nr. de grade de libertate pentru SST

SSe – g.l.e = k-1, unde g.l.e – nr. de grade de libertate pentru SSe

$SSi - g.l.i = \sum_{j=1}^{k} n_j - k$, unde g.l.i – nr. de grade de libertate pentru SSi

Variațele se estimează împărțind fiecare sumă de pătrate la numărul de grade de libertate:

$s_e^2 = \frac{SSe}{g.l.e}$, unde s_e^2 – varianța între probe

$s_i^2 = \frac{SSi}{g.l.i}$, unde s_i^2 – varianța din cadrul probelor

Valoarea parametrului F se obține raportând cele două variațe.

$$F = \frac{s_e^2}{s_i^2}$$

Valoarea calculată se compară cu cea din tabelul F-Fisher la g.l.e şi g.l.i grade de libertate, ipoteza nulă fiind respinsă dacă F_{calc}.>F_{tab}., ceea ce înseamnă că există diferențe semnificative între medii, cel puțin una dintre probele statistice provenind dintr-o populație diferită.

O analiză mai amănunțită, care să permită identificarea probelor care provin din populații cu medii diferite, se poate face prin intermediul unor teste, cum ar fi testul Tukey.

H_0 afirmă că există diferențe semnificative între mediile celor 2 probe considerate. Parametrul T se calculează după formula:

$$T = q \cdot \sqrt{\frac{s_i^2}{n}}$$

unde q = valoarea tabelată pentru testul Tukey la k probe şi g.l.i grade de libertate, n = numărul de observații din fiecare probă.

Dacă numărul de observații (probe unitare) nu este egal în toate probele statistice, atunci formula de calcul pentru T va fi:

$T_{i,j} = \frac{q}{\sqrt{2}} \cdot \sqrt{s_i^2 \cdot \left(\frac{1}{n_i} + \frac{1}{n_j}\right)}$, unde T_{ij} este valoarea critică a diferenței între probele i şi j care au n_i, respectiv n_j observații.

Vor fi considerate semnificativ diferite la nivelul de semnificație α doar acele medii ale căror diferențe sunt mai mari decât T.

Problemă. În cadrul unui studiu dendrometric asupra speciei *Populus nigra* au fost efectuate măsurători ale diametrelor arborilor în plantații de aceeaşi vârstă situate în Balta Mare a Brăilei în zone cu regim hidric diferit. În fiecare populație au fost măsurați câte 30 arbori. S-au obținut următoarele rezultate:

Populația 1: 15, 13, 12, 23, 27, 24, 27, 21, 22, 18, 25, 22, 19, 13, 21, 27, 25, 23, 21, 17, 22, 12, 20, 27, 26, 20, 26, 26, 19, 10 (cm)

Populația 2: 34, 23, 19, 32, 28, 25, 37, 21, 28, 23, 27, 24, 36, 35, 28, 20, 17, 34, 27, 21, 39, 18, 24, 22, 19, 27, 36, 32, 27, 29 (cm)

Populația 3: 29, 37, 27, 22, 35, 22, 28, 37, 25, 33, 33, 24, 31, 18, 19, 21, 36, 33, 26, 30, 22, 37, 31, 24, 38, 25, 21, 38, 19, 29 (cm)

Populația 4: 31, 27, 21, 39, 18, 24, 22, 40, 27, 36, 20, 26, 26, 19, 33, 24, 31, 18, 19, 21, 29, 37, 27, 19, 28, 21, 37, 25, 31, 20 (cm).

Să se stabilească dacă regimul hidric are o influență semnificativă asupra creşterii în diametru a arborilor, şi dacă da, să se precizeze care sunt populațiile distincte.

Rezolvare. Vom calcula mediile şi variațele pentru fiecare populație în parte, pentru a verifica dacă este îndeplinită condiția egalității variațelor. Obținem următoarele rezultate: $\overline{X}_1 = 20.76$, $s_1^2 = 25.29$, $\overline{X}_2 = 27.06$, $s_2^2 = 39.09$, $\overline{X}_3 = 28.33$, $s_3^2 = 40.5$, $\overline{X}_4 = 26.53$, $s_4^2 = 44.32$. Diferența cea mai mare este între variațele populațiilor 1 şi 4 pentru care vom aplica testul F. Parametrul calculat F = 1.71, valoare mai mică decât cea critică la nivelul de semnificație 0.05 (1.84), ceea ce înseamnă că variațele extreme nu diferă semnificativ. Prin urmare, putem aplica ANOVA. Calculăm factorul de corecție FC = 79100, SST = 5360, SSe = 1015, SSi = 4345. Întrucât SST = SSe+SSi, calculele sunt corecte. Determinăm numărul de grade de libertate: g.l.T = 119, g.l.e = 3, g.l.i = 116. Raportând suma pătratelor la gradele de libertate obținem variațele s^2_e = 338.31 şi s^2_i = 37.46, iar prin raportarea acestora obținem F = 9.03, valoare mai mare decât cea critică. Prin urmare respingem la nivelul α = 0.05 ipoteza nulă care susține egalitatea dintre mediile şirurilor. Pentru a găsi care sunt mediile semnificativ diferite aplicăm testul Tukey. Calculăm T = 4.11 (valoarea tabelată a lui q = 3.68). Populația a cărei medie diferă de cea a celorlalte populații printr-o valoare mai mare decât valoarea lui T, este prima. Prin urmare, putem afirma cu o probabilitate de 95 % că diametrul plopilor din populația 1 diferă semnificativ de cel al arborilor din restul populațiilor, regimul hidric din habitatul acesteia având o influență negativă asupra creşterii acestei specii.

9.11. Alte tipuri de ANOVA

a. ANOVA multivariată

ANOVA multivariată permite estimarea efectelor mai multor variabile independente asupra unei variabile dependente, precum şi efectul datorat interacţiunii variabilelor independente.

ANOVA multivariată se bazează pe defalcarea varianței între probe în varianța datorată fiecărei variabile în parte, precum şi cea datorată interacţiunii dintre acestea. Prin urmare, ea presupune testarea mai multor ipoteze nule, grupate în două categorii. Numărul acestora este cu atât mai mare cu cât se analizează mai multe variabile independente. Prima categorie de ipoteze nule o reprezintă cele care afirmă că efectul fiecărei variabile independente asupra celei dependente nu este semnificativ. A doua categorie de ipoteze afirmă că între variabilele independente nu există o interacţiune semnificativă.

Procedura de calcul a parametrilor F (câte unul pentru fiecare ipoteză nulă) este în cazul ANOVA multivariată mai laborioasă, de aceea se apelează la tehnica de calcul automat, utilizând unul dintre programele de statistică.

Identificarea probelor statistice care provin din populații între care există diferențe semnificative se face tot prin aplicarea testului Tukey, în mod similar cu analiza univariată.

ANOVA multivariată se poate aplica şi dacă probele statistice conțin câte o singură observație. În acest caz însă nu este posibilă testarea interacţiunii între variabile, de aceea în aplicarea ANOVA în această formă suntem nevoiți să presupunem că între variabilele independente nu există o interacţiune semnificativă. De asemenea, în cazul observațiilor singulare, nu este posibilă aplicarea testului Tukey.

b. Metoda blocurilor randomizate

Uneori datele care par a se preta la ANOVA univariată sunt colectate de pe o suprafață mare, astfel încât poate să apară o altă sursă, sistematică, de variabilitate datorată unui gradient din mediu care contribuie la varianța din cadrul probelor statistice şi reduce senzitivitatea analizei. În acest caz se aplică o variantă a analizei bivariate care măsoară variabilitatea care poate fi atribuită gradientului.

Datele se grupează în blocuri, pe baza poziției în funcție de gradient, care poate fi înțeles în sens larg. De exemplu, în afară de gradientul geografic, blocurile pot să cuprindă datele provenite de la observatori diferiți sau de la acelaşi observator în momente diferite. Condiția este ca în cadrul blocurilor datele să fie poziționate în mod aleator.

Varianța între blocuri se scade din variabilitatea totală, permițând o analiză mai fină a efectului variabilei urmărite.

O variantă a metodei blocurilor randomizate, îl reprezintă **pătratul latin** care urmăreşte variabilitatea cauzată de doi gradienți independenți.

9.12. Meta-analiza

Meta-analiza este o tehnică statistică pentru a combina rezultatele diferitelor studii pentru a vedea dacă în ansamblu efectul este semnificativ. Ea se aplică cel mai frecvent când există pe aceeaşi temă studii multiple cu rezultate contradictorii. Meta-analiza este o modalitate de a combina rezultatele tuturor studiilor. În mod ideal rezultatul este acelaşi cu cel care s-ar obține în cazul în care s-ar realiza un singur studiu pe o probă statistică suficient de mare încât să fie în mod corect demonstrat efectul dacă el există sau infirmat dacă el nu există.

Înainte de a începe colectarea studiilor este important să se decidă care dintre ele vor fi incluse şi care excluse. Criteriile trebuie să fie cât mai obiective cu putință. Dimensiunea probei nu trebuie utilizată ca şi criteriu, întrucât tehnicile statistice utilizate în meta-analiză iau în considerare această variabilă.

În alegerea studiilor care vor fi incluse în analiză trebuie să se țină cont de faptul că o analiză statistică bună a unor studii cu un design experimental prost nu va duce la un rezultat corect. Astfel, acuratețea rezultatelor creşte cu numărul de studii doar dacă ele sunt ştiințific valabile.

Urmează apoi identificarea studiilor efectuate pe tema subiectului urmărit. O problemă critică în cadrul meta-analizei este aşa-numitul „efect al sertarului cu documente”. El se referă la faptul că în general sunt publicate doar lucrări care cuprind rezultate semnificative (care afirmă ipotezele alternative, cele „interesante”), şi doar rar cele cu rezultat nesemnificativ (cele care afirmă ipotezele nule), majoritatea dintre acestea fiind acumulate în „sertarul cu documente” al autorilor, şi accesibile doar lor. Acest efect este important în meta-analiză deoarece şi în cazul lipsei unui efect real, un număr mic de studii vor indica rezultate semnificative (eroare de tip I), iar absența studiilor care obțin rezultatul corect, nesemnificativ, poate duce la o concluzie falsă.

Prin urmare, este important să se caute toate studiile existente pe tema urmărită, chiar şi cele nepublicate. Indiferent de efortul investit în identificarea datelor disponibile, nu există garanția că au fost găsite toate studiile efectuate pe subiectul respectiv. Există însă posibilitatea, dacă meta-analiza arată un rezultat semnificativ, să se estimeze câte studii nesemnificative ar trebui să existe pentru ca efectul în ansamblu să fie nesemnificativ. Iar dacă numărul acestora este foarte mare, foarte probabil rezultatul semnificativ ilustrează relitatea şi nu se datorează efectului „sertarului cu documente”.

Ideea de bază a meta-analizei este calcularea unui parametru comun pentru studiile considerate, ca medie ponderată a diferenței între medii, a coeficienților de regresie, determinare sau corelație etc., astfel încât valorile obținute pe baza unei probe statistice mari, cu o abatere standard mică, sau cu valori mari ale coeficientului de corelație etc. să aibă o pondere mai mare. Se testează apoi dacă această estimată comună diferă semnificativ de 0. În caz afirmativ se poate concluziona că există un efect real.

În Fig. 9.3 prezentăm schematic algoritmul alegerii testelor prezentate în acest capitol şi în cel următor (Regresia liniară şi corelația).

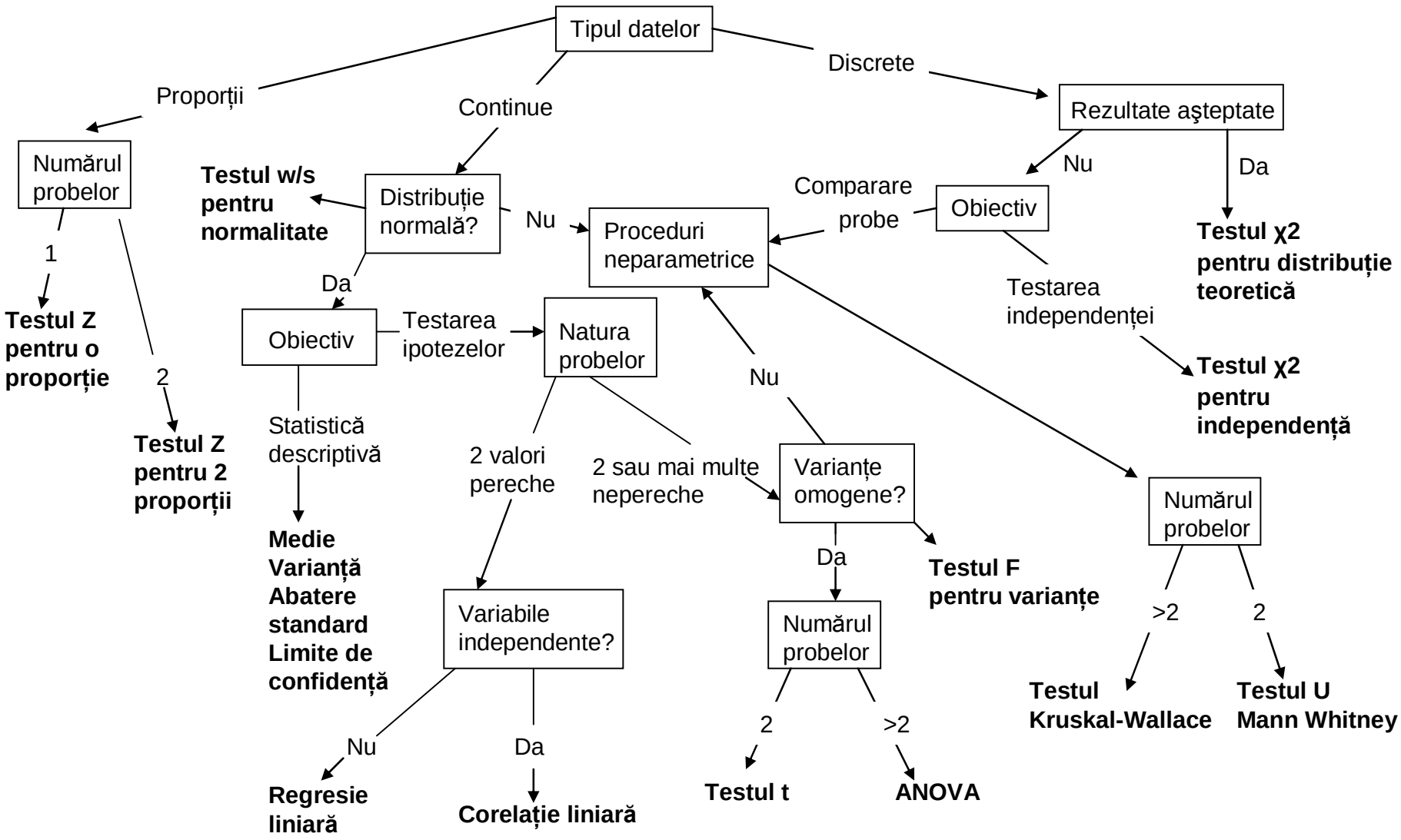


Fig. 9.3. Schema ilustrând algoritmul alegerii testelor statistice prezentate în lucrare

10. REGRESIA LINIARĂ ŞI CORELAŢIA

Un domeniu de maxim interes în ecologie este identificarea legăturilor între variabile sau între categoriile de fenomene. În acest capitol discutăm pe scurt despre categoriile majore de legături care pot exista între două sau mai multe variabile (parametri ecologici şi ai mediului abiogen), precum şi modalităţi de evaluare a intensităţii şi interdependenţei acestora. Tematica este tratată la nivelul materiei predate în anul II, urmând ca tehnicile mai avansate (corelaţii şi regresii multiple, precum şi regresiile neliniare) să fie studiate la disciplina de modelare matematică ce se predă la masterat (Sîrbu, 2009).

Atât regresia liniară cât şi corelaţia testează şi măsoară natura relaţiei între două variabile. Cele două concepte se deosebesc însă şi nu trebuie confundate. Cauzele confuziilor au ca surse:

1. neînţelegerea sau ignorarea cauzalităţii fenomenelor studiate şi, în particular, insuficienta aprofundare sau necunoaşterea fundamentului biologic al acestora;
2. ambele au expresii matematice asemănătoare deşi semnificaţiile acestora sunt diferite - trebuie acordată o atenţie sporită atât în nuanţarea enunţului problemei cât şi a rezultatelor;
3. în textele mai vechi de statistică nu s-a făcut o deosebire clară între definiţiile celor două concepte, handicap care se mai resimte şi astăzi.

Nu orice cuplu sau grup de variabile trebuie neapărat să se găsească în interacţiune sau în vreo relaţie. După ce studenţii învaţă primii paşi în deosebirea analizei de regresie de cea de corelaţie, ei primesc invariabil aceeaşi problemă: să precizeze la ce tip de analiză se pretează variabilele *frumuseţe* şi *inteligenţă* (cel mai frecvent studenţii indică corelaţia, deşi au probleme în a preciza dacă aceasta este directă sau inversă). Este o problemă legată de cunoştinţele şi experienţa ecologului să afle dacă se poate vorbi de o relaţie între variabilele studiate şi numai în caz afirmativ are sens alegerea tipului de analiză.

Pe de altă parte, dat fiind un grup de parametri ecologici urmăriţi în dinamica lor, unele perechi se pot preta la analize de corelaţii pe când alte grupe ar putea fi analizate prin intermediul unor regresii. Dacă ne hotărâm pentru regresie, mai întâi este cazul să trasăm norul de puncte pentru a ne hotărî dacă merită analogia cu un model liniar. Frecvent se întâmplă ca o relaţie între două variabile să nu poată fi exprimată printr-o dreaptă, caz în care fie aplicăm transformarea datelor pentru a forţa acest model, fie apelăm la regresia neliniară, ultima nefăcând însă obiectul acestui capitol (se va studia la masterat direct pe calculatoare, utilizând programe de specialitate). Prin urmare, orice analiză de

corelație sau de regresie trebuie să se bazeze pe o profundă cunoaştere şi înțelegere a semnificației ecologice a fenomenului studiat.

În analiza de regresie se estimează o variabilă dependentă (Y) ca funcție de o variabilă independentă (X). Cu alte cuvinte variațiile lui X determină sau condiționează variațiile lui Y; există o relație cauzală directă între cele două entități analizate. Prin corelație se determină gradul de asociere între două variabile; măsura în care cele două entități se modifică împreună sub acțiunea unei cauze comune, cauză care nu face obiectul investigației.

Exemple de perechi de variabile care pot fi analizate prin regresii:

- frecvența bătăilor inimii (Y - variabilă dependentă) ca funcție de temperatură (X - variabilă independentă) la animalele poikiloterme;
- mortalitatea insectelor (Y) şi concentrația de insecticid (X);
- rata de creştere a plantelor (Y) şi concentrația de azot din sol (X).

Exemple de perechi de variabile care pot fi analizate prin corelații:

- lungimea membrelor anterioare şi cea a membrelor posterioare la mamifere;
- greutatea corpului şi producția de ouă la diptere;
- masa corpului uman şi cantitatea de colesterol.

Exemple de perechi de variabile care nu pot fi analizate nici prin prisma unei corelații şi nici a unei regresii:

- coeficientul de inteligență şi frumusețea;
- dinamica fitoplanctonului din lacul Merhei şi variațiile demografice ale populației umane din China;
- dinamica numărului de parlamentari din şedințele ordinare ale senatului şi rata de inflație a leului.

10.1. Analiza de regresie liniară

Regresia oferă posibilitatea estimării valorii unei variabile dependente atunci când se cunoaşte numai valoarea unei variabile independente. Ne vom referi numai la un anumit tip de regresie, şi anume regresia liniară, care este foarte des aplicată şi care se pretează în special la situații experimentale în care sunt implicate două variabile ale căror variație poate fi descrisă sub forma unei drepte şi în care variația uneia (variabila independentă) determină variația celeilalte (variabila dependentă).

Pentru a aplica această analiză trebuie îndeplinite următoarele condiții:

1. variabila independentă (X) să poată fi măsurată fără eroare;
2. relația între cele două variabile să fie de tip liniar, adică să poată fi descrisă sub forma unei ecuații de tipul:

   $Y = a + b*X$

unde: a = intercepția axei OY de către dreapta de regresie, b = panta sau coeficientul de regresie (măsura în care se modifică Y atunci când X variază cu o unitate).

3. pentru fiecare valoare a lui X, valorile lui Y sunt normal distribuite în jurul mediei lor.

Construirea dreptei de regresie presupune parcurgerea următoarelor etape:

a. Fixarea variabilei dependente şi a celei independente; verificarea suplimentară a naturii relaţiei între cele două variabile.
b. Verificarea îndeplinirii celor trei condiţii enunţate anterior.
c. Trasarea "norului de puncte", fiecare punct A_i având coordonatele (x_i, y_i).

Determinarea parametrilor ecuaţiei dreptei care trece cel mai aproape de toate punctele norului se face prin utilizarea metodei celor mai mici pătrate.

d. Se notează:

$$SP = \sum (x_i - \overline{X})(y_i - \overline{Y})$$
$$SSX = \sum (x_i - \overline{X})^2$$
$$SSY = \sum (y_i - \overline{Y})^2$$

atunci parametrii ecuaţiei de regresie se calculează după expresiile:

$$b = \frac{SP}{SSX}$$
$$a = \overline{Y} - b\overline{X}$$

d. Se poate trasa dreapta de regresie prin norul de puncte, eventual peste aceasta, sau separat, se poate scrie şi ecuaţia corespunzătoare.

De reţinut este faptul că întotdeauna pe dreapta de regresie se află valoarea medie a lui Y pentru o valoare dată a variabilei X. Regresia are valoare numai între limitele intervalului de calcul, adică între x_{min} şi x_{max}, ecuaţia neavând valoare de prognoză pentru valori ale lui X situate în exteriorul acestui interval.

e. Se calculează coeficientul de determinare (r^2) care indică "tăria legăturii", altfel spus (şi mai corect), proporţia din variaţia variabilei dependente care este explicată de variabila independentă (exprimat în procente).

$$r^2 = \frac{SP^2}{SSX * SSY} * 100$$

f. Testarea semnificaţiei regresiei.

Există posibilitatea ca relaţia să fie numai aparentă, cauzele putând fi efectul de probă, erori de colectare şi interpretare a datelor etc. Dacă dreapta de regresie este în realitate paralelă cu abscisa atunci modelul nu este valabil pentru populaţia de date. Presupunem că b (coeficientul de regresie) este un estimator al coeficientului populaţional (β) şi că regresia nu este semnificativă (adică β=0). Ipoteza alternativă presupune o diferenţă semnificativă între β şi 0. Atunci se poate aplica testul t pentru verificarea semnificaţiei coeficientului de regresie, după formulele:

$$t = \frac{b}{s_b}$$

$$unde:$$

$$s_{b=}\sqrt{\frac{\left|SSX * SSY - SP^2\right|}{SSX^2 * (n-2)}}$$

Dacă valoarea calculată este mai mare decât valoarea critică din tabelul testului t (a se vedea Tab. 26.1 din Anexe) la nivelul 0.05 şi (n-2) grade de libertate, respingem ipoteza nulă.

g. Determinarea limitelor de confidenţă ale coeficientului de regresie se realizează prin intermediul expresiei:

$$\beta = b \pm t * s_b$$

h. Pentru un X dat limitele de confidenţă ale valorii estimate ale variabilei dependente Y pot fi calculate cu ajutorul expresiei:

$$y \pm t * s_y$$

$$s_y = \sqrt{s_r^2\left(1 + \frac{1}{n} + \frac{\left(x_i - \overline{X}\right)^2}{SSX}\right)}$$

unde s_r^2 este varianţa reziduală şi se calculează: $s_r^2 = s_b^2 * SSX$

Transformări aplicate în analiza de regresie

Frecvent se întâmplă ca norul de puncte să nu se dezvolte după un model liniar, ci mai degrabă exponenţial sau logaritmic. În aceste cazuri fie apelăm la modelele care implică funcţiile respective (dar aceasta se execută pe calculator, utilizând programe de tipul Systat sau Statistica sub Windows) sau, şi adesea preferăm, aplicăm o tehnică de transformare a datelor care determină norul de puncte să aproximeze o dreaptă. Pe date transformate putem aplica fără nici o modificare tot ce am învăţat până în prezent, singura deosebire este că nu se operează cu datele reale ci cu cele transpuse pe o altă scară, cel mai adesea logaritmică.

În fig. 10.1 este indicată relaţia reală dintre variabila masă (GFA) şi lungime (L) a unui lot de 91 de indivizi aparţinând speciei *Anodonta cygnaea* colectaţi din râul Ier la Andrid. Se observă că norul de puncte indică un model exponenţial. Prin logaritmarea şirurilor de date (atât GFA cât şi L), respectiv a axelor, norul va prezenta o nouă formă dezvoltată pe direcţia unei drepte, ceea ce permite aplicarea tehnicii prezentate anterior. Fig. 10.2 indică noul nor, iar ecuaţia pe date logaritmate va fi:

ln(masă) = -10.187 + 3.049 ln(L); r^2 = 96.3. Coeficienţi semnificativi la $\alpha < 0.001$

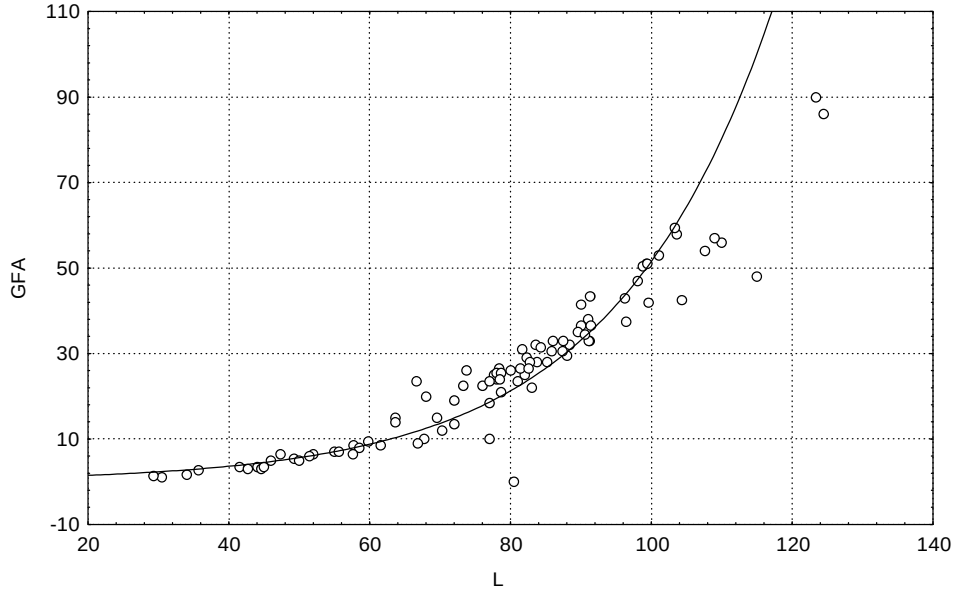


Fig. 10.1. Relaţia de tip exponenţial între masă (GFA, în g) şi lungime (L, în mm) la 91 de indivizi de Anodonta cygnaea din râul Ier, sectorul Andrid - Otomani.

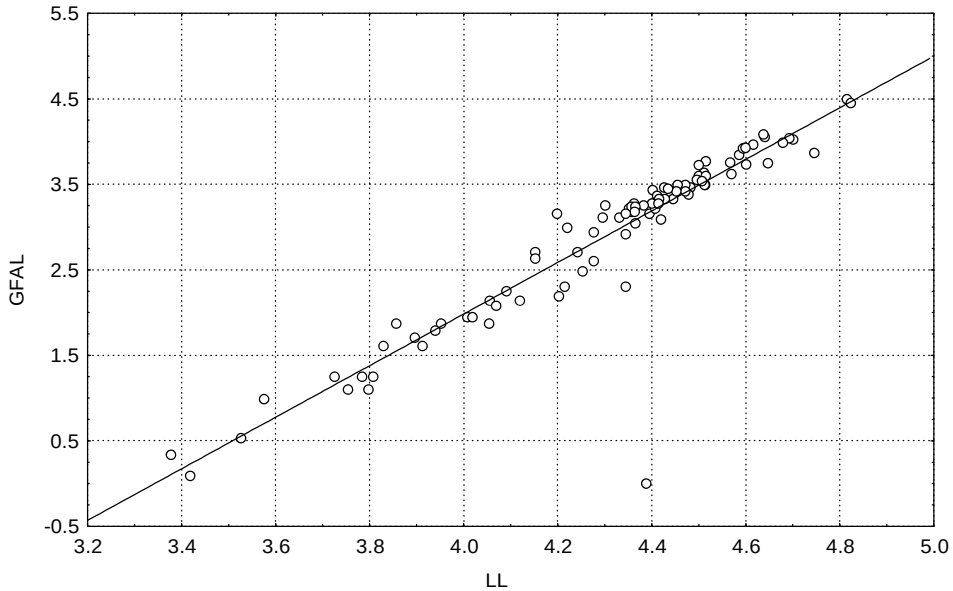


Fig. 10.2. Relaţia dintre masă şi lungime la specia Anodonta cygnaea (din exemplul precedent), dar pe date logaritmate (ambele axe logaritmate în bază naturală; GFAL = ln(GFA), iar LL = ln(L)).

Dacă norul de puncte prezintă o dezvoltare care aproximează un model logaritmic în bază supraunitară, situaţia se rezolvă prin logaritmarea numai a datelor variabilei independente (a abscisei), lăsând ordonata în termenii originali. De exemplu, în fig. 10.3 este ilustrată o curbă de tip areal-specie, iar în fig. 10.4 transformarea acesteia prin logaritmarea abscisei şi calcularea ecuaţiei de regresie corespunzătoare.

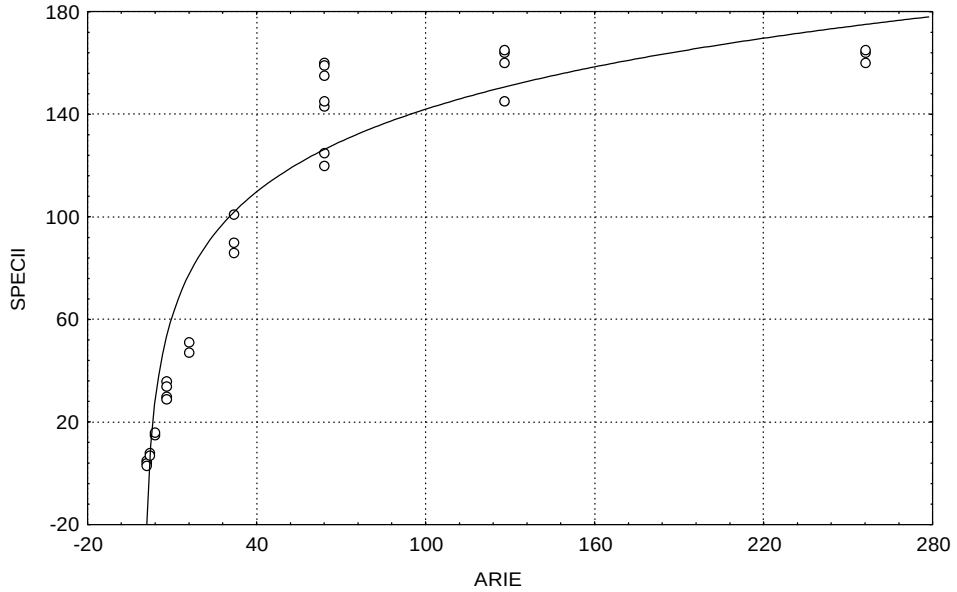


Fig. 10.3. Exemplu de nor de puncte cu dispoziție logaritmică; curba areal - specie (raportul între numărul de specii şi aria exprimată în m^2).

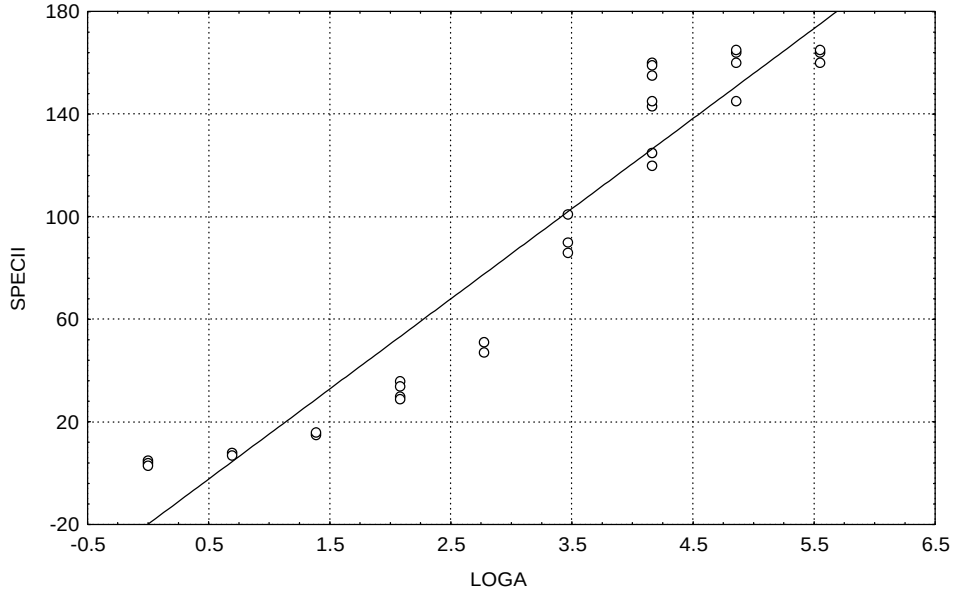


Fig. 10.4. Transformarea curbei areal-specie din Fig. 10.3 prin logaritmarea datelor de pe abscisă (logaritm natural din arie).

Dacă am optat pentru logaritmarea ambelor şiruri de date şi calcularea corespunzătoare a ecuației de regresie pe date transformate, termenii ecuației pot fi scrişi:

$$ln(Y) = ln(a) + b*ln(X)$$

care mai poate fi exprimată:

$$ln(Y) = ln\ (a*X^b)$$

În final rezultă ecuația funcției exponențiale, respectiv un alt mod de a defini regresia:

$$Y = a*X^b$$

10.2. Analiza de corelaţie

Prin analiza de corelaţie se măsoară gradul de asociere între două variabile, modul în care acestea se modifică sub incidenţa unei cauze comune. Parametrul se numeşte **coeficient de corelaţie** şi valorile acestuia variază în domeniul [-1; 1]. Corelaţia este cu atât mai puternică cu cât valoarea coeficientului se apropie de extreme. Când r = 0 nu există corelaţie între cele două variabile. În domeniul negativ vorbim de corelaţie inversă (sub incidenţa aceleiaşi cauze o variabilă creşte pe când cealaltă scade) iar pentru valori cuprinse între 0 şi +1 corelaţia este directă (cele două variabile cresc sau scad simultan). În lucrarea de faţă prezentăm coeficientul Pearson de corelaţie şi analiza de semnificaţie. Formula după care se determină coeficientul de corelaţie nu este altceva decât rădăcina pătrată a coeficientului de determinare, descris anterior:

$$r = \frac{SP}{\sqrt{SSX * SSY}}$$

Urmează testarea semnificaţiei valorii acestui parametru statistic, care este considerat un estimator al parametrului populaţional ρ.

Ipoteza nulă statutează absenţa unei corelaţii semnificative (H_0: ρ = 0). Parametrul testului statistic t se calculează după expresia:

$$t = \frac{r}{s_r}$$

$$unde:$$

$$s_r = \sqrt{\frac{\left(1 - r^2\right)}{n - 2}}$$

Valoarea critică se extrage din tabelul t-Student la nivelul de probabilitate ales şi la (n-2) grade de libertate. Dacă valoarea calculată este mai mare decât cea critică respingem ipoteza nulă.

Problemă. La peste 10 ani de la publicarea unui studiu realizat de mai mulţi autori privind starea ecologică a râului Mureş, un cercetător care lucrează la o temă legată de acest sistem, ar putea fi interesat de unele relaţii dintre factorii abiogeni, respectiv dintre aceştia şi unii factori biotici. Astfel vor extrage din diferitele lucrări publicate datele de interes măsurate în 1991 de-a lungul Mureşului (studiat prin amplasarea a 15 secţiuni de eşantionare sau staţii de colectare a probelor), care sunt redate în tab. 10.1 (Surse: J. Waijandt (1995) - date fizico-chimice, J. Hamar (1995) - fitoplancton, K. Zsuga (1995) - zooplancton). În acest tabel s-au aplicat următoarele abrevieri: NTOT - azot total (mg/l), PTOT - fosfor total (mg/l), CCOMn - consum chimic de oxigen prin metoda permanganatului de potasiu (mg/l), REZ - total substanţe dizolvate (mg/l), NALG = densitatea medie a algelor (nr. ind/ml), ZOO = densitatea medie a

zooplanctonului (nr.ind/l). Codurile staţiilor au următoarele semnificaţii: 1 - Izvorul Mureşului, 2 - Senetea, 3 - Suseni, 4 - Sărmaş, 5 - Răstolița, 6 - Târgu Mureş, 7 - Ungheni, 8 - Gheja, 9 - Gura Arieş, 10 - Sântimbru, 11 - Alba Iulia, 12 - Deva, 13 - Zam, 14 - Pecica, 15 - Szeged. O posibilă abordare este căutarea legăturilor şi evaluarea probabilistică a semnificaţiei acestora prin construirea unei matrici de corelaţii. Această inspecţie preliminară a valorilor ar indica unde anume merită să aprofundeze analiza. Ar urma, de exemplu, posibilitatea evaluării corelaţiilor dintre parametrii abiogeni şi separat dintre cei biotici, în final analizându-se potenţialele regresii dintre cele două categorii (parametrii biotici funcţionând ca variabile dependente).

Tab. 10.1. Valorile unor parametri fizico-chimici şi biologici de-a lungul râului Mureş în 1991 (codurile şi sursele sunt redate în text).

Nr.staţie	NTOT	PTOT	CCOM	REZ	NALG	ZOO
1	1.5	0.04	4.8	209.0	0.058	2.80
2	0.6	0.05	7.2	122.0	0.076	1.56
3	0.7	0.07	6.1	127.0	0.134	1.52
4	1.1	0.07	6.1	128.0	0.088	6.88
5	1.0	0.06	5.8	110.0	0.099	0.72
6	0.7	0.12	4.8	190.0	1.044	4.00
7	3.0	0.16	6.1	216.0	1.284	10.00
8	2.9	0.26	6.2	250.0	1.653	23.68
9	1.5	0.14	4.0	267.0	0.942	9.60
10	2.1	0.24	7.4	869.0	0.981	4.88
11	2.1	0.13	11.5	837.0	52.668	28.52
12	1.8	0.13	10.0	595.0	54.877	91.44
13	2.1	0.14	10.0	678.0	46.534	67.20
14	2.2	0.22	7.6	683.0	21.534	6.36
15	2.0	0.26	8.8	525.0	32.410	29.40

Matricea coeficienţilor Pearson de corelaţie :

	NTOT	PTOT	CCOMn	REZ	NALG	ZOO
NTOT	1.000					
PTOT	0.728	1.000				
CCOMn	0.326	0.255	1.000			
REZ	0.496	0.562	0.754	1.000		
NALG	0.312	0.218	0.905	0.709	1.000	
ZOO	0.326	0.192	0.693	0.478	0.839	1.000

Testând semnificaţia relaţiilor între variabilele analizate se obţine că singurele corelaţii semnificative sunt cele dintre azot şi fosfor total, apoi între materiile dizolvate şi CCOMn, precum şi între densitatea algelor planctonice şi a zooplanctonului. Se observă că acestea sunt şi cele cu cel mai ridicat coeficient de corelaţie. În interpretarea coeficienţilor, suntem încurajaţi să căutăm modele de tip regresie numai între anumite perechi de variabile (abiogene - variabile independente, respectiv biotice - variabile dependente).

Matricea de probabilităţi (α) pentru semnificaţia corelaţiilor (valori mai mari de 0.05 indică faptul că relaţia este statistic nesemnificativă la nivelul ales).

	NTOT	PTOT	CCOMn	REZ	NALG	ZOO
NTOT	0.000					
PTOT	0.002	0.000				
CCOMn	0.235	0.359	0.000			
REZ	0.060	0.029	0.001	0.000		
NALG	0.258	0.436	0.000	0.003	0.000	
ZOO	0.236	0.494	0.004	0.072	0.000	0.000

* în matricea de mai sus 0.000 indică faptul că $\alpha < 0.001$.

Dintre acestea sunt însă semnificative doar cele între CCOMn şi densitatea ambelor comunităţi planctonice, precum şi cea dintre totalul materiilor dizolvate şi densitatea fitoplanctonului. În exemplul de mai jos este prezentată analiza de regresie liniară a relaţiei între CCOMn şi fitoplancton.

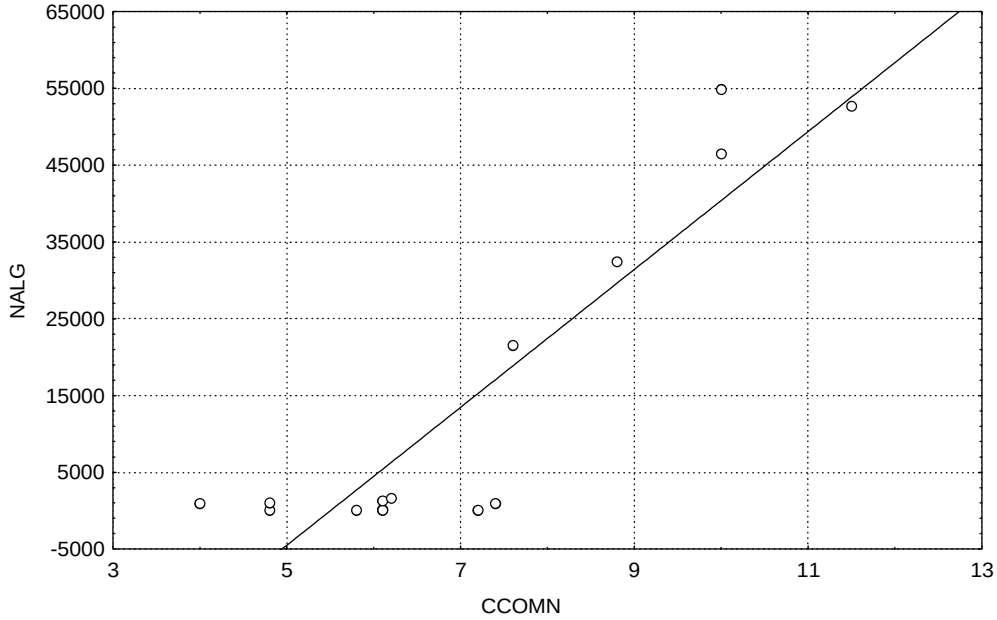


Fig. 10.5. Exemplu de regresie între un parametru fizico-chimic (CCOMn) şi unul biologic (număr total de alge = NALG). Ecuaţia dreptei de regresie:
*NALG = -49423.942+8982.544*CCOMn; r^2 = 82%. Coeficienţi semnificativi la nivelul α = 0.05.*

De asemenea, se remarcă o corelaţie puternică (0.838) şi foarte semnificativă ($\alpha < 0.001$) între densitatea fitoplanctonului şi cea a zooplanctonului.

11. TABELE DE VIAȚĂ ŞI DE FECUNDITATE

Una dintre principalele sarcini ale ecologiei este aceea de a descrie şi explica distribuția şi abundența organismelor. Pentru aceasta sunt necesare date privitoare la procesele demografice care se desfăşoară (natalitate, mortalitate, imigrație, emigrație), a consecințelor acestora şi a factorilor care le influențează. Pentru a cunoaşte efectivul populației la un anumit moment (N_t) este necesară cunoaşterea dimensiunii populației într-un stadiu de timp anterior (N_{t-1}), la care se adaugă numărul de indivizi imigrați în intervalul de timp (I) şi cei care au apărut (B) în interiorul populației (naştere, eclozare sau oricare alt mecanism de reproducere biologică), scăzându-se numărul de indivizi decedați (D) şi cei emigrați (E). Prin urmare, ecuația generală ar fi:

$$N_t = N_{t-1} + B + I - D - E$$

Determinarea directă a acestor parametri este posibilă numai în cazuri foarte rare, atunci când populația poate fi monitorizată în întregime. Cel mai frecvent, pentru a afla valorile fluctuațiilor numerice ale indivizilor unei populații se apelează la diferite metode estimative şi indirecte. O variantă o constituie aplicarea metodelor indirecte, deductive, de tipul Jolly-Seber (descrise în Cap. XV). Există şi o posibilitate mai directă de a estima şi caracteriza fluctuațiile numerice ale indivizilor, natalitatea şi mortalitatea, precum şi determinarea ratei intrinseci de creştere a populației, şi anume metoda **tabelelor de viață.**

Pentru a urmări modificările care apar în mărimea populației este necesară cunoaşterea structurii acesteia, mai ales a structurii pe vârste, probabilitatea de supraviețuire a fiecărei clase de vârstă precum şi ratele de fecunditate. Aceste date se înscriu sub o formă unitară într-un tabel, care va exprima apariția şi dispariția membrilor populației prin natalitate şi mortalitate, în absența imigrării sau a emigrării. În studiul populațiilor sexuate se lucrează de obicei numai cu numărul de femele, caz în care este necesară şi cunoaşterea structurii pe sexe a populației (Ricklefs, 1993).

După modul în care sunt obținute datele necesare alcătuirii tabelelor de viață, acestea se grupează în două categorii (Botnariuc şi Vădineanu, 1982):

1. **Tabele dinamice de viață** sau ale unei generații, pentru care observațiile se obțin urmărindu-se populațiile în condiții naturale pe durata unei generații. Această categorie se aplică în general la speciile cu generații discrete.

2. **Tabele statice de viață** care au la bază informațiile obținute prin analiza unei probe prelevate la un anumit moment, căreia i se determină structura pe vârste, raportul sexelor etc.

Tabelul dinamic de viață pentru o populație izolată de cai de iarbă (*Chorthippus brunneus*), pe parcursul unei generații (după Richard şi Waloff, 1954, ap. Begon şi col. 1986) este redat în tab. 11.1.

Tab. 11.1. Tabel dinamic de viață al unei generații de Chorthippus brunneus (după Richard şi Waloff 1954, ap. Begon şi col. 1986).

x	a_x	l_x	d_x	q_x	k_x	F_x	m_x	$l_x m_x$
Ouă (0)	44000	1.000	0.920	0.92	1.09	-	-	-
Stadiul 1	3513	0.080	0.022	0.28	0.15	-	-	-
Stadiul 2	2529	0.058	0.014	0.24	0.12	-	-	-
Stadiul 3	1922	0.044	0.011	0.25	0.12	-	-	-
Stadiul 4	1461	0.033	0.003	0.11	0.05	-	-	-
Adulți	1300	0.030	0.030	1.000	-	22617	17	0.51

Variabilele din acest tabel au următoarea semnificație:

- x = vârsta, în acest caz variabila timp este dată exclusiv prin stadiul de dezvoltare (ou, patru stadii larvare şi stadiul de adult).
- a_x = numărul de indivizi în viață la începutul fiecărui stadiu. De exemplu a_0 = 44 000 indivizi (în x_0 = stadiul de ou); a_1 = 3513 indivizi (în x_1 = primul stadiu larvar). Aceste valori sunt specifice fiecărei populații în fiecare an, făcând comparațiile directe imposibile. De aceea se lucrează cu valori standard, care se trec în coloana următoare, şi anume:
- l_x = proporția de indivizi din stadiul inițial care au supraviețuit la începutul stadiului x:
  $l_x = a_x / a_o$;
- d_x = proporția de indivizi eliminați din populație în fiecare stadiu:
  $d_x = l_x - l_{x+1}$;
- q_x = rata mortalității specifice de vârstă (stadiu), adică raportul d_x / l_x. Această rată este caracteristică pentru fiecare populație şi poate fi înțeleasă şi ca probabilitatea de deces a unui individ în decursul unui stadiu x;
- k_x = este definită prin expresia matematică $\lg(a_x) - \lg(a_{x+1})$ sau $\lg(a_x/a_{x+1})$, unde lg este logaritmul în bază zecimală. k_x este denumit uneori "coeficient de mortalitate" (în engleză se întrebuințează termenul de *killing power*, ap. Begon şi col. 1986) şi are avantajul de a putea fi însumat, redând valoarea medie a probabilității de deces pentru mai multe stadii sau clase de vârstă.

Coeficientul de mortalitate pentru stadiile larvare la populația de *Chorthippus brunneus* poate fi exprimat prin relația aditivă: 0.15 + 0.12 + 0.12 + 0.05 = 0.44.

Până în acest punct ne-am ocupat numai de numărul de indivizi şi am înregistrat variațiile numerice ale acestora prin variabile standardizate, pentru a permite găsirea unei proceduri de realizare a unor studii comparative.

Tabelul de fecunditate începe cu coloana următoare, în care este înregistrat numărul de urmaşi produşi de generația parentală în decursul stadiului x.

- F_x = este coloana în care se înscrie numărul de urmaşi produşi de lotul studiat în stadiul x.
- m_x = numărul mediu de urmaşi produşi de fiecare individ supraviețuitor din stadiul x. Altfel spus, $m_x = F_x / a_x$.
- $l_x m_x$ = este produsul între valorile din coloanele l_x şi m_x, semnificând numărul mediu de urmaşi produşi de fiecare individ din stadiul 0 (inițial) în decursul etapei x.

În acest caz numai exemplarele mature (stadiul 5) au produs ouă, înregistrându-se un număr de 22617.

Principalii **parametri sintetici** ai tabelelor de viață sunt totodată şi estimatori descriptivi ai dinamicii populaționale: rata netă de reproducere, extinderea unei generații şi rata intrinsecă de creştere a populației.

Rata netă de reproducere (R_0) pentru o populație se calculează prin însumarea valorilor succesive ale produsului $l_x m_x$, adică:

$$R_0 = \sum l_x m_x$$

Aceasta redă factorul de multiplicare al mărimii populației la sfârşitul unei generații parentale (de câte ori se poate multiplica mărimea unei populații în decursul unei generații), dacă se mențin condițiile de mediu particulare în care s-au acumulat informațiile din tabel. Introducem **extinderea în timp a unei generații** (G) ca fiind intervalul mediu dintre momentul naşterii părinților şi momentul participării acestora la reproducere.

$$G = \frac{\sum_{x=0}^{n} y_x * l_x * m_x}{\sum_{x=0}^{n} l_x * m_x}$$

În exemplul anterior, întrucât populația aparține unei specii cu generații discrete, valoarea produsului $l_x m_x$ este evaluarea directă a parametrului R_0, respectiv cuantumul cu care populația a crescut sau a scăzut numeric în timp. Valoarea calculată de 0.51 înseamnă că la sfârşitul generației populația a scăzut numeric până la jumătatea efectivului cohortei parentale. Extinderea generației este egală în acest caz cu numărul de stadii.

Rata intrinsecă şi instantanee de creştere a populației (r_m) este:

$$r_m = \frac{\ln(R_o)}{G}$$

Rata intrinsecă de creştere r_m poate fi analogată cu exponentul modelului creşterii exponențiale a populației. Reprezintă o evaluare a potențialului biotic al speciei, rata maximă de creştere a populației atunci când aceasta trăieşte într-un mediu optim sub aspectul resurselor şi al condițiilor, iar duşmanii şi competitorii sunt excluşi. De asemenea, se impune şi condiția unei distribuții stabile pe clase de vârstă. Este evident că aceste condiții sunt nerealiste, făcând ca metoda de calcul să fie prea grosieră.

După Botnariuc şi Vădineanu (1982) toți aceşti parametri reflectă atât însuşirile biologice ale indivizilor, ale populației în ansamblu, cât şi influența factorilor externi.

Un alt exemplu (tab. 11.2) se referă la un tabel dinamic de viață pentru o generație de *Phlox drummondii* (după Leverich şi Levin, 1979, ap. Begon şi col. 1986).

Tab. 11.2. Tabel de viață şi de fecunditate pentru o generație de Phlox drummondii (după Leverich şi Levin, 1979, ap. Begon şi col. 1986)

Stadiu x	Clasa y_x de vârstă(zile)	a_x	l_x	d_x	q_x	k_x	F_x	m_x	$l_x m_x$	$y_x l_x m_x$
0	0 - 63	996	1.000	0.329	0.005	0.003	-	-	-	-
1	64 - 124	668	0.671	0.375	0.009	0.006	-	-	-	-
2	125-184	295	0.296	0.105	0.006	0.003	-	-	-	-
3	185-215	190	0.191	0.014	0.002	0.001	-	-	-	-
4	216-264	176	0.177	0.004	0.001	0.001	-	-	-	-
5	265-278	172	0.173	0.005	0.002	0.001	-	-	-	-
6	279-292	167	0.168	0.008	0.003	0.002	-	-	-	-
7	293-306	159	0.160	0.005	0.002	0.001	53	0.33	0.05	15.2
8	307-320	154	0.155	0.007	0.003	0.001	485	3.13	0.49	156.8
9	321-334	147	0.148	0.043	0.021	0.011	802	5.42	0.80	267.2
10	335-348	105	0.105	0.083	0.057	0.049	972	9.26	0.97	337.56
11	349-362	22	0.022	0.022	1.000	-	94	4.31	0.10	36.2

În acest tabel stadiul sau numărul curent al probei (momentul de efectuare a observațiilor) este codificat prin x, iar vârsta reală (numărul de zile de la germinare sau de la începerea studiului) este codificată prin parametrul y_x (ultima zi a intervalului de clasă) şi variabilele specifice de stadiu prin indicele $_x$ (de exemplu a_x sau l_x). Tabelul se realizează în continuare analog cu cel redat în tab. 11.1. Întrucât intervalele de timp la care au fost făcute observațiile nu sunt egale, rata de mortalitate specifică de vârstă este redată pe zi: $q_x = d_x/l_x*(y_x-y_{x-1})$.

În cazul de mai sus $R_0 = 2.41$, ceea ce înseamnă că populația a crescut de aproape două ori şi jumătate la sfârşitul generației parentale. Extinderea în timp a generației a fost calculată G = 337 zile, iar rata intrinsecă are valoarea 0.003.

Acest mod de a construi un tabel de viață nu este unic. Diferiți autori adaugă sau elimină variabile, sau obțin şi alte informații. Deşi modificările nu

sunt majore, prin datele noi care le oferă este necesar să analizăm şi un alt exemplu. În tab. 11.3 este redat tabelul de viață pentru generația de vară a unei populații de *Propsilocerus danubialis* (după Botnariuc şi Vădineanu, 1982). Dacă în exemplul anterior defineam coloana x ca stadiul de dezvoltare, în tabelul de mai jos aceasta semnifică vârsta în luni a exemplarelor din generația de vară. Variabila a_x prezintă numărul de femele care supraviețuiesc la începutul fiecărui interval de vârstă.

O altă variabilă utilizată de autorii citați este numărul de indivizi care supraviețuiesc pe durata fiecărui interval de vârstă (j_x). În practică se lucrează cu numărul mediu de indivizi. Luând în considerare o porțiune din curba de supraviețuire a unei populații naturale, corespunzătoare intervalului de vârstă de la x la (x+1), numărul mediu de indivizi care supraviețuiesc în acest interval este dat de integrala definită:

$$\int_{x}^{x+1} a_x \, dx = j_x$$

Dacă rata mortalității este constantă, atunci din dreapta care unește punctele de coordonate (a_x, x) şi (a_{x+1}, x+1) aflăm valoarea lui j_x prin media aritmetică:

$$j_x = \frac{a_x + a_{x+1}}{2}$$

Următoarea coloană, definită prin variabila t_x, se obține prin însumarea valorilor din coloana j_x, de la vârsta x şi până la ultimul interval de vârstă: n = max(x). Aceasta caracterizează numărul de unități (indivizi/unitate de timp) parcurse de un grup de vârsta x până la eliminarea din populație (moarte).

$$t_x = \sum_{i=x}^{n} j_i$$

Speranța de viață (e_x) a unui individ de vârstă x în succesiunea fazelor ciclului de dezvoltare, se determină prin raportul t_x / a_x, şi va furniza datele pentru o nouă coloană.

Tab. 11.3 - Altă variantă pentru alcătuirea unui tabel dinamic de viață; generația de vară la o populație de Propsilocerus danubialis din Ghiolul Roşu, 1976 (adaptat după Botnariuc şi Vădineanu, 1982)

x (luni)	a_x	l_x	d_x	q_x	j_x	t_x	e_x	m_x	$m_x l_x$	$xm_x l_x$
1	1000	1.000	0.460	0.460	770	1511	1.51	-	-	-
2	540	0.540	0.210	0.389	435	741	1.37	-	-	-
3	330	0.330	0.271	0.821	194	306	0.93	-	-	-
4	59	0.059	0.009	0.153	54	112	1.90	-	-	-
5	50	0.050	0.038	0.760	31	58	1.16	-	-	-
6	12	0.012	0.001	0.083	11	27	2.20	-	-	-
7	11	0.011	0.004	0.364	9	16	1.43	-	-	-
8	7	0.007	0.007	1.000	7	7	1	750	5.25	42

Şi în acest exemplu tabelul de fertilitate conține puține valori deoarece numai femelele din ultimul stadiu (luna a 8-a) produc urmaşi. Rata natalității specifice de vârstă (m_x) reprezintă proporția medie de femele introduse în populație de către o femelă de vârsta x. Rata netă de reproducere (R_0) se defineşte analog cu exemplul precedent.

Curbele de supraviețuire se obțin prin reprezentarea grafică a valorilor variabilei şir l_x funcție de timp (x sau y_x când acesta există). Prin reprezentarea variabilei q_x funcție de timp se obține **curba de mortalitate**. Curbele de supraviețuire pentru diferitele populații naturale aproximează următoarele 5 modele teoretice (fig. 11.1):

I. Rata mortalității este redusă până către ultimul stadiu de viață după care creşte puternic determinând o cădere abruptă a curbei de supraviețuire.
II. Mortalitatea creşte cu o rată constantă în raport cu vârsta.
III. Rata mortalității se menține constantă la toate vârstele, determinând o curbă de supraviețuire liniară.
IV. Rata mortalității este mare la stadiile juvenile şi descreşte cu o rată constantă pe măsură ce se înaintează în vârstă iar curba de supraviețuire este uşor concavă.
V. Mortalitatea este foarte mare la stadiile tinere după care scade rapid la un nivel relativ constant.

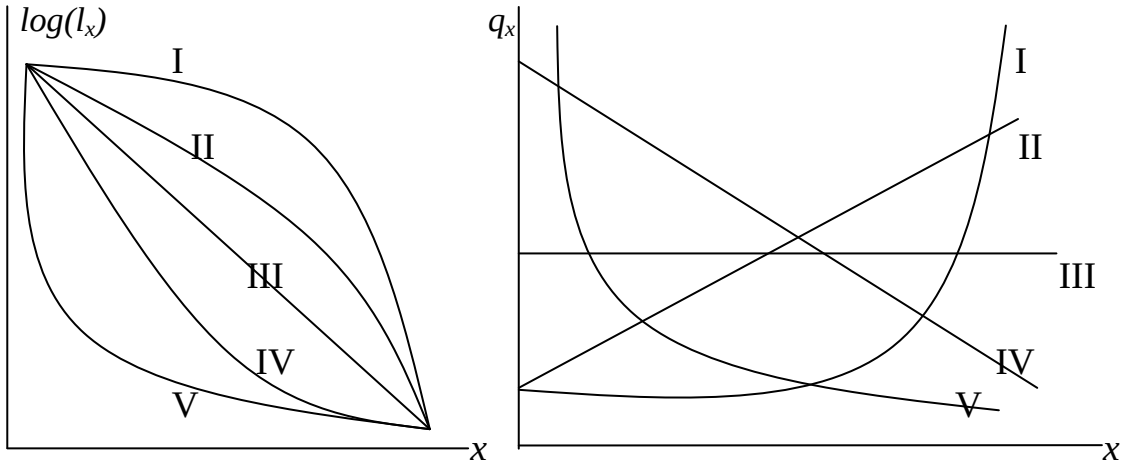


Fig. 11. 1. Cinci categorii de modele pentru curbele de supraviețuire [$log(l_x)= f(x)$] şi curbele de mortalitate corespunzătoare [$q_x = f(x)$].

Curbele de tipul I se înregistrează de exemplu la populațiile umane din țări dezvoltate, cu densități optime şi condiții bune de viață. Tipul III apare la multe specii vegetale şi la unele populații de păsări, iar curbe de tip V la peşti marini care produc milioane de ouă, la bivalve unionide şi la populații umane din trecut (antichitate până în evul mediu târziu) uneori şi actual în țări subdezvoltate, unde mortalitatea infantilă este foarte mare.

Prin reprezentarea grafică a variației parametrului m_x sau a produsului $m_x l_x$ ca funcție de timp (x sau y_x) rezultă **curbele de fertilitate** ale populației analizate. Curbele de fertilitate pentru generația de *Phlox drummondii* studiată (tab. 11.1) sunt redate în fig. 11.2.

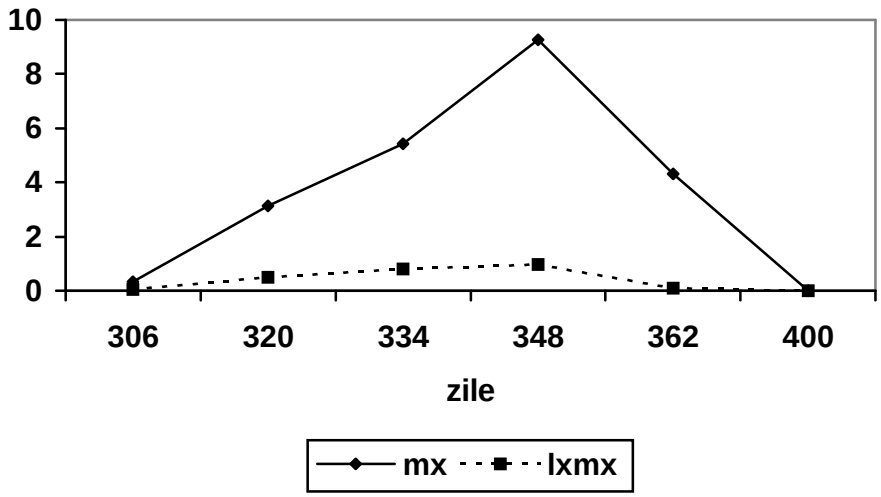


Fig. 11.2. Curbele de fertilitate pentru populația de Phlox drummondii

Tab. 11. 4. Tabel static de viață pentru populația de Cervus elaphus din insula Ruhm, bazat pe reconstituirea structurii pe vârste a populației din anul 1957 (Lowe, 1969 ap. Begon şi col., 1986)

Vârsta (x) - ani	a_x	l_x	d_x	q_x
1	129	1.000	0.116	0.116
2	114	0.884	0.008	0.009
3	113	0.876	0.248	0.283
4	81	0.628	0.023	0.037
5	78	0.605	0.147	0.244
6	59	0.457	-0.047	-0.102
7	65	0.504	0.078	0.154
8	55	0.426	0.233	0.545
9	25	0.194	0.124	0.639
10	9	0.070	0.008	0.111
11	8	0.062	0.008	0.125
12	7	0.054	0.039	0.714
13	2	0.016	0.008	0.500
14	1	0.080	-0.023	-0.288
15	4	0.031	0.016	0.516
16	2	0.016	0.016	1

Până aici am lucrat numai cu specii semelpare (cu generații discrete). Studiul speciilor iteropare (cu generații suprapuse) implică o serie de dificultăți

în ceea ce priveşte aplicarea metodei tabelelor de viață. Populația care face obiectul cercetării trebuie monitorizată o perioadă mai lungă de timp (câțiva ani) şi trebuie găsite metode obiective pentru discriminarea generațiilor. Asemenea analize sunt mai simplu de realizat dacă se lucrează cu organisme sesile sau puțin vagile, astfel încât indivizii să poată fi cartați (în cazul populațiilor vegetale) sau marcați (la bivalve de exemplu), urmărindu-se apariția de noi indivizi (imigrați sau nou formați în cadrul populației) şi - respectiv - dispariția celor din proba inițială.

O modalitate expeditivă de cercetare a unei populații longevive cu generații suprapuse este construirea **tabelelor statice de viață**. Datele de bază se obțin prin realizarea structurii pe clase de vârstă a populației. Este o metodă estimativă şi imperfectă dar adesea este singura posibilitate practică pentru un cercetător. Un asemenea tabel a fost realizat de Lowe (1969, ap. Begon şi col. 1986) în cursul unei cercetări celebre a cerbilor din insula Ruhm (Scoția). Dacă, de exemplu, cercetătorul amintit a observat în anul 1961 un exemplar în vârstă de 6 ani, aceasta înseamnă că individul respectiv avea în anul 1957 (când a început studiul) 2 ani. Astfel se pot estima valorile corespunzătoare pentru parametrii l_x, d_x şi q_x (tab. 11.4).

Pentru a construi un asemenea tabel se presupune că nu există variații de la un an la altul în ceea ce priveşte numărul de naşteri şi rata de supraviețuire specifice de vârstă. Altfel spus, presupunem că cei 59 de cerbi de 6 ani existenți în 1957 sunt supraviețuitorii celor 78 de cerbi de 5 ani din 1956 etc. Pe baza acestor idei se completează coloanele l, d şi q. Bineînțeles, acest model este o aproximare grosieră a realității, unele valori fiind aberante şi nu pot fi luate în calcul (de exemplu valorile negative). Cu toate acestea metoda poate fi folositoare într-un studiu de ecologie a populațiilor. Scopul lui Lowe a fost de a obține o idee generală despre ratele de supraviețuire specifice de vârstă în anii precedenți începerii studiului, pentru a realiza o bază de raportare a datelor exacte care vor fi obținute ulterior.

Fără a subestima rolul şi importanța tabelelor statice de viață, este necesar să le aplicăm cu mult discernământ şi să fim rezervați în ceea ce priveşte concluziile pe care le elaborăm din evaluarea parametrilor acestora. Evident, în cazul tabelelor statice de viață nu se pot calcula parametrii de reproducere şi nici nu se pot evalua variabilele din tabelul de fertilitate.

12. METODA TRANSECTELOR

Cea mai frecventă aplicație a metodei transectelor este evaluarea abundenței populațiilor sau a structurii comunităților de păsări, uneori şi de mamifere. Cu toate acestea, în diferite variante şi adaptări, metoda transectelor este mult mai des utilizată decât se citează de obicei. Astfel, deşi este în mod obişnuit recomandată pentru viețuitoarele foarte mobile, ea poate fi folosită cu succes şi în analiza comunităților de animale deloc sau puțin vagile, sau în ecologia plantelor.

Principiul metodei este foarte simplu: informațiile se strâng de către ecolog pe măsură ce acesta se deplasează de-a lungul unui traseu, care poartă numele generic de transect. Uneori datele sunt raportate exclusiv la lungimea transectului, caz în care rezultă valori ale unor indici relativi: de exemplu numărul de exemplare de *Buteo buteo* văzute, sau numărul de masculi de *Erithacus rubecula* al căror cântec a fost auzit în luna mai, raportate la 1 km de transect. În cazul în care din motive evidente lungimea traseului nu este de 1 km, problema se rezolvă prin standardizarea spațiului în mod corespunzător formulei prezentate la tema destinată categoriilor de parametri ecologici:

$$I_{ka} = \frac{n_i}{2 * L * p}$$

unde: I_{ka} = indicele kilometric de abundență relativă, n_i = numărul de indivizi din specia i văzuți sau auziți în timpul parcurgerii transectului, L = lungimea reală a transectului în km şi p = numărul de parcurgeri ale transectului într-o anumită perioadă de timp (depinde de cercetare şi de intențiile investigatorului).

Această metodă este aplicată într-o gamă relativ largă de variante; în cazul păsărilor va fi prezentată în detaliu la Cap. 13. Metoda este puternic influențată de însuşirile grupului investigat, de comportamentul viețuitoarelor, de vreme (condițiile climatice momentane), de timp (perioada zilei, sezonului, anului) când se efectuează observațiile etc., aspecte care de asemenea vor face obiectul unor precizări suplimentare în cadrul acestui manual.

În afară de varianta relativă, prezentată succint anterior, există şi posibilități de evaluare a unor parametri raportați la spațiu, cum ar fi densitatea. O variantă este considerarea transectului ca o fâşie lungă, dreptunghiulară, de teren din care se extrag informațiile utile, în mod asemănător cu cele prezentate la metoda suprafețelor şi a volumelor. Unitatea de probă este un dreptunghi de latură egală cu lungimea transectului, iar lățimea depinde de funcția de detecție a unei specii particulare, sau este impusă de cercetător. De exemplu, un ornitolog poate alege chiar două lățimi: la 5 m şi la 10 m față de direcția de deplasare, numărând indivizii auziți sau văzuți în mod diferențiat pe cele două diviziuni. În

final va rezulta o estimare a densității pentru fiecare fâşie, după formula de mai jos:

$$\hat{E} = \frac{n_i}{2 * L * lat * p}$$

unde: $\hat{E}$ = estimatorul densității, n_i = numărul de indivizi aparținând speciei i, L = lungimea transectului (care în acest caz se exprimă preferențial în metri), *lat* = lățimea spațiului, perpendiculară pe direcția de deplasare, din interiorul căreia observatorul extrage informația (în aceeaşi unitate de măsură ca şi lungimea transectului), iar p = codifică numărul de replicări (deplasări pe transect) în perioada de referință.

În afară de numărarea efectivă a indivizilor, metoda aceasta permite multe alte achiziții de date. De exemplu, la populații relativ mici, izolate şi cu indivizi evidenți, se poate evalua efectivul real. În alte studii permite evaluarea abundenței relative, rezultând o imagine a structurii comunității. Se pot afla structura pe sexe a populațiilor, structura pe vârste, aspecte ale comportamentului, ca: teritorialitatea, curtarea, socializarea etc. Evident, nici în acest caz nu există o rețetă fixă: metoda se pretează la analiza anumitor populații şi comunități prin unii parametri ecologici, în timp ce alții sunt imposibil de utilizat. Diferențele sunt dictate de talia indivizilor țintă, modul de viață (mai ales dacă indivizii sunt sau nu evidenți, respectiv uşor de detectat), posibilitatea determinării lor în teren şi altele.

Oricâte variante ar fi, dacă am ales această metodă pentru evaluarea sistemului supus investigației, principiul este acelaşi: achiziționarea informațiilor pe teren, în timpul deplasării de-a lungul unui traseu.

Există în literatura de specialitate şi variante exacte pentru evaluarea unor parametri ecologici, cum ar fi densitatea, inclusiv prin determinarea limitelor de confidență. Prin diferite tehnici, cum ar fi cele derivate din telemetrie şi trigonometrie, se pot evalua parametri suplimentari care permit lărgirea domeniului de investigație şi de aplicare a acestor metode. După Ch. Krebs (1989), dacă dorim să aflăm mai multe decât abundența relativă sau evaluarea densității brute, în afară de delimitarea transectului, identificarea speciilor şi numărarea indivizilor, mai trebuie să evaluăm şi poziția momentană (la prima identificare în teren) a acestora. Astfel, parametrii de poziție (fig. 12.1) sunt:

- distanța dintre observator şi subiect (individul țintă) în momentul detectării acestuia (o notăm cu r_i), pe care o vom denumi “distanța de vizualizare”;
- unghiul format între direcția de deplasare a observatorului (direcția transectului) şi direcția segmentului de detectare, pe care îl vom numi “unghi de vizualizare” θ_i;
- “distanța perpendiculară” din punctul în care se află individul în momentul vizualizării, pe direcția transectului (y_i), aflat prin relația: $y_i = r_i * \sin \theta_i$.

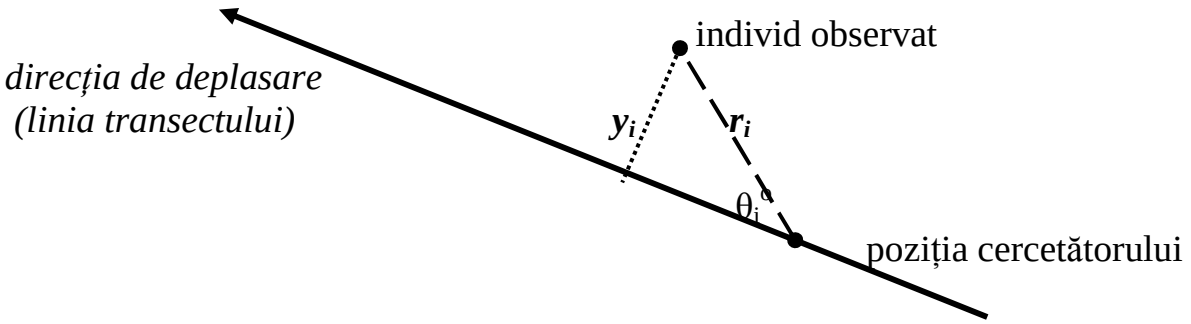


Fig. 12.1. Distanța de vizualizare (r_i), distanța perpendiculară (y_i) şi unghiul de vizualizare (θ_i^0).

Transectele se pot parcurge pe jos (cel mai adesea), dar în unele cazuri şi din mijloace de transport, terestre sau aeriene. Parametrii populaționali, şi prin extensie şi cei ai comunităților, se estimează în mod asemănător cu metodele discutate la MSV, deoarece transectele pot fi considerate nişte dreptunghiuri lungi şi înguste din care se înregistrează informațiile, respectiv specii şi număr de indivizi, precum şi o serie de date suplimentare (atunci când este posibil). Probabilitatea de observare a unui anumit individ este cu atât mai mare cu cât este mai mică distanța perpendiculară (adică este mai aproape de linia de deplasare). Această probabilitate, pe care în cazul de față o numim "**funcție de detecție"**, este considerată ca particulară fiecărei specii, habitat, comunități şi cercetător, dar aceste reguli nu trebuie generalizate. În spații deschise sau în cazul animalelor cu talie şi mod de viață asemănătoare, funcțiile de detecție ale speciilor pot fi considerate în general similare. Însă în multe cazuri (iar ornitologii vor spune că în cele mai multe) aceste limitări sunt reale. Curba funcției de detecție poate avea forme diferite, aşa cum este exemplificat în fig. 12.2.

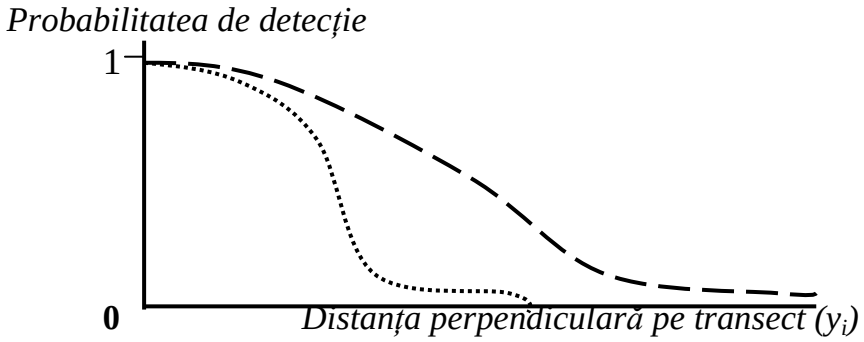


Fig. 12.2. Forme posibile ale funcției de detecție. Modelul reprezentat de linia întreruptă poate fi valabil în spațiu deschis sau la indivizi evidenți (de exemplu de talie mare, care preferă arii cu vegetație scundă). Linia punctată indică prin comparație un model posibil al reprezentării funcției în cazul unui arboret sau tufăriş, animale puțin evidente, cu un mod de viață mai retras. De multe ori specii şi habitate diferite sunt caracterizate prin funcții diferite de detecție.

Indiferent de graficul funcției şi de variabilele de care depinde densitatea populației, aceasta poate fi evaluată din funcția de detecție dacă se presupun ca fiind adevărate următoarele condiții:
1. indivizii situați pe linia transectului nu pot fi ratați (probabilitatea de detecție este 1);
2. indivizii sunt considerați în timpul parcurgerii transectului ca fiind fixați în punctele inițiale de vizualizare (asemănător cu o fotografie, care redă realitatea la un anumit moment) şi nu se numără de mai multe ori;
3. distanțele şi unghiurile sunt evaluate fără erori;
4. detectările indivizilor sunt evenimente independente.

Dacă aceste condiții sunt considerate ca fiind îndeplinite, putem evalua densitatea (D) unei populații prin expresia similară celor expuse mai sus:

$$\hat{D} = \frac{n_i}{2 * L * a}$$

unde: n_i = semnifică numărul de indivizi aparținând speciei i de-a lungul transectului, L = lungimea transectului, iar a este definită ca "jumătatea lățimii efective a transectului" şi această constantă (particulară studiului) trebuie estimată.

Prin urmare, marea problemă este evaluarea constantei a din formula de mai sus. Ideal ar fi calcularea acesteia ca arie totală delimitată de funcția de detecție, adică:

$$a = \int_0^w g(x)dx$$

unde: g(x) este funcția de detecție, iar x este lățimea care variază de la 0 până la w (lățimea maximă sau distanța maximă perpendiculară înregistrată).

În practică însă nu cunoaştem decât foarte rar expresia acestei funcții, motiv pentru care se apelează la două tipuri de estimări: metoda lui Hayne şi evaluările prin serii Fourier (după Ch. Krebs, 1989).

12.1. Estimatorul lui Hayne (1949)

A fost aplicat inițial pentru evaluarea densității păsărilor. Idea originală a fost legată de existența unei "distanțe fixe de zbor" - **r,** care este definită ca acea distanță de apropiere a unui observator, sub care pasărea îşi ia zborul, fiind astfel observată şi înregistrată. Evident, această metodă se poate aplica numai la acele viețuitoare cu reacție specifică de apărare de tip fugă sau zbor (prin opoziție cu multe alte tehnici care presupun ascunderea sau camuflajul, de exemplu), precum şi în anumite habitate unde reacția se produce numai la o anumită apropiere (ierburi înalte, specii ascunse prin culturi etc.). Dacă aceste condiții sunt verificate, atunci funcția de detecție are un grafic de tip dreptunghiular (este

1 la şi sub distanța r, şi 0 peste aceasta), iar estimatorul lui Hayne pentru densitate (D_H) este dat de expresia:

$$\hat{D}_H = \frac{nR}{2L}$$

unde: *n* = numărul de indivizi aparținând unei anumite specii, identificați la o parcurgere a transectului; *L* = lungimea transectului; *R* = media inverselor distanțelor de vizualizare (media armonică) = $\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\frac{1}{r_i}$; r_i = distanța de vizualizare a fiecărui individ i (i ia valori succesive naturale în intervalul dintre 1 şi n).

Deoarece D_H este o estimare a mediei, este necesară aflarea varianței, a erorii standard a mediei şi a limitelor de confidență, pentru a putea relaționa parametrul statistic de cel populațional. Definim varianța estimatorului lui Hayne [var(D_H)], respectiv eroarea standard [ES(D_H)] prin expresiile:

$$\mathrm{var}(\hat{D}_H) \approx \hat{D}_H^2 \left[\frac{1}{n} + \frac{\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{1}{r_i} - R\right)^2}{R^2 n(n-1)} \right]$$

$$ES(\hat{D}_H) = \sqrt{\mathrm{var}(\hat{D}_H)}$$

iar limitele de confidență ($L_{1,2}$) ale densității medii se calculează după expresiile:

$$L_{1,2} = \hat{D}_H \pm t_\alpha ES(\hat{D}_H)$$

unde: t_α = valoarea critică din tabelul t-Student la nivelul de asigurare ales (uzual 0.05) şi (n-1) grade de libertate.

Problemă.

Se urmăreşte estimarea densității populației de *Prunella collaris* (brumărița de stâncă) din pajiştile alpine şi subalpine ale masivului Făgăraş. Se aplică metoda transectelor în variantă exactă. În timpul parcurgerii transectului de L = 1000 m, au fost observați 35 indivizi, şirul distanțelor de vizualizare (în metri) fiind: r_i = {12, 51, 15, 68, 45, 36, 28, 87, 46, 52, 12, 16, 45, 69, 24, 15, 79, 31, 53, 26, 84, 15, 2, 65, 31, 19, 51, 63, 28, 16, 24, 23, 9, 10, 25} (metri).

Să se afle densitatea şi limitele de confidență ale acesteia.

Răspuns. Calculele se efectuează mai întâi în metri, iar valorile finale se raportează la km^2, prin înmulțirea valorilor estimatorilor cu 10^6. Aplicând formulele de mai sus, rezultă: D_H = 932.2 ind./km^2; eroarea standard ES (D_H) = 289.41; limitele de confidență = 932.2 ± 1.64*289.4 indivizi/km^2.

În **concluzie**, densitatea populației de *Prunella collaris* din masivul Făgăraş a fost estimată prin metoda transectelor în variantă exactă, în urma parcurgerii transectului de L=1000 m, pe baza estimatorului lui Hayne, valoarea calculată fiind de 32.2 indivizi/km^2. Densitatea reală a populației este cuprinsă, cu o probabilitate de 95%, între 456.1 şi 1406.8 indivizi/km^2.

12.2. Estimarea prin seria Fourier

Este o tehnică ce se pretează la analize mai diverse decât metoda precedentă, fiind totodată mult mai realistă. Estimarea densității se face de asemenea după formula:

$$\hat{D} = \frac{n}{2La}$$

iar *a* se determină după expresia:

$$\frac{1}{\hat{a}} = \frac{1}{w^*} + \sum_{k=1}^{m} a_k$$

$$a_k = \frac{2}{nw^*}\left[\sum_{i=1}^{n} \cos\frac{k\pi y_i}{w^*}\right]$$

unde: w^* = lățimea transectului (cea mai mare distanță perpendiculară înregistrată), n = număr total de animale identificate, aparținând unei anumite specii, $\pi \approx 3.14159$; y_i = distanța perpendiculară a individului i; k = numărul curent al termenului în ecuație (k=1, 2, ..., m), iar m = numărul maxim de termeni în suma de cosinusuri (întotdeauna ≤ 6).

Regula de oprire pentru m este redată în formula de mai jos: m este cel mai mic număr întreg care satisface relația:

$$\frac{1}{w^*}\left(\frac{2}{n+1}\right) \geq |a_{m+1}|$$

Determinarea varianței în această metodă se realizează ceva mai complex, în mai multe etape, după cum urmează:

1. Estimarea varianței lui a_k (pentru k > 1):

$$\mathrm{var}(\hat{a}_k) = \frac{1}{n-1}\left[\frac{1}{w^*}\left(a_{2k} + \frac{2}{w^*}\right) - a_k^2\right]$$

2. Estimarea tuturor covarianțelor termenilor a_k:

$$\mathrm{cov}(\hat{a}_k, \hat{a}_j) = \frac{1}{n-1}\left[\frac{1}{w^*}\left(a_{k+j} + a_{k-j}\right) - a_k a_j\right]$$

pentru k > j > 1

3. Cunoscând pe m şi considerând cov(a_k, a_k) = var(a_k), rezultă:

$$\mathrm{var}\left(\frac{1}{\hat{a}}\right) = \sum_{j=1}^{m}\sum_{k=1}^{m} \mathrm{cov}\left(\hat{a}_j, \hat{a}_k\right)$$

4. Estimarea varianței densității populației [var(D)], a erorii standard [ES(D)] şi a limitelor de confidență ($L_{1,2}$) la nivelul ales α se realizează după expresiile:

$$\mathrm{var}(\hat{D}) = \hat{D}^2 \left[1 + \frac{\mathrm{var}\left(\frac{1}{\hat{a}}\right)}{\left(\frac{1}{\hat{a}}\right)^2} \right]$$

$$ES(\hat{D}) = \sqrt{\mathrm{var}(\hat{D})}$$

$$L_{1,2} = \hat{D} \pm t_{\alpha}\left[ES\left(\hat{D}\right)\right]$$

12.3. Aplicarea metodei la mai multe transecte

O variantă de aplicare a metodei prezentate anterior este de a considera un număr oarecare de transecte ca subdomenii ale unui transect liniar întreg. Condiția este ca fiecare segment de transect să fie suficient de lung pentru a putea fi considerat drept probă reprezentativă pentru populație şi habitat (numărul indivizilor observați este recomandat să fie mai mare de 20 - 25/segment). Considerând tansectul ca fiind format din P segmente, atunci estimata densității (D_i) pentru segmentul i este:

$$\hat{D}_i = \frac{n_i}{2 l_i a_i}$$

unde: n_i = număr indivizi aparținând unei anumite specii, numărați pe segmentul i de transect, l_i = lungimea segmentului i, a_i = parametrul estimat pentru segmentul i după una din formulele prezentate în paragrafele precedente, i ia valori întregi în domeniul 1..P (numărul de segmente, de replicări).

Densitatea generală (valabilă pentru întregul transect) este media ponderată (D):

$$\hat{D} = \frac{\sum_{i=1}^{P} l_i \hat{D}_i}{\sum_{i=1}^{P} l_i}$$

Varianța [var(D)], eroarea standard ES(D) şi limitele de confidență ale mediei ($L_{1,2}$) pentru (P-1) grade de libertate, sunt date de expresiile:

$$\mathrm{var}(\hat{D}) = \frac{\sum_{i=1}^{P} \left[l_i \left(\hat{D}_i - \hat{D}\right)^2 \right]}{(P-1)\sum_{i=1}^{P} l_i}$$

$$ES(\hat{D}) = \sqrt{\mathrm{var}(\hat{D})}$$

$$L_{1,2} = \hat{D} \pm t_{\alpha/2}\left[ES(\hat{D})\right]$$

13. METODE SPECIALE APLICATE ÎN STUDIUL COMUNITĂŢILOR DE PĂSĂRI

Toate principiile şi elementele fundamentate la metoda transectelor sunt valabile şi (dacă nu cumva în primul rând) în studiul parametrilor ecologici ai populaţiilor şi comunităţilor de păsări. Este evident că orice metodă trebuie adaptată funcţie de particularităţile biologice ale grupului sistematic analizat, motiv pentru care se impun aici o serie de precizări. Eşantionarea se aplică cu unele modificări majore de metodologie. O analiză a structurii comunităţii bentonice se poate realiza la aceiaşi parametri la orice oră din zi sau noapte. Prin contrast, multe specii de păsări (şi nu numai) sunt mult mai active dimineaţa, când, de asemenea, cântă mai frecvent. După cum sublinia Bibby şi col. (2000), dacă se monitorizează dinamica avifaunei din două păduri apropiate, una între orele 6 şi 8, iar cealaltă la orele prânzului, rezultatele nu pot fi comparate. Este evident că valorile abundenţei vor fi semnificativ mai mari în pădurea studiată la orele dimineţii. În afară de momentul zilei activitatea păsărilor mai este influenţată de condiţiile meteorologice, cum ar fi intensitatea vântului, temperatura, gradul de nebulozitate, precipitaţiile, precum şi de factorii perturbatori (zgomot, circulaţie etc.). În aplicarea metodei transectelor pentru estimarea abundenţelor relative şi urmărire a dinamicii populaţiilor se pot admite o serie de factori perturbatori cu condiţia ca aceştia să se menţină (relativ) constanţi la fiecare investigaţie de teren.

În mod ideal observaţiile ornitologice încep la aproximativ 30 de minute după răsăritul soarelui şi continuă până la jumătatea dimineţii, eventual se poate adăuga şi o perioadă înainte de apus. Pentru studiul păsărilor cântătoare, în perioada de clocit, se recomandă investigaţii înainte de orele 8 sau 9 în lunile martie-aprilie şi înainte de 6-7 în lunile mai-iunie. De asemenea, pentru activitatea de teren se aleg acele zile care corespund cu condiţiile alese ca standard la începutul studiului, cum ar fi de exemplu zile senine, cu temperaturi medii, vânt uşor, fără precipitaţii.

Se pot însă întreprinde şi studii care urmăresc dinamica diurnă a activităţii diferitelor specii de păsări, sau influenţa condiţiilor de vreme, respectiv a factorilor perturbatori, asupra ornitofaunei. Rezultatele vor fi diferite pentru fiecare specie. În fig. 13.1 este ilustrată variaţia activităţii unor specii de păsări din Parcul Sub Arini din Sibiu, înregistrată cu studenţii anului II în timpul laboratoarelor de ecologie, observaţiile fiind făcute la orele 8, 11 şi 14. Se constată că la majoritatea speciilor numărul de indivizi observaţi la ora 8 este mai mare decât în restul zilei, existând însă şi unele excepţii. De exemplu, *Corvus monedula* (stăncuţa) şi *Passer montanus* (vrabia de câmp), par a fi la fel

de active la amiază ca dimineața. Bineînțeles, aceste rezultate au fost influențate şi de diferențele subiective dintre performanțele observatorilor.

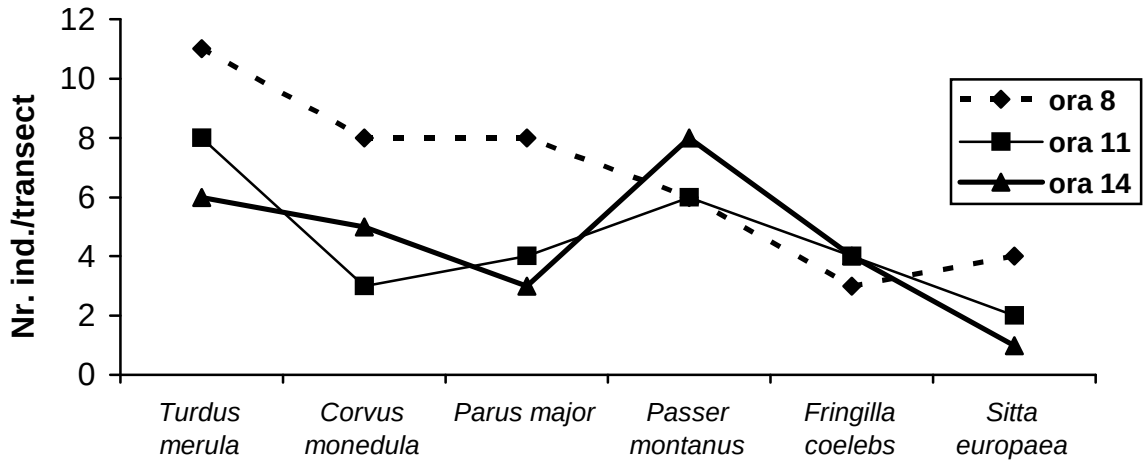


Fig. 13.1. Dinamica diurnă a activității unor specii de păsări din Parcul "Sub Arini"

Întrucât strigiformele sunt active numai noaptea, în timpul efectuării transectelor există şanse foarte reduse de a fi observate. De aceea, pentru a surprinde şi această componentă a avifaunei, este necesară efectuarea de transecte nocturne în perioada de cuibărit pentru estimarea pe baza sunetelor emise a numărului de perechi clocitoare, iar în sezonul rece se urmăreşte prezența eventualelor colonii de iernare, care pot fi detectate şi pe baza ingluviilor de pe sol.

Investigarea avifaunei dintr-o arie determinată trebuie făcută în toate anotimpurile, pentru surprinderea schimbărilor calitative şi cantitative din cadrul comunității (oaspeții de iarnă, de vară, speciile de pasaj). Observațiile se fac periodic, cu o frecvență care depinde de obiectivele studiului dar şi de disponibilitățile de timp. În studiile de dinamică multianuală se pot efectua investigații numai într-o anumită perioadă (de cuibărit, pasaj, iernare) din ani consecutivi.

În numeroase studii, cum ar fi cele din păduri, unde vizibilitatea este redusă în perioada de vegetație, observarea exemplarelor este nerelevantă în comparație cu identificarea pe bază sonoră. Păsările emit mai multe tipuri de sunete. Cântecele sunt emise la cele mai multe specii de masculii adulți, primăvara, în perioada de reproducere şi mai rar toamna. Cântecele sunt caracteristice pentru fiecare specie, astfel încât păsări foarte asemănătoare morfologic (ex. *Phylloscopus collybita* şi *Phylloscopus trochilus*) au cântece diferite, care sunt folosite pentru discriminarea lor. Cântecele se adresează exclusiv indivizilor conspecifici, având rolul de a atrage femelele şi de a semnaliza masculilor rivali faptul că teritoriul este deja ocupat. O altă categorie de sunete o reprezintă strigătele de contact sau sociale, cu rolul de recunoaştere intraspecifică. Strigătele de alarmă au rolul de avertizare asupra prezenței unor potențiali duşmani. Unele semnale nu se adresează exclusiv indivizilor

conspecifici, având o structură asemănătoare la diferite specii. Identificarea sonoră a păsărilor se face pe baza cântecelor în perioada de cuibărit, iar în afara ei, şi pe baza celorlalte sunete, dacă este posibil.

În perioada de cuibărit la multe specii masculii cântă şi manifestă activ comportamentul de teritorialitate, fiind astfel foarte uşor de detectat. De aceea se recomandă ca în această perioadă observaţiile să se facă mai des, pentru a putea obţine date cât mai exacte asupra comunităţii de păsări. Perioada de cuibărit variază în funcţie de specie, astfel încât orice studiu ornitologic trebuie să cuprindă cel puţin două serii de observaţii într-un sezon de cuibărit, una în aprilie, pentru specii sedentare şi cealaltă în mai şi prima jumătate a lunii iunie pentru păsările migratoare (Ferry şi Frochot, 1970, ap. Munteanu, 2000).

Dacă la sfârşitul investigaţiei toate datele se referă la masculi se poate presupune că femelele clocesc şi cifrele se pot dubla. Unii autori adaugă în perioada de creştere a puilor şi un număr mediu de pui raportat la cuib.

Pentru observaţiile de teren ornitologul necesită cel puţin un binoclu (pentru zonele deschise, bălţi, lacuri, este ideal un telescop cu trepied, care însă nu poate fi folosit pentru observaţiile itinerante) şi un determinator (până la specializarea ornitologului). Antrenamentul lui se va face nu numai prin recunoaşterea vizuală a speciilor ci şi a glasurilor acestora, obiectiv mai dificil care necesită atât atenţie pe teren cât şi audiţii ale unor înregistrări specializate, care pot fi găsite pe casete audio, CD sau programe pe calculator.

Compararea datelor poate fi îngreunată nu numai de condiţiile obiective ale mediului ci şi de motive subiective, cum ar fi gradul diferit de specializare a observatorilor implicaţi în studiu. Pentru ca erorile să fie sistematice, este bine ca echipa de teren să aibă aceeaşi compoziţie de fiecare dată sau măcar membrii implicaţi să aibă acelaşi nivel de experienţă. Dimensiunea ideală a echipei este de 3 membri (doi observatori şi unul care înregistrează datele). O echipă prea mare perturbă obiectul studiului, îngreunează coordonarea eforturilor precum şi acurateţea observaţiilor.

Metodele, ca şi parametrii ecologici pe care îi vom folosi, vor fi selectate în funcţie de obiectivele studiului. Dacă se investighează modificările în timp ale abundenţei unei populaţii, structura unei comunităţi sau dorim să comparăm diversitatea comunităţilor din două arii, atunci estimările relative sunt recomandate. Dacă se doreşte aflarea abundenţei în termeni de densitate, atunci este necesar să aplicăm metoda în variantele ilustrate în Cap. 12, sau să apelăm la alte tehnici de evaluare.

Cele mai frecvent utilizate metode pentru estimarea abundenţei păsărilor sunt studiile efectuate **în puncte fixe** şi **pe transect**. Prima metodă presupune deplasarea la un anumit loc, ales anterior şi vizitat periodic, de unde se efectuează observaţii asupra păsărilor un timp determinat de timp (10 minute de exemplu) după care se trece la un alt punct. Evident, reţeaua de puncte este întotdeauna aceeaşi în cadrul investigaţiilor şi perioada de timp este constantă. Aplicând această metodă ne putem concentra mai uşor asupra păsărilor, timpul efectiv disponibil pentru identificare este mai mare şi este mai facilă detectarea

speciilor care stau de obicei ascunse. Prin metoda transectelor terenul este mai repede acoperit, sunt mai puține şanse de a înregistra de două ori aceeaşi pasăre, ceea ce reprezintă avantaje în studiul speciilor mai mobile şi evidente, care prezintă în general densități mai mici şi ocupă terenuri mai omogene.

13.1. Metoda transectelor

Deoarece am acordat acestei metode un capitol special, vom rezuma aici doar unele aspecte care particularizează aplicarea acesteia în studiul păsărilor. Poziționarea transectului se face ideal în mod randomizat. Însă, din motive de siguranță şi facilitate, de obicei acestea sunt alese în funcție de anumite repere, de-a lungul unor râuri sau poteci, văi, cazuri în care este clar că principiul eşantionării randomizate este afectat. Alegerea transectelor trebuie să evite zonele de ecoton, iar în cazul ariilor heterogene trebuie să respecte principiile eşantionării proporționale. Lungimea este condiționată de dimensiunea şi tipul habitatului investigat, relieful, heterogenitatea şi dificultatea de parcurgere a terenului. După H. Loyd şi col. (2000) cel mai lung transect parcurs de un observator într-o zi nu trebuie să depăşească 10 km. Pentru evaluări mai precise ideală este alegerea mai multor transecte de câte 4 km fiecare. Ferry şi Frochot (1970) recomandă transecte rectilinii de lungime cunoscută, cuprinse în general între 500 şi 1000 m. Colectarea datelor se face în mod diferit dacă dorim estimări ale abundențelor relative sau în termeni de densitate.

Indicele kilometric de abundență relativă (I_{ka}) aparține categoriei de indici relativi (a se revedea Cap. 3 şi 12), adică datele se standardizează prin raportare la o constantă, alta decât suprafața teritoriului, în vederea facilitării posibilității de comparare a acestora. În forma sa originală (C. Ferry, B. Frochot, 1970) I_{ka} era definit ca numărul de perechi clocitoare aparținând unei specii pe un sector de 1 km al unui transect. Mulți ornitologi aplică metoda pentru număr total de exemplare (indiferent de sex) aparținând unei specii în orice perioadă a anului (deci şi în afara perioadei de cuibărit). Observatorul se deplasează lent (1-2 km/h) notând toate păsările văzute sau auzite de o singură parte a transectului. În ceea ce priveşte dinamica comunităților, compararea datelor trebuie făcută cu grijă, întrucât funcțiile de detecție variază sezonier foarte mult pentru speciile detectate preponderent pe bază auditivă. Pentru alte specii însă, care se detectează preponderent vizual indiferent de sezon (de exemplu răpitoarele care zboară deasupra ariei investigate), valorile indicelui sunt comparabile în timp. De asemenea, nu se recomandă compararea valorilor între diferitele specii, din cauza diferențelor dintre probabilitățile de detectare ale acestora, condiționate mai ales pe baze etologice. Prin urmare, nu se poate elabora o rețetă unică în prelucrarea riguroasă a datelor de abundență obținute prin această metodă, aceasta făcându-se cel mai frecvent pe baza experienței. Cu toate acestea, majoritatea studiilor publicate fac abstracție de diferențele în şi dintre funcțiile de detecție ale speciilor de păsări, I_{ka} fiind utilizat alături de metoda punctelor fixe, în evaluarea structurii şi dinamicii comunităților de păsări.

13.2. Metoda punctelor fixe

Principiul metodei a fost enunţat anterior. Reţeaua de puncte fixe (locurile de unde se vor face observaţiile ornitologice) poate fi aleasă prin amplasarea fie randomizată fie sistematică a acestora. Pe de altă parte, în cazul teritoriilor heterogene se poate adopta o tehnică stratificat-randomizată. Numărul punctelor şi distanţele dintre acestea se aleg funcţie de heterogenitatea habitatului şi dimensiunea ariei investigate. Distanţele minime dintre puncte sunt de cca. 200 - 250 m în păduri şi 350 - 400 m în spaţii deschise. În orice investigaţie, un studiu pilot este absolut necesar. De asemenea, se recomandă un număr minim de 50 puncte pentru o probă (în cadrul unui singur habitat) când se studiază o specie comună (aici în sensul de frecventă sau cu abundenţă ridicată). În cazul speciilor rare este necesar un număr mai mare de puncte. În fiecare punct se identifică şi numără toţi indivizii într-un interval de timp determinat (de regulă 5 - 10 minute). Şi această metodă se poate preta la analiza parametrilor relativi, sau (prin măsurarea distanţelor dintre fiecare individ şi punctul fix) se poate aplica în variantă absolută. O variantă este înregistrarea tuturor exemplarelor dintr-un cerc care are ca centru observatorul (punctul fix) şi rază dimensionată în funcţie de condiţiile de vizibilitate (50 m în pădure, 300 m în câmp deschis), urmând ca numărul exemplarelor fiecărei specii să se raporteze la aria cercului. Prelucrarea datelor se realizează analog cu metoda suprafeţelor şi a volumelor (Cap. 6).

13.3. Alte metode de observaţie (adaptat după A. Sándor, 2000)

a. Evaluarea abundenţei păsărilor coloniale

La unele specii (cioara de semănătură, lăstunul de casă, uneori stârci, egrete, cormorani, prigorii, laride, limicole coloniale) se pot face recensăminte relativ precise, prin numărarea cuiburilor, eventual chiar a puilor din acestea. Alteori amplasarea cuiburilor şi accesul dificil în habitat (pădure, stufăriş) fac ca numărarea acestora să fie dificilă, caz în care se adoptă tehnici estimative sau raportarea la unităţi de probă (estimări ale densităţii cuiburilor şi extrapolare la întregul habitat). Coloniile de laride pot fi recenzate din puncte de teren mai elevate decât colonia, dacă aceasta poate fi văzută integral. Cu binoclul sau luneta se numără perechile sau cuiburile din zona populată. Ideal recensământul se desfăşoară de două ori în mai-iunie între orele 9 şi 16. Dacă coloniile nu pot fi observate din zone mai înalte se pot face estimări numerice când păsările îşi iau zborul în urma unei deranjări bruşte. Un observator se plasează într-un punct cu vedere generală asupra coloniei, iar ajutorul acestuia determină ca exemplarele de pe cuiburi să îşi ia zborul. Evident, din motive etice deranjarea trebuie să dureze un interval cât mai scurt de timp. La fel de bine se poate recenza o suprafaţă redusă ca întindere şi rezultatele se extrapolează la suprafaţa ariei populate. Coloniile de stârci şi egrete amplasate în păduri se pot evalua fie prin numărare integrală în toată pădurea, fie prin numărare un interval standard de

timp (de exemplu 2 ore). Pentru evitarea erorilor de dublă numărare se recomandă marcarea fiecărui copac cu cuib.

Limicolele coloniale cuibăresc de obicei în colonii formate din mai multe specii, motiv pentru care se aplică o variantă a metodei transectelor. În interiorul coloniei se aleg randomizat transecte de 100 - 150 m, în parcurgerea cărora se notează fiecare cuib văzut, respectiv date despre comportamentul exemplarelor. În cazul lăstunilor, drepnelelor sau prigoriilor observatorul poate recenza dintr-un punct fix toate cuiburile folosite.

b. Recensământul păsărilor în afara sezonului de cuibărit

Iarna multe specii de păsări se adună pe suprafețe restrânse cu hrană abundentă sau cu locuri sigure de adăpost. Astfel se pot evalua populații care în sezonul de cuibărit sunt dispersate în habitate greu accesibile (rațe, gâşte, limicole, răpitoare de zi etc.). Recensământul păsărilor migratoare de talie mare (stârci, egrete, berze, cormorani, pelicani) se face în zone unde se concentrează grupuri mari, efectuându-se observații directe care se notează separat pentru fiecare interval de câte o oră. Se poate estima înălțimea de zbor, gruparea etc. În mod asemănător se evaluează abundența speciilor migratoare de răpitoare care prezintă concentrări mari în perioada migrației. În acest caz se acordă o atenție sporită evaluării sex ratio precum şi a raportului între adulți şi juvenili. Aceşti indici se pot folosi toamna pentru evaluarea randamentului cuibăritului, iar primăvara pentru evaluarea ratei mortalității. Recensământul de iarnă al răpitoarelor se face în zone deschise şi accesibile, unde acestea se concentrează şi pot fi uşor urmărite.

c. Observația aeriană (aerial survey)

Este o metodă care se poate aplica pentru păsările din zone deschise, care ocupă suprafețe întinse. Fiind mult mai frecvent folosită în studiul comunităților de mamifere, ea va fi descrisă în capitolul următor. Deoarece este o metodă foarte costisitoare a fost rar aplicată în România, de exemplu pentru studiul marilor colonii din Delta Dunării. În străinătate însă, este o metodă utilizată pe scară largă, mai ales în monitorizări de lungă durată ale marilor colonii, sau a densității populaționale a unor răpitoare de talie mare din zone de stepă sau savană, pe baza numărării cuiburilor, fie direct, fie pe baza fotografiilor şi a filmelor realizate dintr-un mijloc de transport aerian.

d. "Moonwatching"

Este o altă metodă de observație care se poate aplica pentru speciile migratoare care zboară noaptea, în perioada pasajului. În nopțile senine, se poziționează telescopul fixat asupra lunii şi se numără toate păsările care trec prin dreptul acesteia.

13.4. Metode de captură şi marcare

Metodele de tip Petersen sau Jolly-Seber, care se vor studia în Cap. 15, pot fi aplicate şi în studiul unor populaţii de păsări. Captura se face prin tehnicile expuse anterior (plase ornitologice, capcane), iar pentru marcare se folosesc inele de aluminiu de diferite diametre funcţie de talia păsării, care se ataşează de picior. Inelarea se efectuează numai de către persoane autorizate. Pe inel se notează centrala ornitologică şi un cod unic pe baza căruia se poate şti în viitor unde şi când a fost inelată pasărea. Informaţiile obţinute prin recaptura păsărilor inelate prezintă o importanţă deosebită mai ales în cazul speciilor migratoare, pentru stabilirea rutelor de migraţie. Păsările capturate sunt determinate, li se stabileşte grupa de vârstă, sexul, se măsoară, se cântăresc etc. după care se eliberează.

13.5. Radiotelemetria

Captura păsărilor se face şi în vederea ataşării unor emiţătoare care permit localizarea lor ulterioară (radiotelemetria). Ataşarea emiţătorului se face foarte diferit, în funcţie de talia, morfologia şi comportamentul păsării. El poate fi legat de corp în moduri variate, ataşat de rectrice, sub formă de colier la gât sau în jurul piciorului. Mai rar se foloseşte implantul chirurgical în zona abdominală. O altă particularitate în cazul aplicării acestei metode la păsări o constituie folosirea celulelor solare în locul bateriilor ca sursă de energie pentru emiţător. Pentru păsările care întreprind migraţii este folosită o variantă specială a metodei satelitare, sistemul GLS (*global location sensor* = senzorul de localizare globală), care deşi nu este un sistem de telemetrie, oferă informaţii similare. El constă în ataşarea unui aparat care îi calculează poziţia prin schimbarea intensităţii luminii din mediu, raportată la sezon şi oră. Avantajul metodei constă în preţul relativ scăzut (200$) şi greutatea mică (113 g) a aparatului. Dezavantajele sunt date de precizia scăzută a localizării (150 km eroare), fapt pentru care nu este folosită decât pentru studiul migraţilor pe distanţe mari, şi de inaccesibilitatea datelor până la recuperarea aparatului. Dacă acesta nu se recuperează, toate datele sunt pierdute.

13.6. Prelucrarea datelor primare obţinute pe teren

Pentru a ilustra diversele posibilităţi de prelucrare a datelor ornitologice obţinute prin metodele prezentate anterior, vom folosi rezultatele din două studii întreprinse de autori. Primul s-a desfăşurat în Parcul "Sub Arini" din Sibiu între octombrie 1997 şi aprilie 1999 (Benedek, 1999), urmărind modificările survenite în cadrul comunităţii de păsări din parc în ultimii 30 de ani, prin comparaţia datelor obţinute pe teren cu cele dintr-un studiu similar publicat în 1970 de către Dan Stănescu. Al doilea studiu, desfăşurat între octombrie 2000 şi octombrie 2001 pe Valea Lotrioara, a urmărit dinamica comunităţilor de păsări,

atât altitudinal cât şi sezonier. În ambele studii s-a aplicat metoda transectelor, acestea fiind parcurse săptămânal sau de două ori pe lună în primul studiu şi lunar în al doilea.

Datele primare obținute pe parcursul întregului studiu sunt sintetizate într-unul sau mai multe tabele. Acestea pot să cuprindă fie datele cantitative (extras în tab. 13.1), fie numai datele calitative (prezența - absența speciilor în diferite transecte şi/sau perioade - extras în tab. 13.2), împreună cu alte informații. Tabelele sunt redate aici fragmentar, fiind prezentate numai primele linii (6 din 60 de specii în primul tabel, 7 din 70 de specii în al doilea).

Tab. 13.1. Exemplu de tabel sintetic: primele 6 linii din tabelul cu structura cantitativă a comunităților de păsări din Parcul "Sub Arini" în aspectul prevernal (extras după original; Benedek, 1999)

Nr. crt.	**Specia**	**Numărul de indivizi**	**Abundența relativă %**	**Frecvența**	**IKA**
1.	*Accipiter nisus*	1	0,11	0,5	0,16
2.	*Aegithalos caudatus*	4	0,46	0,82	0,65
3.	*Alcedo atthis*	1	0,11	0,32	0,16
4.	*Anas plathyrhynchos*	8	0,93	0,82	1,31
5.	*Anas querquedula*	4	0,46	0,16	0,65
6.	*Ardea cinerea*	1	0,11	0,16	0,16
7.	.....	...	...	...	...

Tab. 13.2. Exemplu de tabel sintetic: speciile de păsări identificate în bazinul Lotrioarei; distribuția lor pe sezoane şi etaje de vegetație (primele 6 linii, extrase din datele originale; Benedek şi Sîrbu, date nepublicate)

Nr. crt.	**Specia**	**Sezon**				**Etaj**						**Grupa trofică**	**Prezența pe vale**
		I	P	V	T	I	II	III	IV	V	VI		
1.	*Aquila pomarina*	-	-	*	-	-	-	-	-	-	*	C	OV
2.	*Hieraaetus pennatus*	-	-	*	*	-	-	-	*	-	*	C	OV
3.	*Circaetus gallicus*	-	-	*	-	-	-	-	-	-	*	C	OV
4.	*Buteo buteo*	*	*	*	*	*	*	*	*	-	*	C	S
5.	*Pernis apivorus*	-	-	*	-	-	-	-	-	-	*	C	OV
6.	*Accipiter gentilis*	-	*	*	*	*	*	*	*	-	*	C	OV
7.	*Accipiter nisus*	*	-	*	*	*	*	*	-	-	*	C	S
8.	.....	...	...	...	...	...	...	...	..	...	...	...	...

Notă. Semnificația prescurtărilor este următoarea: I - iarnă, P - primăvară, V - vară, T - toamnă; I - pădure de foioase (fag), inclusiv satul Lotrioara, II - pădure de amestec, III - pădure de amestec cu preponderența molidului, IV - plantație tânără de molid, V - molidiş şi pajişti secundare montane, VI - date calitative din afara transectelor; C- carnivore; OV - oaspeți de vară, S - sedentare.

Prelucrarea datelor se face în funcție de scopul urmărit. În primul studiu, pentru a surprinde tendințele dinamicii comunității în corelație cu modificarea habitatului specific, rezultatele din 1999 au fost comparate cu cele publicate în 1970. Aceste comparații au fost făcute sub aspectul numărului de specii (fig. 13.2), al celui de indivizi, precum şi pentru fiecare specie în parte, pentru a putea

detecta acele păsări care au fost cel mai puternic afectate de schimbările habitatului, dar şi cele care au fost favorizate de acestea.

Datele obţinute pe Valea Lotrioarei au fost prelucrate în vederea ilustrării dinamicii spaţiale (pe etaje altitudinale) şi temporale (pe sezoane - fig. 13.3) a comunităţii de păsări. În acest sens se observă pe de o parte creşterea accentuată a numărului de specii în timpul primăverii şi mai ales a verii (fiind de 2.5 ori mai mare decât iarna, când multe dintre speciile care cuibăresc aici fie migrează spre sud, fie coboară la altitudini mai joase), iar pe de alta simetria dintre primăvară şi toamnă.

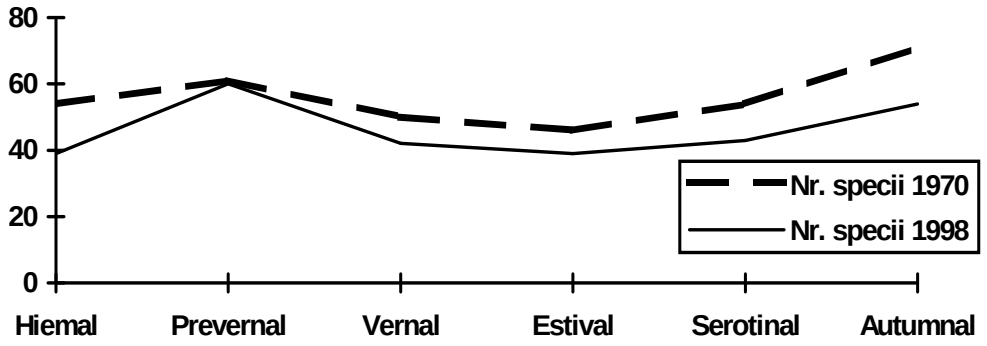


Fig. 13.2. Modificările survenite în ultimii 30 ani în comunitatea de păsări din Parcul Sub Arini, sub aspectul numărului de specii (după Benedek, 1999)

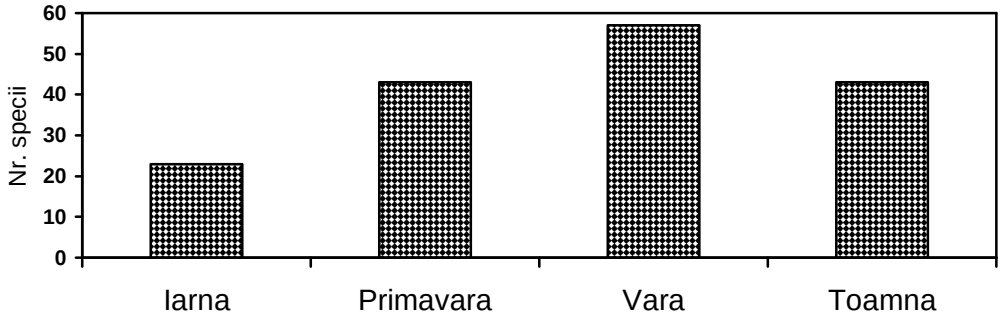


Fig. 13.3. Dinamica sezonieră a numărului de specii de păsări în bazinul Lotrioarei (după Benedek şi Sîrbu, date nepublicate)

Alte prelucrări au fost legate de ilustrarea structurii comunităţilor, din punct de vedere al prezenţei în zonă (spectrul fenologic), al regimului trofic, al locului de hrănire şi al celui de cuibărire. Pentru încadrarea speciilor în anumite categorii s-au folosit date din bibliografie (Kelemen, 1978; Bezzel, 1996) sau observaţiile proprii.

Sub aspect fenologic în parcul Sub Arini se constată predominanţa speciilor accidentale pentru această arie (fig. 13.4), care depăşesc cu puţin numărul celor sedentare. Oaspeţii de iarnă sunt fie specii migratoare care cuibăresc în zonele nordice şi iarna pleacă spre sud, oprindu-se aici, fie păsări care cuibăresc în zonele montane, retrăgându-se la sfârşitul toamnei la altitudini

mai joase. În cadrul ambelor comunități investigate cea mai ridicată abundență este deținută de insectivore, deşi sub aspectul biomasei în Parcul Sub Arini dominanța este deținută de omnivore (datorită numărului mare de corvide). Grupa insectivorelor se suprapune în mare parte peste grupa oaspeților de vară, insectele fiind o resursă trofică disponibilă aproape exclusiv în sezonul cald. O serie de specii, aparținând mai ales familiei Paridae, deşi în perioada de cuibărit consumă numai insecte, în timpul iernii trec la o hrană preponderent vegetală, fiind astfel încadrate într-o altă grupă, cu regim variabil în funcție de sezon. Hrana speciilor granivore este formată atât din semințe de foioase şi conifere cât şi de plante ierboase. Carnivorele cuprind răpitoarele de zi (Ord. Falconiformes) şi de noapte (Ord. Strigiformes) care se hrănesc cu pradă vie. O pondere redusă în cadrul comunității îl au potamotrofele, în care sunt încadrate speciile ce se hrănesc cu nevertebrate acvatice, reprezentate prin *Cinclus cinclus* şi *Motacilla cinerea*.

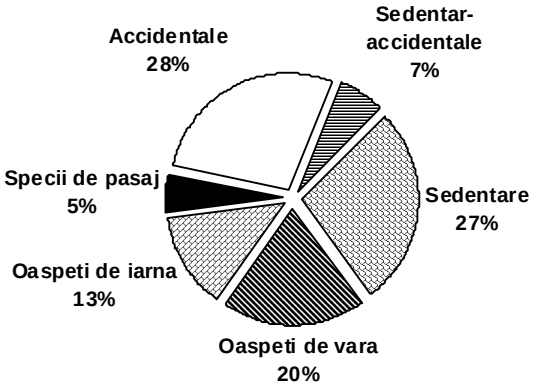


Fig. 13.4. Spectrul fenologic al ornitofaunei în Parcul Sub Arini, Sibiu (după Benedek, date nepublicate)

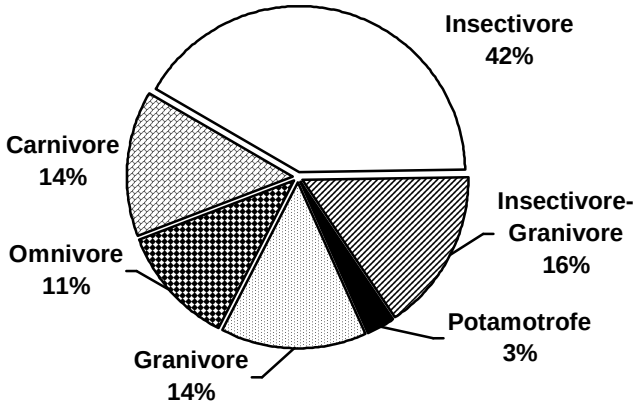


Fig. 13.5. Spectrul anual al grupelor trofice de păsări din bazinul Lotrioarei (după Benedek şi Sîrbu, date nepublicate)

În fig. 13.5 este redat spectrul trofic al ornitofaunei din Valea Lotrioara, întocmit pe baza datelor calitative de pe parcursul întregului an. Această structură trofică nu se menține constantă, putându-se constata o dinamică sezonieră. Cea mai importantă modificare are loc în timpul iernii, când abundența relativă a insectivorelor scade, datorită faptului că unele specii

migrează, iar altele (de exemplu piţigoii) trec la hrana vegetală. În schimb se înregistrează creşterea ponderii granivorelor şi a omnivorelor.

Structura spaţială a comunităţii poate fi abordată în cazul păsărilor sub aspectul procurării hranei (fig. 13.6) şi a cuibăritului (fig. 13.7). Ambele spectre au fost întocmite pe baza datelor calitative (luând în calcul numai numărul de specii), dar se poate analiza şi distribuţia cantitativă (considerând numărul de indivizi din fiecare specie) pe microhabitate.

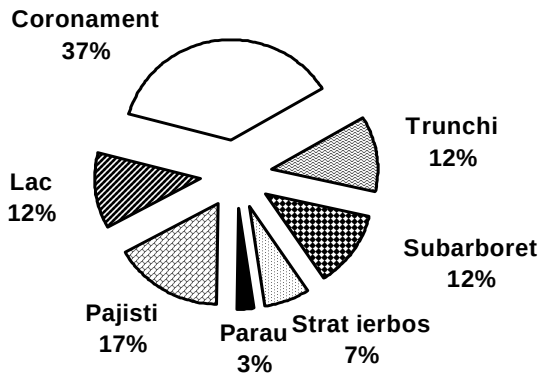


Fig.13.6. Distribuţia speciilor de păsări din Parcul Sub Arini în funcţie de locul de procurare a hranei.

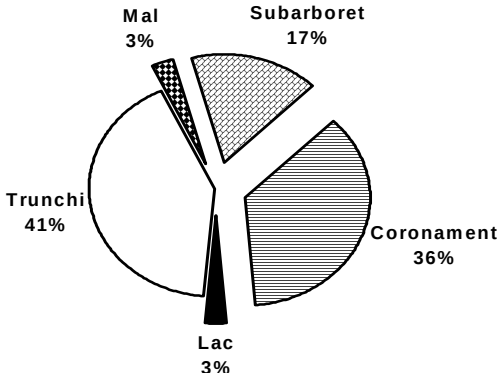


Fig. 13.7. Distribuţia speciilor de păsări din Parcul Sub Arini în funcţie de locul de cuibărit.

Un alt aspect l-a constituit estimarea diversităţii. În lucrările menţionate s-au folosit indicii Menhinick, Shannon-Wiener (fig. 13.8) şi indicele de echitabilitate, calculaţi separat pe sezoane. S-a constatat că primii doi indici prezintă o variaţie similară, asemănătoare cu cea a numărului de specii, în timp ce indicele de echitabilitate înregistrează valoarea minimă în timpul verii.

Prin compararea structurii comunităţilor din diferitele habitate, s-a constatat gruparea acestora pe altitudine şi tip de habitat (fig. 13.9). Calculând distanţa euclidiană medie pe baza datelor cantitative (numărul mediu de indivizi pe transect) numai în perioada de cuibărit (martie-iunie), s-au reprezentat similitudinile sub forma unei dendrograme. Este evidentă ierarhizarea pe altitudine, asemănarea ridicată între transectele din pădurea de amestec şi caracterul distinct al molidişului de limită. Transectele au fost codificate astfel:

A - sector de foioase spre gura văii; **B** - satul Lotrioara; **C, D, E** - sectoare de amestec pe drumul axial al văii; **F** - sector de amestec pe Pârâul Cailor; **G** - versant cu plantație de conifere tinere; **H** - molidiș și pajiști secundare montane spre cabana Prejba. Habitatele din gura văii (A și B) sunt grupate separat. Fauna din F și G se grupează împreună, la o valoare ridicată, sugerând că în acest sezon compoziția pădurii are o importanță mai mare decât originea ei, F fiind situat într-o pădure naturală de amestec dominată de molid, iar G într-o plantație tânără de molid. În cadrul grupelor de habitate forestiere, comunitatea din molidișul de limită este cea mai aparte.

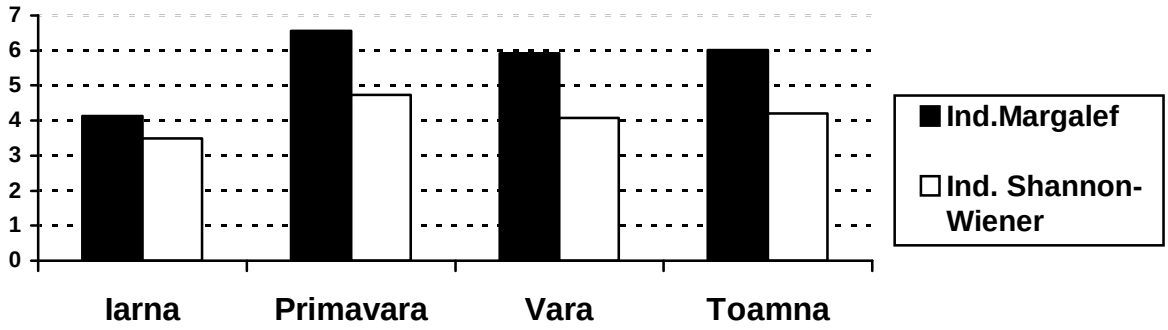


Fig. 13.8. Dinamica sezonieră a diversității avifaunei din Valea Lotrioarei, pe baza indicilor de diversitate Margalef şi Shannon-Wiener (Benedek şi Sîrbu, date nepublicate).

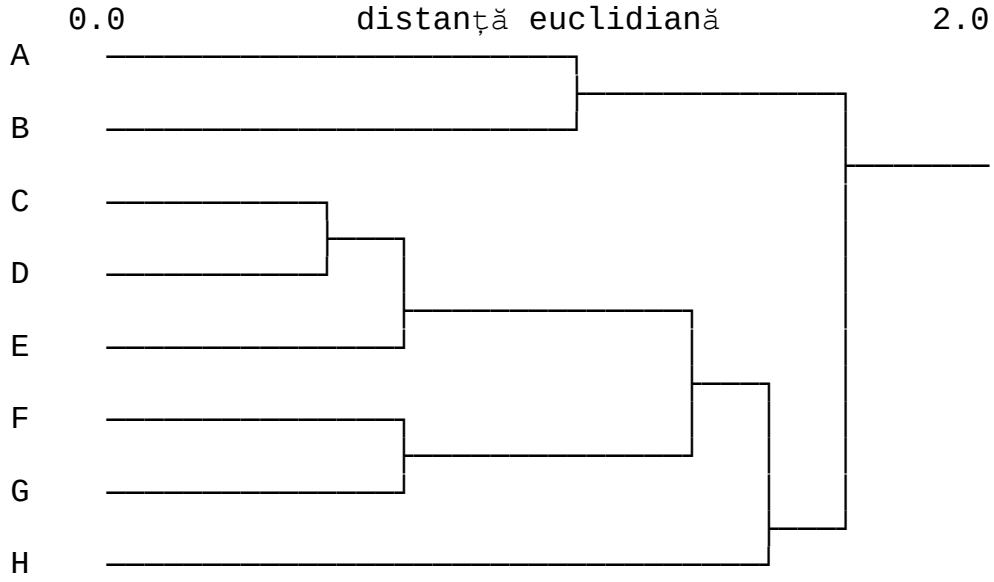


Fig. 13.9 Dendrograma realizată pe baza distanței euclidiene medii între diversitatea celor 8 transecte în sezonul de cuibărit (Benedek şi Sîrbu, date nepublicate).

Dinamica spațială a comunităților de păsări din bazinul Râului Lotrioara se caracterizează prin scăderea numărului de specii odată cu creșterea altitudinii, însă aceasta depinde și de heterogenitatea habitatelor.

14. TEHNICI ŞI METODE SPECIALE APLICATE ÎN STUDIUL COMUNITĂȚILOR DE MAMIFERE

Mamiferele constituie un grup foarte heterogen de vertebrate, sub aspectul dimensiunilor, al modului şi mediului de viață şi al comportamentului. De aceea în studiul acestor comunități se folosesc metode foarte variate, funcție de caracteristicile speciilor. Se pot aplica metode de teledetecție sau de observație (aeriană sau de la sol) pentru speciile de talie mare sau mijlocie, metode de captură pentru mamiferele mici sau din habitate cu vizibilitate redusă, respectiv metode indirecte, de analiză a diferitelor semne ale activității lor.

14.1. Radiotelemetria (radiolocația)

Este tehnica ce a revoluționat studiul de teren al animalelor, fiind folosită începând din 1963, nu numai pentru mamifere ci şi pentru alte vertebrate foarte mobile. Înainte de această perioadă singura modalitate de studiu a deplasărilor consta în captura şi marcarea animalelor, în speranța că vor fi recapturate în altă zonă. În arii deschise se foloseau marcaje colorate, care puteau fi observate de la distanță.

Metoda radiotelemetrică presupune captura animalului şi ataşarea unui emițător. Acesta transmite semnale radio recepționate de cercetători prin antene, iar pe baza lor se stabilesc poziția şi mişcările animalului. Componentele unui sistem de radiolocație sunt (1) un subsistem de emisie care constă într-un radio-emițător, o sursă de energie şi o antenă de transmisie şi (2) un subsistem de recepție format din antenă, un receptor de semnal cu difuzor sau afişaj şi o sursă de energie. Majoritatea sistemelor de radiolocație folosesc emițătoare reglate pe frecvențe diferite, pentru a permite identificarea individuală. În prezent sunt utilizate trei tipuri de radiolocație: (1) VHF (*very high frequency* = cu frecvență foarte mare), (2) satelitară şi (3) GPS.

Cea mai frecvent utilizată variantă şi cea mai veche totodată, este **radiolocația de tip VHF**. Un animal care poartă un emițător tip VHF poate fi localizat cu un receptor sau antenă direcțională de la sol sau din aer. Metoda este relativ puțin costisitoare, informațiile obținute au o precizie satisfăcătoare pentru majoritatea studiilor, durata de viață a aparatului este mare, iar metoda poate fi aplicată practic la orice specie de vertebrate, dezavantajul fiind legat de volumul mare de muncă de teren. În afară de informațiile asupra poziției şi mişcărilor animalului se pot obține şi alte date. De exemplu, emițătoarele cu microfon permit recepționarea sunetelor emise de individ, de congeneri sau a celor din mediul animalului. Această tehnică s-a dovedit foarte utilă şi în studii de teritorialitate, mortalitate şi supraviețuire, dinamică populațională, transmitere

de boli, prădătorism, comportament de reproducere, precum şi într-o serie de studii de fiziologie, privind ritmul cardiac, frecvența respiratorie sau temperatura corporală (Mech şi Barber, 2002).

Tehnica VHF se foloseşte în studiile care monitorizează un număr mare de animale o perioadă îndelungată sau în cele asupra unor specii de talie mică, pe care nu se pot atașa aparate GPS sau emițătoare pentru sateliți. De asemenea, este cea mai bună opțiune în cazul în care se urmăreşte şi obținerea unor date din teren, de exemplu în cazul prădătorilor specia, vârsta, sexul, condiția prăzilor, rata de vânare etc.

Locația satelitară presupune atașarea unui emițător mult mai puternic, al cărui semnal este recepționat de sateliți, iar poziția calculată a animalului este transmisă computerului de bază. Costul inițial este mai ridicat iar precizia mai scăzută. Acest sistem este utilizat în studiile de monitorizare pe termen lung a animalelor (mai ales marine, odinioară greu de urmărit prin metoda VHS) care se deplasează pe distanțe mari, întrucât pentru obținerea datelor nu este necesară prezența cercetătorilor în teren.

Locația GPS (*Global Position System)* se bazează pe un receptor radio (în loc de emițător) ataşat animalului, care primeşte de la sateliți semnale prelucrate de un computer încorporat, pozițiile calculate fiind stocate periodic (la interval de 15’ sau o oră) în memoria acestuia. Unele aparate, mai uşoare, stochează datele şi se desprind de pe animal la un moment dat, pentru a permite recuperarea datelor, în timp ce altele, mai grele, transmit datele fie altor sateliți de unde sunt redirecționate computerului de bază, fie direct cercetătorilor în teren, după un program fix (de obicei o dată pe zi sau pe săptămână în studiile mai îndelungate). Costul inițial al acestei tehnici este ridicat (10.000$ în total), are o durată de viață redusă şi poate fi aplicat numai pentru animale de talia unui lup sau mai mare, eventual pentru păsări la care pot fi folosite celule solare, însă furnizează un număr mare de locații cu o precizie ridicată comparativ cu celelalte variante (eroarea medie este de 5 m) şi este funcțional în orice condiții de vreme.

Datele recepționate de la emițătoare se prelucrează folosind softuri speciale pentru diferitele tipuri de studii (analiza parametrilor populaționali, studii de teritorialitate, folosirea habitatului) unele dintre acestea fiind disponibile pe internet, fie gratuit, fie contra cost.

Indiferent de varianta folosită, este necesară ataşarea unui emițător. În cazul mamiferelor cel mai frecvent se folosesc zgărzile. În cazul speciilor cu variații sezoniere mari de greutate sau al animalelor tinere se folosesc zgărzi expandabile, care previn pe de o parte pierderea emițătorului iar pe de alta sufocarea animalului în condițiile îngroşării gâtului. La speciile care nu prezintă un gât proeminent (arici, bursuci, delfini, foci), în locul zgărzilor se folosesc hamuri pentru ataşarea emițătorului pe spate sau, în cazul lamantinilor sau balenelor, pe coadă. Emițătoarele de dimensiuni mici se pot ataşa şi de ureche sau, cu ajutorul unui lipici puternic, direct pe corp. O altă modalitate o constituie

implantul chirurgical, subcutanat sau abdominal, sau ingestia forţată. În cazul emiţătoarelor interne se constată scăderea razei semnalului până la 50%.

Efectele ataşării emiţătoarelor variază foarte mult de la caz la caz şi sunt necesare studii speciale pentru a estima impactul pe care îl au asupra animalelor. De cele mai multe ori se constată o modificare comportamentală ulterioară capturării animalului care se menţine 1-2 săptămâni, fapt pentru care se recomandă înregistrarea datelor numai după această perioadă. Principalele efecte ale acestor tehnici la diferitele specii sunt pierderile în greutate, insuccesul reproductiv, tulburările de comportament, iritarea şi supraparazitarea în regiunea zgărzii, strangularea animalelor prin agăţarea aparatului, scăderea capacităţii motorii şi a şanselor de supravieţuire. Studiile efectuate în acest sens au relevat faptul că mamiferele mici sunt mai puternic influenţate de ataşarea emiţătoarelor. În ceea ce priveşte emiţătoarele interne, s-a constat că efectele lor asupra animalelor urmărite este minim (Mech şi Barber, 2002).

14.2. Observaţiile aeriene

Se survolează zona de interes dintr-un avion mic sau un elicopter (folosirea elicopterelor duce la rezultate mai exacte, dar este mai scumpă), pentru a colecta date privind efectivul sau densitatea unor specii uşor de detectat. Metoda permite numărarea rapidă a animalelor, fiind foarte utilă pentru acoperirea unor suprafeţe foarte mari de teren deschis, inclusiv în zone montane, fiind frecvent folosită şi pentru mamifere marine. Suprafaţa care poate fi acoperită într-un tur de observaţie este de aproximativ 10.000 km^2. În cadrul ei se aplică cel mai frecvent transecte tip fâşie. Aceste transecte se aleg la o asemenea distanţă încât să nu existe riscul numărării de două ori a aceloraşi animale, mai ales a celor foarte mobile. Deplasarea avionului se face cu viteză şi la o înălţime constantă. Cei doi observatori numără animalele pe o fâşie cu lăţimea prestabilită (de obicei 100-300 m, dar depinde de înălţimea de zbor şi de alţi factori) o perioadă scurtă de timp (câteva minute), după care numărătoarea se reia aceeaşi perioadă, calculată astfel încât să se parcurgă o anumită distanţă. Raportându-se numărul de animale observate la suprafeţele supravegheate, se obţin estimări ale densităţii. Datorită faptului că în timpul zborului există animale care nu sunt observate, valorilor obţinute li se aplică un factor de corecţie, care se stabileşte prin studii comparative la sol şi din aer, pentru diferitele habitate şi specii. Activitatea animalelor este influenţată şi de condiţiile meteorologice, fapt pentru care se aplică şi un alt factor de corecţie, pentru temperatură şi/sau precipitaţii.

În cazul speciilor mai puţin mobile, care populează suprafeţe relativ restrânse, se pot face estimări ale efectivelor populaţionale, caz în care teritoriul respectiv se împarte în fâşii care se parcurg integral.

Pentru majoritatea mamiferelor marine observaţiile se efectuează în apele de coastă, parcurgându-se transecte paralele cu ţărmul, iar în momentul în care se zăresc colonii, se zboară în cerc, până când se numără toate animalele.

Toate datele obținute în timpul observațiilor (rutele de zbor, zonele populate, tipurile de habitat şi vegetația, densitățile sau efectivele), sunt folosite pentru întocmirea bazelor de date, a hărților, analiza parametrilor populaționali etc.

14.3. Metode de observație de la sol

14.3.1. Mamifere nezburătoare

Pentru observarea de la sol a mamiferelor terestre se folosesc două categorii de tehnici:

- Animalele sunt puse pe fugă şi numărate în timp ce încearcă să scape (tehnica hăituirii). Se aplică mai ales la animalele diurne, de talie medie sau mare, tericole, cu reacție caracteristică de fugă, preferabil care trăiesc pe teren plat unde vizibilitatea este bună (deşi numeroase rezultate pozitive s-au obținut şi în arii forestiere montane). Nu se recomandă pentru investigarea speciilor care mai degrabă se ascund decât fug, la prădătorii de talie mare, la speciile arboricole sau hipogee.
- Tehnici silențioase. Observatorul se apropie de animale în linişte, fără să le deranjeze, utilizând tehnici de camuflaj, sau le numără dintr-un adăpost ascuns. Această tehnică se aplică mai frecvent decât metoda precedentă, se pretează la studiul mai multor grupe şi - în plus - permite realizarea şi altor investigații decât simpla apreciere a abundenței, de exemplu investigații etologice.

Tehnica hăituirii

Pentru aprecierea abundenței unei populații (sau mai multe, aparținând unor specii diferite) aria de interes este complet încercuită şi animalele se numără în timp ce sunt forțate să părăsească suprafața respectivă. Metoda necesită un număr mare de hăitaşi (indivizi mobili) şi un număr mic de observatori (imobili, cei care execută aprecierile numerice). Animalele trebuie să aparțină unei specii uşor de detectat. Această metodă se pretează la studii care se desfăşoară pe suprafețe mai mici de 10 km^2. Hăitaşii sunt inițial poziționați la periferia ariei, care este complet înconjurată. Toți observatorii numără animalele tot timpul hăituirii numai pe o singură parte (fie la stânga fie la dreapta lor). Distanța dintre membrii echipei este critică pentru corectitudinea evaluării. Ea se stabileşte la cea mai mică valoare obținută prin compararea distanței minime de fugă a speciei analizate şi distanța maximă la care specia este vizibilă în habitatul unde se desfăşoară studiul. De la periferia ariei hăitaşii se deplasează spre observatorii staționari, având permanent contact vizual cu vecinul situat în partea de numărare. Observatorii ascunşi numără animalele care ies din aria de investigație, pe când hăitaşii numără animalele care sparg linia lor şi evadează în spate. Ambele categorii numără animalele care intră în arie pe parcursul investigației. Hăituirea ia sfârşit când s-a realizat contactul dintre echipa mobilă şi observatori, care coincide cu momentul când toate animalele au fost alungate

din aria respectivă. Abundența populației în aria de referință se calculează prin expresia:

Nr. total de animale în arie = Nr. animale numărate de observatori + Nr. animale scăpate printre hăitaşi - Nr. animale intrate în aria de hăituire

O variantă a metodei o constituie hăituirea animalelor spre o barieră naturală impenetrabilă (corp de apă, perete) sau artificială (palisadă) şi numărarea animalelor pe măsură ce încearcă să scape printre hăitaşi. Eventual se poate lăsa în mod intenționat un culoar sau o deschidere în palisadă, singura cale pe unde animalele pot scăpa, acestea fiind numărate pe măsură ce evadează.

Tehnica hăituirii se poate aplica şi în conformitate cu teoria probelor, executându-se estimări pe suprafețe mai mici, determinate, din aria generală şi extrapolându-se datele la întregul habitat (asemănător cu MSV). În unitățile de probă toți membrii echipei sunt hăitaşi, se lucrează cu personal redus, iar animalele sunt înregistrate pe măsură ce ies sau intră în unitatea de suprafață. Aceste unități de spațiu sunt dimensionate în funcție de numărul de hăitaşi disponibili precum şi de talia, respectiv comportamentul speciei țintă. Suprafețele de probă sunt localizate în habitat prin metoda simplu sau stratificat randomizată (ocazional şi sistematic), după caracteristicile acestuia. Hăituirile se repetă la intervale suficient de mari de timp, se calculează media şi ceilalți parametri statistici (a se revedea metoda suprafețelor şi a volumelor) obținându-se estimate ale densității şi ale limitelor de confidență.

Tehnici silențioase

- *Identificarea individuală*

Se aplică în studii care se desfăşoară pe termen mediu sau lung (programe de monitorizare a populațiilor sau comunităților) şi necesită posibilitatea recunoaşterii indivizilor după caractere morfologice sau marcaje. Uneori este necesară recunoaşterea numai anumitor indivizi ca identificatori de grup. Grupurile asupra cărora se îndreaptă atenția cercetătorilor trebuie mai întâi habituate cu prezența şi acțiunile cercetătorilor, fapt care se realizează prin contacte prudente şi îndelungate. După ce animalele s-au obişnuit cu prezența cercetătorilor acestea sunt urmărite (individual sau în grup) cu regularitate în habitatul lor natural. Recensământul lor se execută cel mai bine când indivizii se agregă pentru odihnă sau pentru activități sociale (la speciile cu comportament social). Prin această metodă este posibilă realizarea unor studii intensive de etologie. O variantă presupune posibilitatea camuflării în teritoriu astfel încât animalele să nu fie deloc deranjate de prezența observatorilor.

- *Observarea emergenței din adăposturi*

Observatorii stau camuflați şi numără toți indivizii care ies din adăposturi (vizuini, scorburi, peşteri etc.) într-o anumită perioadă de timp. Tehnica reclamă localizarea adăposturilor ocupate de specia țintă în aria investigată. Aria este împărțită într-o rețea de pătrate sau dreptunghiuri şi dacă este o suprafață mare se aleg randomizat o serie de asemenea unități de probă. Acestea sunt investigate integral, în fiecare se identifică adăposturile care eventual sunt

marcate sau cartate. Studiul reclamă ca observatorii să fie bine camuflați, să nu deranjeze specia, să aibă o bună vizibilitate asupra ieşirii adăpostului. Perioada de timp se alege funcție de comportamentul speciei, ciclul biologic al acesteia, perioada de maximă activitate etc. De asemenea, rezultatele se pot exprima prin indici relativi sau prin extrapolare la întregul habitat.

- *Evaluarea pe baza relației neliniare între frecvență şi densitate*

În cadrul unor suprafețe de probă alese aleator în aria de interes, se determină valoarea indicelui de frecvență a speciei țintă (număr unități în cadrul cărora este prezentă specia, raportat la număr total de unități). Dacă animalele sunt distribuite aleator pe suprafața de teren, atunci distribuția numărului de indivizi din cele n probe corespunde unei serii Poisson cu parametrul x = număr mediu de animale în probă. Proporția probelor fără animale este atunci:

$$1 - f = e^{-x}$$

unde f este frecvența iar x poate fi aproximat prin expresia:

$$x = \text{densitatea medie} = -\ln (1 - f)$$

Bineînțeles, aceasta este o metodă estimativă, deductivă, care are valoare numai dacă distribuția indivizilor în spațiu este de tip aleator.

- *Înregistrări de semnale sonore*

Metoda presupune difuzarea unor semnale sonore (fie prin înregistrare şi redare cu mijloace audio, fie prin imitare) cu valoare de stimul declanşator, care acționează specific şi produc un răspuns previzibil. Asemenea semnale pot fi, de exemplu, mesajul masculului de stabilire a teritoriului şi de atragere a femelelor în perioada de rut sau glasurile puilor în perioada de alăptare, având ca scop atragerea femelelor.

14.3.2. Chiroptere

O serie de metode de observație se pretează la analiza structurii şi diversității comunităților de lilieci, printre cele mai folosite fiind cele aplicate în colonii. Acest lucru presupune în primul rând identificarea locurilor (peşteri, poduri, scorburi etc.) unde liliecii se agregă în timpul zilei sau al iernii.

- *Recensământul direct în colonii*

Este cea mai simplă şi mai eficientă metodă, care se poate utiliza însă numai atunci când accesul la colonie nu este limitat. Cel mai adesea se aplică în cazul coloniilor de iernare din peşteri. Metoda presupune identificarea coloniilor şi numărarea tuturor exemplarelor, determinarea apartenenței specifice, estimarea vârstei şi a sexului fiecărui individ, fără ca aceştia să fie treziți din hibernare. Liliecii trebuie manevrați fin şi cu grijă pentru a evita trezirea lor, fapt care le-ar reduce în mod substanțial şansele de supraviețuire până la primăvară. Pentru a reduce la minim deranjarea chiropterelor se recomandă realizarea unui singur recensământ pe habitat şi iarnă de către o echipă de maxim 3 cercetători. Adeseori este dificilă sau imposibilă identificarea tuturor liliecilor din peşteri, motiv pentru care se aplică metode de eşantionare, cum ar fi de exemplu numărarea indivizilor de pe un număr oarecare de unități de spațiu (suprafețe parietale) şi estimarea densității medii sau obținerea valorilor de abundențe

relative. Se mai pot utiliza videocamere şi numărarea indivizilor pe fotografii, date care însă nu permit şi identificarea acestora în cazul coloniilor mixte.

- *Observarea emergenţei din adăposturi*

Se aplică asemănător cu metoda enunţată la investigarea mamiferelor nezburătoare. Dacă intrarea în adăpost este inaccesibilă (scorburi sau galerii înguste) liliecii pot fi treziţi vara, în timpul zilei (prin zgomote puternice, de exemplu) şi număraţi în timp ce îşi iau zborul.

- *Emergenţa nocturnă*

Permite numărarea liliecilor care îşi iau zborul din colonii în timpul nopţii. Metoda este mult mai dificilă decât cea precedentă deoarece presupune alocarea unui timp îndelungat, dificultatea acurateţii observaţiilor pe timpul nopţii, dar are avantajul de a nu deranja animalele. Aceste observaţii se fac fie la ieşirea din adăpost (o variantă permite efectuarea de numărători timp de câte un sfert de oră la fiecare 2-3 ore în timpul nopţii în vederea obţinerii unor valori estimative ale parametrilor ecologici relativi), fie se aplică pe transecte utilizând detectoare electronice care recepţionează, traduc şi identifică speciile pe baza emisiilor sonore din timpul zborului (*bat-detectors*).

14.4. Detectoare de chiroptere ("bat-detectors")

Sunt aparate electronice care permit distingerea speciilor după semnalele sonore emise de indivizi în timpul zborului, ştiut fiind faptul că orientarea liliecilor se realizează primar prin ecolocaţie. Toate speciile folosesc o gamă largă de sunete diferenţiate care variază intraspecific în funcţie de habitat, comportament şi de apropierea de obiect (pradă sau obstacol). De aceea, pentru identificarea speciilor este necesară cunoaşterea caracteristicilor pe care le au sunetele emise în diferite condiţii. Principalele caracteristici ale strigătelor sunt: tipul de sunet (cu frecvenţă constantă, cvasi-constantă sau cu modulare de frecvenţă), calitatea sunetului (poate fi "sec" când frecvenţa de emisie se schimbă rapid sau "umed" când rata modulaţiei este redusă treptat), înălţimea şi intervalul de frecvenţă (amplitudinea) în care este emis, frecvenţa principală, lungimea, rata pulsurilor şi ritmul. Când zboară în căutarea hranei liliecii emit "sunete de căutare", cu o frecvenţă de 2 - 10 impulsuri/secundă în domeniul cuprins între 20 şi 200 kHz, acestea fiind caracteristice speciei. În faza de apropiere şi de captură a prăzii, ca şi în cazul zborului din spaţiu deschis în spaţiu închis, liliacul îşi ajustează semnalele emise la distanţa descrescătoare dintre el şi pradă. O specie care foloseşte sunete umede în faza de căutare, le schimbă în faza de apropiere în sunete seci cu un ritm accelerat, care poate ajunge la 150 impulsuri/secundă în momentul capturii prăzii. Aceste sunete nu sunt tipice şi nu se pot folosi la determinarea speciei.

Există în prezent trei tipuri de sisteme de detectare a ultrasunetelor şi conversie din domeniul ultrasonic în cel auditiv.

Detectorul cu expansiune de timp - semnalul de intrare este stocat în memorie şi apoi încetinit de obicei de 10 ori. Astfel, un strigăt care original are 3

milisecunde iar frecvența îi scade de la 70 la 25 kHz, este redat în 30 milisecunde, cu o frecvență care scade de la 7 la 2,5 kHz. Aceste detectoare păstrează anumite caracteristici ale sunetelor (frecvențele înalte, amplitudinea), fapt pentru care înregistrările se pretează la analiza ulterioară în laborator. Ritmul secvenței de strigăte este însă greu de auzit, de aceea pe teren se folosesc aparate care folosesc acest sistem în combinație cu cel heterodin sau cu divizare de frecvență.

Detectorul cu divizare de frecvență redă numai o parte a oscilațiilor, de exemplu fiecare a opta sau a zecea oscilație. Prin urmare, un sunet emis timp de 3 milisecunde cu o frecvență ce scade de la 70 la 25 kHz, va fi transformat într-un sunet de 3 milisecunde cu frecvența de la 7 la 2,5 kHz. Secvența de strigăte şi ritmul sunt auzite în timp real şi informațiile legate de frecvență şi amplitudine se păstrează bine, dar cantitatea totală de informații este de 10 ori mai mică, motiv pentru care anumite detalii se pierd.

Aceste două metode transformă toată banda de frecvențe în sunete care pot fi auzite de om, de aceea se numesc metode cu "bandă largă".

În cazul **metodelor cu bandă îngustă (detectorul de tip heterodin)** se recepționează sunetele într-o fereastră de frecvențe îngustă şi reglabilă. Un oscilator intern generează impulsuri la frecvența aleasă de observator şi acestea sunt mixate cu strigătele liliecilor, rezultând sume (tot ultrasunete, eliminate prin filtrare) şi diferențe de frecvențe, care pot fi auzite. Astfel, se poate auzi o bandă relativ îngustă, de ± 5 kHz în jurul valorii reglate, fapt pentru care este necesară schimbarea frecvenței pentru a surprinde alte specii.

Detectoarele de lilieci sunt mai frecvent folosite în metoda punctelor fixe, dar pentru anumite specii (de exemplu liliacul de apă) se pot efectua transecte de-a lungul unui râu, margine de pădure etc.

14.5. Metode de captură şi marcare

Diferitele tipuri de capcane pentru mamifere au fost descrise în capitolul dedicat tehnicilor de captură şi colectare, prin urmare aici vom aborda anumite aspecte legate de momeala folosită, amplasarea capcanelor în teren, verificarea lor, manipularea şi marcarea animalelor capturate, efortul de captură, precum şi prelucrarea datelor.

Indiferent de tipul de capcană, în ea se pune momeală, aleasă în funcție de grupul țintă. Pentru rozătoare se pot utiliza deşeuri de panificație şi/sau semințe într-o matrice de aluat, nadă pentru peşti etc., iar pentru insectivore bucăți de carne sau insecte. Literatura occidentală de specialitate menționează ca momeală principală untul de arahide, bogat în calorii. Majoritatea rozătoarelor se hrănesc atât cu hrană vegetală cât şi cu hrană animală, pe când insectivorele consumă doar hrana de origine animală. Rolul momelii este atât de a atrage animalele în capcană, cât şi de a le oferi o sursă calorică pe perioada captivității şi a preveni moartea lor. Pentru prevenirea deshidratării mai ales în sezonul cald, în capcane se plasează o sursă de apă, bucăți de măr sau morcov pentru rozătoare sau un

ghem de vată îmbibat cu apă pentru insectivore. De asemenea, capcanele trebuie prevăzute cu material vegetal pentru confecționarea cuibului, având rol esențial în protecția termică şi în reducerea nivelului de stres al animalelor.

Diverse substanțe volatile pot de asemenea servi ca stimuli afini sau difugi pentru aceste animale. Fecalele sau urina pot atrage indivizii unor specii (sau care aparțin unui sex) şi pot respinge pe alții, fiind folosite în anumite studii etologice. În cadrul investigațiilor ecologice este ideală curățirea capcanelor după fiecare folosire, pentru a nu influența rezultatele capturilor şi a obține o imagine deformată asupra comunității.

Pentru mamiferele mici **amplasarea capcanelor** se face cel mai frecvent în cadrul unei rețele regulate, la distanțe egale între ele (de obicei 10 m iar la densități scăzute ale populațiilor, distanțele se pot mări de câteva ori), utilizând ruleta (sau sfoara cu noduri) şi busola pentru stabilirea unghiurilor drepte. Ideal rețeaua este formată din 100 - 200 de capcane. Acest lucru însă nu este fezabil în condiții de teren montan, unde deplasarea de la o stație la alta se face pe jos, iar capcanele împreună cu materialul de campare şi proviziile trebuie cărate în rucsac. În aceste condiții o echipă de doi cercetători poate să manevreze acceptabil doar 50 de capcane. Dacă dispunem de peste 100 de capcane se poate lucra la densități mari cu distanțe mai mici (4 - 5 m) sau se pot plasa în fiecare nod câte două capcane în loc de una singură, evitându-se astfel blocarea nodului respectiv de către primul individ capturat şi saturarea rețelei cu indivizi obişnuiți cu recaptura, care caută activ momeala ("trap-friends"). Se mai poate utiliza plasarea capcanelor în rețea circulară, în formă de cercuri concentrice. La densități populaționale normale, dacă se cunosc date despre dimensiunile teritoriilor speciilor țintă, este recomandată plasarea capcanelor la distanțe mai mici sau egale cu raza cercului de suprafață egală cu valoarea medie a celui mai mic teritoriu al unei specii din cadrul comunității analizate. Dacă investigațiile sunt de natură faunistică, cel mai simplu mod de plasare a capcanelor este în linie, de-a lungul unui transect care să intersecteze microhabitate diferite. Pentru a facilita găsirea capcanelor pe timp de noapte în habitate cu vizibilitate redusă (păduri cu strat arbustiv bogat, tufărişuri, pajişti cu strat ierbos înalt etc.) se recomandă marcarea locurilor de amplasare cu fâşii de material alb sau reflectorizant.

Capcanele pentru mamifere mijlocii sau mari se amplasează pe traiectul trecătorilor, în apropierea adăposturilor, sau în zone unde în prealabil s-a amplasat câteva zile la rând hrană şi s-a verificat că aceasta a fost consumată de specia țintă.

Verificarea capcanelor se face cu o frecvență care depinde de caracteristicile grupului investigat. În cazul mamiferelor mijlocii sau mari verificarea se poate face o singură dată pe zi, pe când în cazul mamiferelor mici se face de câteva ori pe zi (de obicei la miezul nopții, dimineața la răsăritul soarelui şi cândva în timpul zilei), în funcție de speciile prezente (insectivorele sunt mai sensibile la captivitate decât rozătoarele, la fel rozătoarele de talie mică decât cele de talie mare) şi de condițiile meteo (în condiții de temperatură

scăzută şi umiditate animalele captive supraviețuiesc mai puțin timp; de asemenea şi supraîncălzirea poate cauza moartea lor). Animalele capturate se manipulează cu grijă, având grijă să nu fie sugrumate sau sufocate. Extragerea din capcană se poate face fie direct, fie într-o pungă transparentă. Animalele se prind de baza cozii (nu de vârful ei întrucât la o serie de specii pielea este fragilă în această zonă, rupându-se cu uşurință) şi de pielea de pe ceafă. Este obligatoriu să se poarte mănuşi pentru a evita transmiterea unor boli infecțioase de la animalele manipulate. Animalele capturate sunt determinate, se notează sexul, categoria de vârstă, sunt măsurate, cântărite, marcate şi apoi se eliberează lângă capcanele unde au fost prinse.

Marcarea animalelor se face în scopul recunoaşterii individului sau a lotului experimental, elemente necesare adeseori în unele metode de evaluare a abundenței populațiilor şi a dinamicii acestora. Animalele pot fi marcate permanent prin utilizarea unor inele, arsuri, tatuaje, găuri în urechi, ataşarea de coliere sau alte anexe, implantarea unor cipuri etc. Pentru marcarea temporară se poate folosi vopsea, pudră fosforescentă sau tunderea blănii sau a părului din diferite regiuni ale corpului. Alegerea metodei de marcare se face în funcție de talia şi modul de viață al animalului, necesitatea recunoaşterii individuale sau numai a grupului, numărul de indivizi care trebuie marcați, distanța de la care trebuie să fie vizibil, perioada pentru care marcajul trebuie să fie funcțional şi, foarte important, efectul pe care îl are asupra şanselor de supraviețuire, a comportamentului şi reproducerii animalului. De exemplu, unele marcaje foarte evidente pot duce în cazul animalelor sociale la respingerea individului marcat de către restul grupului. De asemenea, inelele sau colierele folosite în cazul mamiferelor mici reduc şansele de supraviețuire ale acestora.

Efortul de captură este determinat de numărul de capcane şi de timpul (număr de zile sau nopți) în care acestea sunt operative. În cazul mamiferelor mici, pentru analize expeditive se recomandă minimum 25 - 50 capcane/ 2 - 3 nopți (deci efort de 50 - 150 capcane-nopți) iar în studii intensive se recomandă minim 500 de capcane - nopți (100 capcane * 5 nopți active), cu două nopți de habituare, în care capcanele sunt plasate în teren nearmate. O altă evaluare a timpului eficient de operare este dat de intervalul de timp (nr. zile) după care toți indivizii capturați sunt marcați (când nu se mai prind indivizi care să nu fi fost măcar o dată capturați). Aceasta este însă valabilă numai în momente de stabilitate a populației, în care toți indivizii au teritorii fixe. Pentru restul mamiferelor valoarea optimă a efortului de captură variază foarte mult în funcție de grupul țintă, de densitatea populațională, natura habitatului, obiectivele urmărite etc.

În studiile asupra comunităților de mamifere mici, prin utilizarea rețelelor de capcane se pot estima abundența şi dominanța relativă a populațiilor din habitatul investigat, structura cantitativă a comunității, teritorialitatea speciilor şi chiar evaluări indirecte ale densității fiecărei populații. De asemenea, se poate obține structura pe vârste şi sexe a populațiilor, şi date de variabilitate biometrică.

Structura cantitativă a populației se poate stabili prin calcularea unor indici de captură pentru fiecare specie în parte, după formula:

$$Ic_i = \left(\frac{n_i}{c * a - c_f} \right) * 100$$

unde: Ic_i reprezintă valoarea indicelui de captură pentru specia i (după Benedek, 2004); n_i - numărul de indivizi din specia i care au fost capturați (nu se numără recapturile); c - numărul de capcane folosit; a - numărul de nopți active iar c_f - suma numărului mediu de capcane nefuncționale din fiecare noapte.

Valorile acestui indice sunt influențate de distanța dintre capcane (la distanțe mari se obțin valori mai ridicate) şi de perioada de investigație (la perioade mai lungi se obțin valori mai scăzute întrucât după câteva zile majoritatea indivizilor capturați sunt deja marcați).

14.6. Metode indirecte de studiu a mamiferelor

Constau în identificarea în teren a diferitelor urme lăsate de animale sau a sunetelor emise de acestea. O serie de animale construiesc cuiburi sau adăposturi pentru pui, galerii subterane sau culcuşuri, care pot fi relativ facil detectate fie vizual, fie olfactiv, pe baza lor putându-se estima densitatea populațională. De exemplu, în cazul unor specii de rozătoare din terenuri deschise (popândăi, hârciogi, şoareci de câmp etc.), o metodă de estimare a densității o constituie numărarea găurilor de intrare în galerii, de pe un număr prestabilit de unități de suprafață.

Urmele plantare sau ale copitelor pot fi identificate fie ocazional fie în cadrul unor studii laborios planificate, mai ales în timpul iernii sau în zone mlăştinoase, respectiv cu sol umed. Este posibilă şi crearea artificială a condițiilor propice păstrării urmelor prin afânarea solului. Urmele au diferite forme, dimensiuni (măsurătorile acestora sunt ilustrate în fig. 14.1 şi 14.2) şi poziționare (fig. 14.3), care sunt caracteristice pentru fiecare specie şi tip de deplasare.

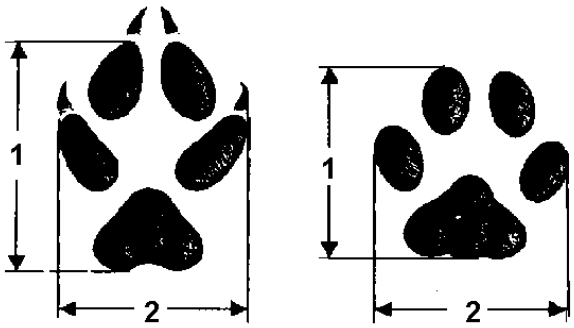


Fig. 14.1. Măsurători aplicate urmelor de carnivore. 1 - lungime, 2 - lățime

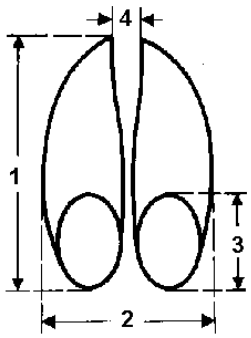


Fig. 14.2. Măsurători aplicate urmelor de ungulate: 1-lungime totală, 2- lățime, 3-lungime bazală, 4-distanța dintre vârfuri (după Bouchner, 1997)

Astfel, urmele pot oferi informații despre identitatea taxonomică a exemplarelor, abundența sau densitatea acestora în aria de interes, teritoriul patrulat, vârsta etc. De asemenea, prin urmărirea lor pe distanțe mai mari se pot obține şi alte informații, în special legate de hrănire. În cazul prădătorilor se poate afla identitatea prăzilor, frecvența vânătorii şi succesul ei. Toate datele obținute prin această metodă sunt stocate în memoria GPS-ului, fiind apoi prelucrate în vederea analizei teritoriale. Urmele pot fi înregistrate pe film sau se pot realiza mulaje după acestea (din parafină, ghips şi altele).

O metodă de evaluare a abundenței unor specii de mamifere pe baza urmelor, o constituie atragerea lor într-un cerc în care solul a fost afânat şi umezit, iar în centrul acestuia este amplasată o momeală. Asemenea cercuri se pot amplasa într-o rețea regulată la distanțe de cca. 300 - 500 m între ele, înregistrându-se numărul vizitelor, numărul de exemplare (atunci când este posibilă discriminarea urmelor) şi monitorizarea populației, grupului sau indivizilor izolați un timp mai îndelungat.

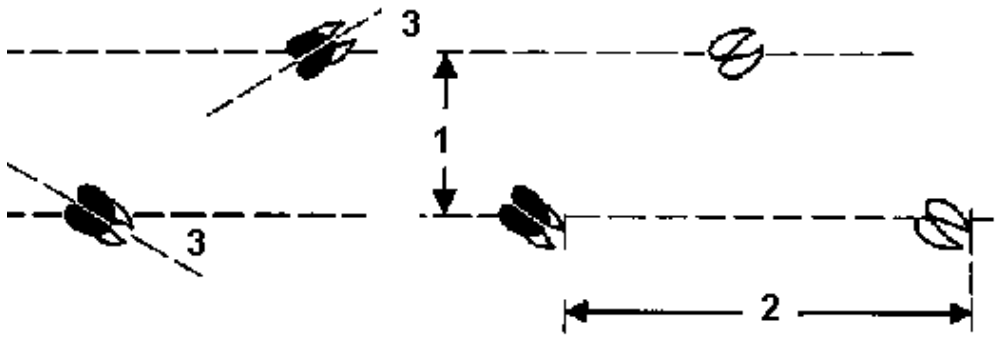


Fig. 14.3. Măsurătorile care se aplică urmei-pârtie. 1 - lățimea urmei, 2 - lungimea pasului, 3 - unghiul pasului (după Bouchner, 1997).

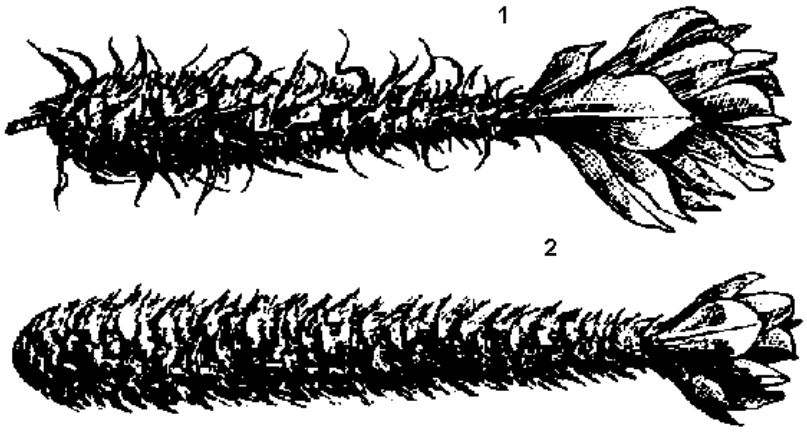


Fig. 14.4. Urme lăsate de veveriță (Sciurus vulgaris - 1) şi şoarecele scurmător (Clethrionomys glareolus - 2) pe conurile de molid consumate (după Bouchner, 1997).

Comportamentul de hrănire oferă de asemenea o gamă variată de dovezi ale existenţei şi abundenţei diferitelor specii în cadrul unei arii. Chiar şi mamiferele mici lasă urme specifice pe resturile vegetale consumate (fig. 14.4). Analiza fecalelor poate oferi indicaţii privind regimul trofic al speciilor, dar şi alte informaţii, cum ar cele legate de prezenţa paraziţilor interni. Prezenţa şi dimensiunea stratului de guano oferă informaţii despre coloniile de lilieci.

Densitatea, poziţia şi dimensiunile teritoriilor, precum şi date privind comportamentul de reproducere a cervidelor, se pot urmări după semnalele sonore (boncănit).

Tehnici mai avansate aplicate în ţările dezvoltate reclamă utilizarea de atractanţi chimici sintetici specifici, camere video controlate prin telecomandă sau cu activare "inteligentă". O variantă mai simplă, adaptabilă la condiţii modeste de finanţare, o constituie trapa cu momeală care determină declanşarea automată a unui aparat fotografic.

Analiza ingluviilor păsărilor răpitoare de zi sau de noapte oferă o serie de informaţii. Pe de o parte o asemenea analiză poate constitui obiectul unei investigaţii privind nişa trofică a păsărilor, iar pe de altă parte furnizează date despre oferta trofică, respectiv fauna de vertebrate (în special mamifere mici, păsări de talie mică sau chiroptere) din zona respectivă. Oricum, afirmaţia destul de frecvent întâlnită potrivit căreia analiza ingluviilor este suficientă pentru caracterizarea comunităţii de mamifere mici dintr-o arie, pe motiv că hrănirea prădătorilor se realizează în corelaţie directă cu abundenţa speciilor pradă, este neadevărată. Acestea au comportament diferit, având şanse variate de a fi prădate, la care se adaugă şi variaţiile în comportamentul de hrănire al prădătorului (adaptat la habitat sau diferenţiat pe sezon, de exemplu). Orice prădător consumă selectiv resursele disponibile. Această metodă se recomandă a fi utilizată complementar cu metoda capcanelor plasate în reţea, pentru o mai bună caracterizare a comunităţilor de mamifere mici.

Pentru a estima abundenţa speciei ţintă pe baza urmelor lăsate de aceasta în mediu, este necesară cunoaşterea comportamentului (o aplicare directă a etologiei în ecologie). De exemplu, se poate raporta suma manifestării semnului particular, într-o perioadă determinată şi suprafaţă urmărită, la rata de producere presupusă a fi cunoscută anterior (de exemplu număr mediu de prădări sau de defecări/zi etc.). Este evident că cele mai multe dintre aceste metode indirecte sunt estimative.

15. METODE DE CAPTURĂ-MARCARE-RECAPTURĂ

Aceste metode se aplică în studiul parametrilor ecologici ai populațiilor şi comunităților de animale foarte mobile. Principiul metodei presupune extragerea unui lot de indivizi din populația studiată, marcarea acestora prin diferite tehnici şi eliberarea lor. Se urmăreşte în timp modul de regăsire a indivizilor capturați şi marcați într-un stadiu anterior. După Krebs (1989) prima aplicare a unei metode de acest tip datează din anul 1662, când John Graunt a estimat numărul de locuitori din Londra. Dintre metodele existente vom prezenta în cele ce urmează două, şi anume: metoda Petersen şi metoda Jolly-Seber.

15.1. Metoda Petersen

Se aplică în estimarea efectivului populațiilor închise (care nu au intrări sau ieşiri de indivizi pe parcursul duratei studiului). La un anumit moment, din populație se extrag în mod aleator un număr de ***A*** indivizi care sunt marcați şi apoi eliberați în locul de proveniență. După un interval de timp, în care se presupune că aceştia s-au răspândit la întâmplare în cadrul populației, dacă proba a fost suficient de mare şi nu au avut loc intrări sau ieşiri de indivizi, se extrage o a doua probă ***B*** în care se numără indivizii marcați anterior (deci recapturați), pe care îi vom nota cu ***D***. Putem presupune că probele sunt semnificative, în sensul că ilustrează însuşirile populației din care provin. Atunci proporțiile indivizilor marcați din numărul total de indivizi sunt aproximativ egale în populație şi în probe, adică:

Dacă am găsit ***D*** indivizi marcați din ..... ***B*** indivizi capturați, înseamnă că există ***A*** indivizi marcați în ..... ***N*** indivizi (efectivul populației), deci:

$$N = \frac{A * B}{D}$$

Varianța şi limitele de confidență ($L_{1,2}$) sunt date de relația:

$$\mathrm{var}(N) = \frac{A^2 B(B - D)}{D^3}$$

$$L_{1,2} = N \pm t_\alpha \sqrt{\mathrm{var}(N)}$$

Restricțiile metodei sunt următoarele (Krebs, 1989):

(1) în perioada dintre prelevările probelor să nu existe nici intrări şi nici ieşiri de indivizi din populație, indiferent de modalitate (natalitate, imigrare, deces etc.);

(2) indivizii marcați să se distribuie la întâmplare în interiorul populației;

(3) probele să se extragă randomizat, fiecare individ având şanse egale de a fi capturat cu oricare altul;

(4) indivizii marcați să aibă şanse egale cu cei nemarcați de a fi capturați;
(5) marcajele să nu se piardă.

În afară de estimatorul lui Petersen pentru efectivul populației, în literatura de specialitate se citează şi estimatorul lui Seber (1982, ap. Krebs 1989), precum şi cel al lui Bailey (1952). Ultimul este aplicat şi atunci când proba a doua se obține prin numărarea animalelor marcate şi nemarcate prin vizualizarea lor, fără a fi necesară captura acestora. Acest lucru face posibilă numărarea unui individ marcat de două sau mai multe ori, motiv pentru care se impune o corecție formulei lui Petersen. Dacă se presupune că probabilitatea de vizualizare a unui individ marcat este egală ca medie cu şansa de observare a unui individ nemarcat, atunci estimatorul lui Bailey se defineşte ca:

$$N = \frac{A(B+1)}{D+1}$$

iar varianța, respectiv limitele de confidență se exprimă (după Gomoiu şi Skolka, 2001) prin:

$$\mathrm{var}(N) = \frac{A^2(B+1)(B-D)}{(D+1)^2(D+2)}$$

$$L_{1,2} = N \pm t_\alpha \sqrt{\mathrm{var}(N)}$$

15.2. Metoda Jolly-Seber

Este mult mai realistă decât metoda precedentă, atât sub aspectul aplicării cât şi al valorii informațiilor obținute. În plus permite şi estimarea numărului de indivizi intrați şi ieşiți din populație, fapt care determină reducerea limitărilor impuse de metoda Petersen. Din lucrul cu studenții am observat că este preferabilă învățarea metodei direct pe un caz concret, semnalizând pe parcurs generalizările. Întocmai ca la metoda Petersen se capturează un lot inițial de indivizi, suficient de mulți şi extraşi în mod randomizat, care vor fi marcați şi eliberați în populație. După un interval de timp (după unele surse acest interval trebuie să fie egal cu durata ciclului de dezvoltare al speciei respective, dar această regulă nu este nici practică şi nici obligatorie) se colectează un al doilea lot din care numărăm indivizii marcați. Acest lot va primi o marcă diferită de prima şi va fi pus în libertate (integral sau numai parțial). Acest algoritm se repetă de un număr oarecare de ori, de fiecare dată extrăgându-se în mod aleator indivizi care vor primi mărci distincte, numărându-se cei care au mai fost capturați anterior. Idea de bază este aceea că la fiecare moment populația este formată din indivizi marcați şi nemarcați, iar probele, dacă sunt semnificative, prezintă aceleaşi raporturi între cele două categorii ca şi cele din populație. Întrebarea fundamentală care se pune este: *când au fost exemplarele din probe marcate ultima oară (totuna cu a spune capturate ultima oară)?*

Condițiile pentru aplicarea metodei Jolly-Seber sunt următoarele:
(1) fiecare individ trebuie să aibă aceeaşi probabilitate de a fi capturat, indiferent dacă este sau nu marcat;

(2) se presupune că toți indivizii marcați au şanse egale de supraviețuire între două eşantionări succesive;
(3) mărcile nu se pierd;
(4) timpul necesar unei prelevări (captură, marcare, prelucrare, repunere în libertate) este neglijabil în comparație cu intervalul de timp dintre două eşantionări.

Condițiile 3 şi 4 sunt cele mai uşor de îndeplinit. Prima condiție poate fi verificată printr-o serie de teste statistice dezvoltate în acest scop (Krebs, 1989, p. 43 – 57), dintre care unul (testul Cormack) va fi prezentat în continuare. Una dintre limitările majore ale metodei o constituie faptul că nu permite obținerea de estimări ale parametrilor populaționali pentru prima şi ultima probă.

Problemă. O populație de *Apodemus flavicollis* (şoarece gulerat) a fost supusă unei cercetări de dinamică anuală, într-un an cu abundență ridicată. Studiul s-a efectuat prin amplasarea la intervale egale, de 6 ori pe parcursul unui an, a câte 100 de capcane tip cutie în rețea, la distanță de 20 m una de cealaltă. Verificările s-au efectuat de 2-3 ori pe noapte, timp de 7 nopți în cadrul fiecărui interval de studiu.

În prima perioadă au fost capturați 260 de indivizi care au primit primul marcaj şi au fost toți eliberați. În eşantionul II au fost capturate 230 de exemplare din care 18 aveau prima marcă, 5 indivizi au fost reținuți pentru un studiu de etologie, restul au primit marca a II-a, fiind eliberați. Din cele 214 exemplare capturate în proba a treia, 6 aveau primul marcaj, 20 pe cel de-al doilea, iar 210 au primit marca a III-a fiind eliberați. În proba 4 au fost capturate 300 de exemplare din care 4 cu marca I, 16 cu marca II şi alte 16 cu marca III, şi au fost eliberate toate, având marca IV. În proba 5, din 310 indivizi capturați, 3 au fost capturați în prima probă, 5 au mai fost capturați în proba a doua, alți 3 în proba a treia şi 25 în cea anterioară. Toți cei 310 au primit marca V şi au fost eliberați. În ultima perioadă a cercetării au fost capturați 240 de indivizi, dintre care 2 aveau marca I, 3 marca II, 10 marca III, 16 au fost capturați şi în proba IV, iar 30 în penultima (V).

Cerințele problemei sunt:
a. Să se estimeze efectivul populației în cea de a 3-a şi a 4-a perioadă.
b. Să se estimeze rata de supraviețuire şi rata de eliminare a indivizilor între aceste perioade (3 şi 4).
c. Să se calculeze rata de modificare numerică a populației.

Pentru început trebuie să reaşezăm datele primare într-un tabel, astfel încât să înțelegem la prima privire: i = numărul curent al probei şi totodată al mărcii loturilor de indivizi, n_i = numărul de indivizi capturați în proba i; S_i = numărul de indivizi capturați în proba i, care primesc marca i şi sunt eliberați (întotdeauna $n_i \geq S_i$ deoarece unele exemplare pot fi reținute sau pot deceda în capcane în mod accidental). Cu j notăm coloanele matricii având termenul general n_{ij}, acesta semnificând numărul de indivizi din proba i capturați ultima oară în proba j (animale din proba i cu ultima marcă j; j<i).

Prin urmare, datele rearanjate vor arăta astfel:

					j		
i	n_i	S_i	1	2	3	4	5
1	260	260	-	-	-	-	-
2	230	225	18	-	$\boxed{n_{ij}}$	-	-
3	214	210	6	20	-	-	-
4	300	300	4	16	16	-	-
5	310	310	3	5	3	25	-
6	240	-	2	3	10	16	30
$R_i = R_j = \sum_{i=1}^{n} n_{ij}$;			R_i={33	44	29	41	30}
			R_1	R_2	R_3	R_4	R_5

Se observă din tabelul de mai sus că prima prelucrare constă în însumarea termenilor din coloanele primei matrici, acestea fiind notate cu $R_i = R_j$, semnificând numărul total de indivizi recapturați de fiecare marcă, până la sfârşitul studiului.

Următorul pas este construirea unei alte matrici, ai cărei termeni (a_{ij}) derivă din membrii tabelului de mai sus, având semnificația "număr de indivizi din proba i capturați în cel puțin una dintre primele j probe anterioare" ($j \leq i$). Cu alte cuvinte, termenii matricii următoare se obțin din cea precedentă prin însumarea progresivă a elementelor pe orizontală (fiecare termen al unei coloane este constituit din însumarea pe orizontală a termenilor din aceeaşi linie). Prin urmare: prima coloană rămâne neschimbată, următoarea este constituită din sumele pe orizontală ale termenilor primei şi celei de-a doua coloane, a treia va conține termenii însumați din coloanele 1 +2 +3 etc. Matricea va arăta astfel:

		j				
		1	***2***	***3***	***4***	***5***
	2	$\boxed{18 = m_2}$				
	3	6	$\boxed{26 = m_3}$		$\boxed{a_{ij}}$	
i	***4***	4	20	$\boxed{36 = m_4}$		
	5	3	8	11	$\boxed{36 = m_5}$	
	6	2	5	15	31	$61 = m_6$
$Z_i = Z_{j+1} =$		{15	33	26	31}	
		Z_2	Z_3	Z_4	Z_5	

Se observă că elementele de pe diagonala principală au fost notate cu "m_i" semnificând număr total de indivizi marcați în proba i, indiferent de numărul curent al mărcii. Cu Z_i se notează suma pe coloane a termenilor din această matrice, fără elementul de pe diagonala principală. Semnificația parametrului Z_i este "număr de indivizi capturați şi marcați anterior probei i, dar care nu au fost capturați în proba i ci ulterior".

În acest moment dispunem de toți parametrii necesari pentru a calcula efectivele, modificările numerice ale populației şi probabilitățile de supraviețuire.

Dacă cunoaştem la un moment dat numărul total de indivizi marcați care

există în populație (M_i) şi proporția pe care aceştia o reprezintă în cadrul populației (α_i), atunci din simpla raportare a acestora putem afla efectivul la timpul i (N_i). Dar este necesară estimarea primilor parametri, prin următoarele formule:

$$M_i = \frac{S_i Z_i}{R_i} + m_i$$

$$\alpha_i = \frac{m_i}{n_i}$$

$$N_i = \frac{M_i}{\alpha_i}$$

unde: S_i = număr de indivizi de marcă i eliberați în populație; R_i = număr total de indivizi de marcă i capturați în decursul studiului; Z_i = număr de indivizi capturați anterior probei i, care nu au fost capturați în proba i ci ulterior; m_i = număr de indivizi marcați din proba i; n_i = număr de indivizi capturați în proba i; M_i = număr total de indivizi marcați existenți în populație imediat înaintea eşantionării i; α_i = proporția indivizilor marcați în populație la acelaşi moment; N_i = efectivul populației la momentul i.

Aplicând aceste formule pe datele problemei, în conformitate cu cerințele acesteia, obținem:

M_3 = 264.96; α_3 = 0.121; N_3 = 2189.7 ≈ 2190 indivizi

M_4 = 226.24; α_4 = 0.120 ; N_4 = 1885.3 ≈ 1885 indivizi

Probabilitatea de menținere în populație a indivizilor, de la momentul i la (i+1) este (Φ_i):

$$\Phi_i = \frac{M_{i+1}}{M_i - m_i + S_i}$$

Corespunzător se defineşte probabilitatea de eliminare din populație (q_i):

$$q_i = 1 - \Phi_i$$

Numărul de indivizi care intră în populație în perioada (i; i+1), indiferent de mecanism (natalitate/imigrare), şi sunt prezenți în populație la momentul i+1, se notează cu B_i:

$$B_i = N_{i+1} - \Phi_i (N_i - n_i + S_i)$$

În sfârşit, se mai poate defini şi o "rată de modificare numerică a populației" (bi) care este raportul între efectivul populației la momentul i şi cel de la momentul i+1:

$$b_i = \frac{.N_{i+1}}{N_i}$$

care poate fi subunitară (dacă populația a înregistrat un declin), supraunitară (dacă populația a crescut), sau 1 (dacă efectivul populației a rămas constant).

Aplicând aceste formule la datele problemei, rezultă următoarele valori: Φ_3 = 0.50; q_3 = 0.50; B_3 = 792 indivizi; b_3 = 0.86.

Prin urmare, între perioadele 3 şi 4 (adică între lunile mai şi august), rata de menţinere în populaţie este egală cu cea de eliminare (0.5). Deşi în perioada respectivă un număr mare de indivizi (792) au pătruns în populaţie, fiind încă prezenţi la momentul 4, rata de modificare a populaţiei este subunitară (0.86), indicând o scădere a efectivului.

15.3. Alte metode pentru evaluarea abundenţei

O parte dintre indicii şi metodele utilizate au fost sau vor fi tratate în alte părţi ale lucrării. Am văzut cum se poate realiza un spectru al unei comunităţi pe baza valorilor indicelui de abundenţă relativă, sau putem lucra cu efortul de captură, raportarea la numărul de capcane şi timp, la unitatea de suprafaţă de plasă, semnale sonore sau alte semne (urme) raportate la suprafaţa teritoriului, identificări cu ajutorul detectoarelor de semnale ultrasonice etc. Aici se vor face referiri pe scurt la metode derivate din tehnicile de captură şi observare, precum şi cele care se referă la înlocuiri-îndepărtări, sau la variaţia ratei de captură/efort-timp.

- **Metoda observărilor independente**

Presupune ca doi observatori să numere simultan şi independent indivizii speciei ţintă într-o manieră care să permită partiţionarea animalelor vizualizate de către ambii cercetători (*m*), văzute numai de către unul (n_1), respectiv de celălalt (n_2). Aplicând raţionamentul asemănător celui de la metoda Lincoln - Petersen, estimarea abundenţei "***A***" (sau a efectivului - dacă studiul s-a desfăşurat pe întregul habitat al populaţiei) se face după expresia:

$$\hat{A} = \frac{(n_1+1)(n_2+1)}{(m+1)} - 1$$

- **Observaţii multiple dependente**

Doi observatori (pe care îi denumim primar şi secundar) numără animalele în timpul hăituirii astfel încât să se poată face partiţionarea între numărul de animale observate de primul cercetător (n_1) şi numărul de animale adiţionale care sunt văzute de observatorul secundar şi care nu au fost văzute de cel primar (n_2).

Dacă eforturile celor doi observatori sunt egale şi $n_1 \geq n_2$ atunci estimarea abundenţei (*A* -sau a efectivului - dacă studiul se pretează la aşa ceva) se face după expresia:

$$\hat{A} = \frac{n_1^2}{(n_1 - n_2)}$$

Condiţiile aplicării metodei sunt: (1) populaţia este considerată închisă între cele două observaţii; (2) discriminarea între n_1 şi n_2 exclude erori; (3) toate animalele au aceeaşi probabilitate de detectare şi (4) observatorii au aceleaşi şanse să identifice animalele şi depun acelaşi efort.

Următoarele două categorii de metode se bazează pe înlocuirea sau îndepărtarea animalelor din populaţia originară şi presupun investigarea

acesteia înainte şi după ce a făcut obiectul unor intervenții.

- **Metode tip MAR (*modificarea raportului*)**

Se aplică atunci când ieşirile de indivizi din populație sunt "selective" (numai o anumită categorie este îndepărtată, de exemplu se vânează numai masculii de selecție). Cea mai simplă aplicare consideră că populația poate fi împărțită din punctul de vedere al unui criteriu oarecare în două subpopulații X şi Y (de exemplu masculi şi femele sau adulți şi juvenili), unul dintre aceste subsisteme fiind supus unei exploatări în urma căreia are loc extragerea indivizilor corespunzători din populație. Se extrag probe din populație înainte şi după îndepărtarea selectivă a indivizilor subcategoriei X, determinându-se raportul între indivizii care aparțin acestor subpopulații. Metodele de tip MAR se bazează pe următoarele două presupuneri: (1) populația este alcătuită din două tipuri de organisme x şi y şi (2) în intervalul (intervalele) de timp în care populația este studiată se înregistrează diferențe între proporțiile acestora. Dacă notăm:

N_1 = efectivul populației la momentul t_1;
N_2 = efectivul populației la momentul t_2;
X_1, X_2 = numărul de indivizi de tip x în populație la momentele t_1 şi respectiv t_2;
Y_1, Y_2 = numărul de indivizi de tip y în populație la momentele t_1 şi respectiv t_2;
$p_1 = X_1/ N_1$ = proporția tipului x în populație la momentul t_1;
$p_2 = X_2/ N_2$ = proporția tipului x în populație la momentul t_2;
$R_x = X_2 - X_1$ = modificarea netă a organismelor de tip X între t_1 şi t_2;
$R_y = Y_2 - Y_1$ = modificarea netă a organismelor de tip Y între t_1 şi t_2;
$R = R_x + R_y$ = modificarea netă a populației între t_1 şi t_2. Atunci sunt adevărate relațiile:

$$\hat{N}_1 = \frac{R_x - p_2 R}{p_2 - p_1}$$

$$\hat{X}_1 = p_1 p_2$$

$$\hat{N}_2 = \hat{N}_1 + R$$

Limitele de confidență (LC) pentru probele mari (mai mult de 500 de indivizi analizați în ceea ce priveşte apartenența la categoria x şi un număr tot atât de mare pentru categoria y) sunt estimate prin relațiile:

$$\mathrm{var}(\hat{N}_1) = \frac{n_2 N_1^2 p_1(1-p_1) + n_1 N_2^2 p_2(1-p_2)}{n_1 n_2 (p_1 - p_2)^2}$$

$$ES(\hat{N}_1) = \sqrt{\mathrm{var}(\hat{N}_1)}$$

$$LC_{1,2} = \hat{N}_1 \pm 1{,}96\left[ES(\hat{N}_1)\right]$$

unde: ES semnifică eroarea standard. Pentru probele mici (sub 100 - 200 de indivizi investigați) se aplică relațiile pe valori inversate, şi anume:

$$\operatorname{var}\left(\frac{1}{\hat{N}_1}\right) = \frac{(R_x - p_1 R)^2}{(R_x - p_2 R)^4} * \frac{p_2(1-p_2)}{n_2} + \frac{1}{(R_x - p_2 R)^2} * \frac{p_1(1-p_1)}{n_1}$$

$$ES\left(\frac{1}{\hat{N}_1}\right) = \sqrt{\operatorname{var}\left(\frac{1}{\hat{N}_1}\right)}$$

$$\frac{1}{LC_{1,2}} = \frac{1}{\hat{N}_1} \pm t_\alpha \left[ES\left(\frac{1}{\hat{N}_1}\right)\right]$$

Pentru aflarea valorilor limitelor de confidență, rezultatele obținute prin ultima expresie sunt re-inversate.

- **Metode tip C/E (raportul între capturi şi efort)**

În populațiile exploatate se mai poate determina efectivul prin evaluarea modificării raportului între numărul de capturi şi efort sau timp alocat. Această metodă s-a aplicat prima dată pentru a urmări eficiența exterminării unei populații de şobolani. Aplicabilitatea metodei este foarte limitată deoarece condițiile acesteia sunt valabile numai dacă o proporție suficient de mare de indivizi sunt îndepărtați din populație, astfel încât scăderea valorii raportului dintre capturi şi efort (C/E) să fie evidentă. Alte condiții ale metodei sunt: (1) populația este închisă, (2) probabilitatea de captură a oricărui individ este constantă pe parcursul desfăşurării studiului, (3) toți indivizii au aceeaşi probabilitate de a fi capturați în orice moment al studiului. Aplicăm următoarele notații:

c_i = valoarea capturii sau numărul de indivizi capturați în stadiul i;
k_i = captura cumulată de la începutul studiului până la începutul stadiului i;
f_i = dimensiunea efortului sau a timpului cheltuit pentru captură în stadiul i;
F_i = dimensiunea cumulată a efortului de captură de la începutul studiului şi până la începutul stadiului i.

Dacă toate condițiile sunt îndeplinite, atunci raportul **C/E este proporțional cu efectivul (N)**. S-a demonstrat că există o relație de regresie liniară între k_i şi c_i /f_i (Krebs, 1989). Fie: Y_i = captura raportată la unitatea de efort = c_i/ f_i, iar s = numărul total de probe (i = 1, 2, ..., s). Atunci captura medie cumulată, este:

$$\bar{k} = \frac{\sum k_i}{s}$$

Capacitatea de captură (C) şi estimatorul **efectivului (N)** sunt:

$$\hat{C} = \frac{-\sum_{i=1}^{s} Y_i \left(k_i - \bar{k}\right)}{\sum_{i=1}^{s} (k_i - \bar{k})^2}$$

$$\hat{N} = \bar{k} + \frac{\bar{Y}}{\hat{C}}$$

Varianța acestui estimator este dată de expresia:

$$\mathrm{var}(\hat{N}) = \frac{s_{xy}}{C^2}\left[\frac{1}{s} + \frac{\left(\hat{N} - \bar{k}\right)^2}{\sum_{i=1}^{s}\left(k_i - \bar{k}\right)^2}\right]$$

unde :

$$s_{xy} = \frac{\sum_{i=1}^{s}\left[Y_i - \hat{C}\left(\hat{N} - k_i\right)\right]^2}{s-2}$$

Eroarea standard se obține, ca de obicei, prin extragerea radicalului din varianța estimatorului, după care se procedează ca la metoda precedentă, pentru aflarea limitelor de confidență.

15.4. Test pentru egalitatea şanselor de captură

Din variantele precedente ale metodei s-a văzut că o condiție importantă este ca toate animalele să aibă şanse egale de a fi capturate. Şanse inegale pot fi cauzate de:

- comportament diferit în apropierea capcanei;
- animale care au mai fost capturate învață să evite capcanele;
- “trap friends” – alte animale care au mai fost capturate, caută în mod activ “cantina gratuită”;
- din cauza heterogenității mediului unele capcane au şanse mai mari de a fi vizitate decât altele.

Cele mai multe studii metodologice de profil indică faptul că şansele inegale de captură reprezintă mai degrabă regula decât excepția. De aceea studiile care implică metode de captură-marcare-recaptură ar trebui să includă şi teste pentru verificarea egalității şanselor. Există mai multe teste dezvoltate pentru diferite condiții, cum ar fi: pentru trei operări ale capcanelor (testul Cormack), pentru mai multe operări dar care implică absența mortalității naturale, pentru populații închise (testul Chapman) sau, dimpotrivă, pentru populații deschise, diferite pentru rate mari sau mici de supraviețuire (testele Leslie şi col., ap. Ch. Krebs, 1989).

În cadrul studiilor extensive, când capcanele sunt amplasate în diferite stații de-a lungul unui traseu sau gradient (geografic, altitudinal etc.) timp de 2 nopți / stație, pentru evaluarea dinamicii structurii comunităților de mamifere mici, cel mai indicat este testul **Cormack pentru egalitatea şanselor de captură.** Ipoteza nulă (H_0) afirmă că toți indivizii populației au şanse egale de captură (indiferent dacă au fost sau nu capturați). Animalele capturate şi recapturate în decursul celor trei perioade de operare a capcanelor (care sunt de asemenea denumite probe) se notează după cum urmează:

n_1 = număr de animale capturate şi marcate în prima probă (operare);
m_{10}= număr de animale capturate în proba 1, care nu au mai fost niciodată recapturate;
m_{12} = număr de animale marcate şi recapturate numai în proba 2;
m_{13} = număr de animale marcate în proba 1 şi recapturate numai în proba 3;
m_{123} = număr de animale marcate în proba 1 şi recapturate atât în proba 2 cât şi proba 3.

Este evident că: $n_1 = m_{10} + m_{12} + m_{13} + m_{123}$

Se calculează parametrul statistic:

$$Z = \frac{(m_{123}m_{10} - m_{12}m_{13})\sqrt{n_1}}{\sqrt{|(m_{12} + m_{123})(m_{13} + m_{123})(n_1 - m_{12} - m_{123})(n_1 - m_{13} - m_{123})|}}$$

unde: Z = deviația normală standard (testul Z), parametrul calculat comparându-se astfel cu valorile critice la nivelul de asigurare ales (Tab. 26.4 din Anexe). Dacă valoarea calculată nu aparține domeniului critic respingem ipoteza nulă.

Problemă: În cadrul unui studiu de ecologie a populației de *Clethrionomys glareolus* (şoarece scurmător) din Valea Lotrioarei, realizat prin operarea de trei ori a 100 de capcane tip cutie, s-au obținut următoarele valori: din cele 38 de exemplare capturate în prima probă, 9 indivizi au fost recapturați numai în proba 2, 8 numai în a 3-a, respectiv 9 exemplare au fost recapturate atât în probele 2 cât şi 3. Să se stabilească dacă indivizii au avut şanse egale de a fi capturați pe parcursul studiului.

Răspuns. Se utilizează testul Cormack pentru verificarea egalității şanselor de captură pe baza a trei operări. Ipoteza nulă susține egalitatea şanselor de captură. Alegem nivelul de asigurare $\alpha = 0.05$. Stabilim n = 38, $m_{12} = 9$, $m_{13} = 8$, $m_{123} = 9$, iar $m_{10} = 12$ ($n - m_{12} - m_{13} - m_{123}$) şi calculăm parametrul statistic Z = 0.619. Se constată că acest parametru este inclus în domeniul critic [-1.64, +1.64], motiv pentru care acceptăm ipoteza nulă. În **concluzie**, la nivelul de probabilitate de 95% afirmăm egalitatea şanselor de captură pentru toți indivizii de *Clethrionomys glareolus* pe parcursul studiului.

16. NIŞA ECOLOGICĂ

În limbaj biologic nişa semnifică locul şi funcțiile unui organism, a unei populații sau specii, în natură. Cel care a propus termenul a fost Joseph Grinnell (1917, 1924, 1928), care a definit nişa ecologică (NE) ca o subdiviziune a mediului ocupată de o specie, având prin urmare semnificație de habitat. În *Animal Ecology* Ch. Elton (1927) consideră NE ca rolul fundamental al organismului în comunitate, în funcție de hrană şi de inamici. El a avansat idea de statut funcțional al speciilor, cu baza pusă pe rolul trofic şi relațiile pe care le întrețin ființele. **NE eltoniană** este sinonimizată actual cu ceea ce unii denumesc **nişa trofică**.

E. Odum consideră (1959) habitatul ca fiind "adresa speciei iar NE ca ocupația acesteia". Şi astăzi se mențin cele două semnificații, şi anume NE ca a.) totalitatea adaptărilor speciei la condițiile fizice dintr-un anumit biotop şi b.) ansamblul relațiilor speciei particulare cu mediul biogen (relații trofice dar şi de altă natură); ambele puncte de vedere constituie aspectele fizice şi funcționale ale acestui concept.

Cel mai simplu, modelarea NE se poate face grafic în spațiu uni-, bi- şi tridimensional. Dacă, de exemplu, considerăm o specie vegetală, ne putem imagina că viața acesteia depinde (şi) de temperatură şi de aciditatea solului, ea fiind capabilă să trăiască între anumite valori ale acestor factori, dar nu poate creşte sau dezvolta dacă cel puțin unul dintre aceştia prezintă valori situate în afara limitelor de toleranță ale speciei în cauză. Dar planta din exemplul precedent are toleranțe şi necesități şi față de azot, fosfor, umiditate etc. Chiar dacă nu ne putem imagina cum ar arăta spațiul de nişă în mai mult de trei dimensiuni (câte suportă reprezentările noastre convenționale) aceasta nu înseamnă că specia respectivă nu trăieşte efectiv într-un spațiu abstract delimitat de toleranțele ei față de o mulțime de factori.

Parametrii nişei ecologice

Analiza dinamicii comunităților depinde parțial şi de modul în care organismele utilizează mediul lor de trai. O metodă pentru evaluarea exploatării mediului o constituie determinarea parametrilor NE ai unei populații şi compararea acestora cu cei ai unei alte populații. Analizăm metrica nişei, parametrii relaționați şi indicii de preferință.

16.1. Lățimea nişelor ecologice

Unele specii sunt mai specializate decât altele, iar parametrul "lățimea NE" (uneori se vorbeşte de amplitudinea nişei) tinde să evalueze şi să expună

cantitativ acest lucru. Valoarea lățimii se poate afla prin observarea distribuției organismelor individuale de-a lungul unui set de resurse. Tabelul format prin amplasarea speciilor (indivizilor, populațiilor) pe rând şi a resurselor pe coloane se numeşte "**matrice de resurse". Resursele** se pot defini şi evalua în mod diferit (adaptat după Ch. Krebs, 1989):

1. Resurse de hrană - identitatea taxonomică a hranei, natura ei, dimensiunea categoriilor de hrană etc.
2. Resurse de habitat - spațiul locuit şi caracterizarea acestuia poate fi definit în termeni de teritoriu, areal, dimensiuni pe orizontală sau verticală, date fizico-chimice etc.
3. Unități de probe naturale - lacuri, frunze, fructe etc.
4. Unități de probe artificiale - set de pătrate, suprafețe de teren, volume de sol sau apă etc.

Prin urmare, resursa poate fi definită ca orice este exploatat sau de care depinde viața organismelor, selectându-se în funcție de obiectul studiului şi de scopul acestuia. În tab. 16.1 este redat un exemplu de construire a stării resursei (în acest caz expusă ca structură de comunitate) de macrozoobentos, şi exploatarea diferențiată a acesteia de către două specii de peşti, reprezentate prin populații simpatrice şi sincronice. O astfel de analiză se poate face prin prelevarea de probe de bentos cu ajutorul unui bentometru de tip Surber, trierea acestora în laborator pentru relevarea structurii comunităților de macronevertebrate bentonice; peştii sunt capturați cu sac de mână sau un voloc, de exemplu. Se sacrifică un număr, justificat statistic, de exemplare de peşti, se extrage tubului digestiv, se conservă în formol şi triază conținutul sub stereobinocular.

Tab. 16. 1. Exemplu de alcătuire a matricii de resurse în analiza nişelor trofice a două specii de peşti.

Resursa i (Grup de macronevertebrate bentonice)	*Gobio gobio* (j) Proporția resursei i în cadrul dietei (p_{ij})	*G. kessleri* (k) Proporția resursei i în cadrul dietei (p_{ik})	Proporția grupului de nevertebrate în bentos (a_i)
Oligochaeta	0.123	0.070	0.032
Mollusca	0.114	0.435	0.185
Ephemeroptera	0.243	0.250	0.396
Trichoptera	0.167	0.245	0.221
Chironomidae	0.353	0.000	0.166

În tab. 16.2. este redată posibilitatea analizei la o scară geografică mai largă; dimensiunea de habitat a nişelor speciilor de Unionidae (scoici mari) din apele bazinelor situate în interiorul arcului carpatic românesc.

În alte studii similare de "dietă" sau de "nişă trofică" nu este necesară sacrificarea materialului biologic. De exemplu, la multe păsări prădătoare (mai ales strigiforme) analiza dietei se face prin studiul ingluviilor. În alte cazuri se

pot analiza resturile din materiile fecale, sau se poate observa direct (respectiv filma) ce şi cât mănâncă animalele respective. O altă variantă presupune urmărirea scăderii concentraţiei şi tipului de hrană într-un mediu controlat (se va studia la ultima temă din acest volum). Hrana reprezintă numai una dintre posibilităţile de specificare ale nişei. Starea calitativă a mediului, tipul de habitat, parametrii fizico-chimici ai acestuia sunt variante care stau la dispoziţia cercetătorului în alte tipuri de studii (iar exemplele sunt departe de a fi epuizate).

Tab. 16.2. Distribuţia speciilor de Unionidae din bazinele situate în interiorul arcului carpatic din România, pe categorii de habitate (extras după I. Sîrbu, 2004)

Specie/Categorie de habitat	**1**	**3**	**4**	**6**	**10**	**20**	**23**	**24**	**25**	**26**	**28**	**29**	**30**	**N_i**	**F_i**	**O_i**	**B'_i**
Unio pictorum		24		48		4		8			16			25	6.17	1.85	0.073
Unio tumidus		7.1		57.1				7.1			21.4	7.1		14	3.46	1.04	0.054
Unio crassus	2	64	2	28	2			2						50	12.35	3.70	0.036
Anodonta cygnaea		4.7		41.9		13.9	14	7		4.6	9.3	2.3	2.3	43	10.62	3.18	0.113
Anodonta anatina		48.3		34.5		6.9	3.5	3.5			3.5			29	7.16	2.15	0.061
Sinanodonta woodiana		3.7		55.6		3.7		11.1	3.7		14.8		7.4	27	6.67	2.00	0.063
Pseudanodonta complanata				88.9				11.1						9	2.22	0.67	0.008
Total habitate investigate	37	84	13	41	3	12	8	7	1	15	6	4	2	Total habitate = 405			
Proporţia habitatelor (%)	9.14	20.7	3.21	10.1	0.74	2.96	1.98	1.73	0.25	3.70	1.48	0.99	0.49				

Observaţii : În tabelul originar erau considerate 405 serii de habitate investigate de autor între 1997 - 2003, aparţinând la 30 de tipuri, iar prelucrările se referă la 73 de specii de moluşte acvatice. În scop didactic aici se redă un exemplu pentru cele 7 specii de scoici. În tabel s-au utilizat următoarele coduri: N_i - număr de semnalări ale speciei în cele 405 serii (în câte habitate dintre cele investigate a fost identificată vie); F_i – frecvenţa generală de identificare ($F_i = N_i/405$), ocurenţa relativă ($O_i = N_i/\Sigma N$), numărul total de habitate investigate din fiecare categorie şi proporţia acestora (raportată la cele 405 investigate în total, în exprimare procentuală). B' = indicele Levins-B standardizat. Codurile numerice sunt explicate în text.

În original au fost considerate 30 de tipuri de habitate, de la izvoare montane şi lacuri alpine, până la lacuri termale sau habitate danubiene din Banat, reflectând varietatea de ape dulcicole din Transilvania, Banat, Crişana şi Maramureş. Din cauza faptului că bivalvele unionide nu trăiesc decât în anumite habitate, din tabelul originar au fost scoase coloanele în care acestea nu apar. Codurile habitatelor specifice au următoarele semnificaţii: (**domeniul lotic**) 1 – râu montan; albie minoră, 3 – râu în etaj de deal, podiş sau depresiune intramontană; albie minoră, 4 – afluent de ord. I sau II în sector de podiş sau deal, 6 – râu în zona de câmpie, albie minoră, 10 – canal lateral albiei minore, amenajat, în sector de câmpie, (**domeniul lentic**): 20 – lac de podiş sau deal, 23 – lac de baraj în sector de deal sau podiş, 24 – lac de baraj în sector de câmpie, 25 – lac termal (Peţea; Băile Episcopiei), 26 – braţ mort în sector de podiş sau depresiune, (**Dunărea, sectorul din Banat**): 28 – cursul Dunării în sectorul Baziaş – amonte Cazane, 29 – Cazanele Dunării, 30 – golfuri fluviatile (guri de văi inundate ca urmare a ridicării nivelului Dunării din cauza amenajărilor de la Porţile de Fier, de exemplu Mraconia sau Cerna). În tab. 16.2 este redată distribuţia procentuală a speciilor pe tipuri de habitat, precum şi o serie de informaţii suplimentare, necesare analizei ecologice: numărul de habitate în care s-au identificat diferitele specii (notat

cu N_i), frecvența de identificare, ocurența relativă, numărul de specii din fiecare categorie de habitat, numărul total de habitate investigate din fiecare categorie şi proporția acestora.

În ambele tabele redate mai sus, distingem variabile cu expresii similare. În formulele care vor urma, abrevierile au următoarele semnificații:

- p_{ij} , p_{ik} = proporțiile în care speciile j şi k ocupă sau exploatează resursa i, se găsesc în starea i, proporțiile resursei i în cadrul dietei acestora, sau proporțiile în care speciile j şi k au fost identificate în categoria i de habitat; când formula implică o singură specie (de exemplu pentru lățimea nişei) parametrul corespunzător va fi redat prin p_i.
- a_i = proporția categoriei i de resurse în mediu sau proporția categoriei i de habitat din totalul investigat;
- n = număr total de resurse (i ia valori întregi succesive în domeniul 1 - n).

Se aplică trei tipuri de măsurători unei matrici de resurse: indici de lățime, suprapunere şi preferințe. **Lățimea NE** se poate evalua prin diferiți indici, dintre care amintim cei mai folosiți (după Krebs, 1989).

a. Indicele lui Levins

Levins (1968) a propus ca lățimea să fie evaluată prin uniformitatea distribuției indivizilor de-a lungul stărilor de resurse (B):

$$B = \frac{1}{\sum_{i=1}^{n} p_i^2}$$

B este inversul indicelui lui Simpson de diversitate şi este maxim atunci când acelaşi număr de indivizi apar în fiecare stare sau utilizează fiecare resursă, astfel încât specia nu are preferințe, nu discriminează între diferitele resurse şi are cea mai lată nişă posibilă. Levins B este minim atunci când toți indivizii utilizează o singură resursă (specializare maximă = amplitudine minimă). B ia valori de la 1 la n = număr total de resurse.

b. Indicele Levins B standardizat

Pentru a-l exprima pe B pe o scară de la 0 la 1, aplicăm *amplitudinea standardizată a nişei B_A:*

$$B_A = \frac{B - 1}{n - 1}$$

În tab. 16. 2 coloana B'_i conține valorile indicelui Levins B standardizat pentru dimensiunea de habitat a speciilor de Unionidae din apele transilvănene. Se constată că *Anodonta cygnaea* are cea mai lată nişă, la polul opus aflându-se specia periclitată *Pseudanodonta complanata.*

Problema acestor indici este că nu estimează şi abundența resurselor în mediu, acestea considerându-se a fi egale. Dacă avem date disponibile despre oferta mediului (abundența diferitelor resurse) este de preferat să lucrăm cu indicii de mai jos.

c. Indicele Hurlbert şi Hurlbert-standardizat

Adesea ceea ce pare a fi un regim preferențial de hrană nu este decât o exploatare proporțională a resurselor cu abundența lor în mediu. Utilizarea tinde să fie proporțională cu disponibilitatea. Fie a_i = proporția resursei i din totalul resurselor disponibile în mediu, atunci:

$$B' = \frac{1}{\sum_{i=1}^{n} \frac{p_i^2}{a_i}}$$

$$B'_A = \frac{B' - a_{\min}}{1 - a_{\min}}$$

B' ia valori în domeniul [1/n; 1], iar B'_A este cuprins între [0, 1]. $a_{\min}$ semnifică resursa cea mai puțin abundentă. Când toate resursele sunt la fel de abundente, parametrii a_i sunt toți 1/n.

d. Indicele Shannon-Wiener

Se poate utiliza şi pentru calcularea lățimii nişei, folosind aceeaşi expresie, în care p_i semnifică proporția indivizilor care exploatează resursa i. Acest indice are domeniul de variație cuprins între 0 şi +∞, iar pentru a-l standardiza în domeniul [0;1] putem aplica formula de echitabilitate (J'):

$$H' = -\sum_{i=1}^{n} p_i \log_2 p_i$$

$$J' = \frac{H'}{\log_2 n}$$

Indicele Shannon-Wiener este mai rar utilizat pentru calcularea dimensiunii NE. El acordă o importanță mai mare resurselor mai puțin abundente, pe când indicele Levins face acelaşi lucru dar pentru resursele mai abundente.

e. Indicele Smith

Smith (1982) propune un alt indice care de asemenea permite cuantificarea atât a utilizării resurselor cât şi a abundenței acestora în explicarea lățimii NE (domeniul de variație este [0; 1]):

$$FT = \sum_{i=1}^{n} \sqrt{p_i a_i}$$

16.2. Suprapunerea nişelor

Un pas spre înțelegerea organizării comunității este măsurarea utilizării în comun a resurselor de către diferitele specii. Cele mai comune resurse utilizate în calcularea suprapunerii NE sunt (din nou) hrana şi spațiul. Problema generală a evaluării suprapunerii NE este foarte aproape de cea a estimării similarității structurii comunităților, motiv pentru care numeroşi indici au aceleaşi expresii matematice. Redăm aici pe cei mai des utilizați în lucrările de specialitate.

a. Indicele Pianka simetric de suprapunere a nişelor

Dacă notăm cu p_{ij} şi p_{ik} proporția din resursa i care este utilizată de specia j şi respectiv k, n fiind numărul total de resurse, atunci definim:

$$O_{jk} = \frac{\sum p_{ij} p_{ik}}{\sqrt{\sum p_{ij}^2 \sum p_{ik}^2}}$$

Este un parametru simetric în sensul că suprapunerea dintre NE a speciei k şi j este identică cu cea dintre j şi k. Valorile variază între 0 (nu există resurse utilizate în comun) şi 1 (suprapunere totală sau completă).

b. Suprapunerea procentuală sau indicele Renkonen

Are aceeaşi expresie cu indicele de similitudine procentuală (capitolul 19), măsurând însă proporțiile resursei i din numărul total de resurse utilizate de speciile k şi respectiv j (i ia valori de la 1 ... n):

$$P_{jk} = 100 * \sum_{i=1}^{n} \min(p_{ik}, p_{ij})$$

Este un indice standardizat, care ia valori în intervalul [0; 100].

c. Indicele Morisita - simplificat

A fost propus de Horn în 1966, se mai numeşte şi **indicele Morisita - Horn** cu expresia:

$$C_H = \frac{2\sum p_{ik} p_{ij}}{\sum p_{ij}^2 + \sum p_{ik}^2}$$

Este tot un indice standardizat, cu domeniul de variație [0;1].

d. Indicele Hurlbert

Nici unul dintre indicii anteriori nu ține seama şi de variația în abundență a resurselor. Hurlbert defineşte (1978) un indice care consideră şi proporțiile resurselor în mediu (a_i):

$$LH = \sum \frac{p_{ij} p_{ik}}{a_i}$$

Acest indice ia valori de la 0 la +∞. Este 1 când ambele specii utilizează fiecare tip de resursă în proporție cu abundența ei, 0 dacă speciile nu împart nici o resursă şi este mai mare decât 1 dacă utilizează anumite resurse mai intens decât altele iar preferințele celor două specii tind să coincidă. Din acest punct de vedere definim **suprapunerea nişelor** ca gradul sau măsura în care frecvențele de utilizare a resurselor de către 2 specii diferă de cele care se înregistrează la consumul proporțional cu abundențele acestora.

e. Indicele HS standardizat de tip ofertă-cerere pentru evaluarea suprapunerii sau a similitudinii dintre nişele ecologice (I. Sîrbu, 2003)

Acest indice are avantajul de a evalua atât proporțiile de exploatare cât şi abundența resurselor din mediu, pe o scară standard de variație [0; 1], fapt care permite analiza relațiilor prin modele de ierarhie numerică şi reprezentarea grafică sub formă de dendrogramă. Cu alte cuvinte, ca şi indicele Hurlbert, ține seama atât de necesitățile speciilor (proporțiile de exploatare ale resurselor, de

exemplu) cât şi de proporţiile resurselor în mediu (a_i), dar exprimă rezultatul în mod standardizat, fapt care permite comparaţii independente de numărul de resurse sau specii implicate. Expresia acestuia este:

$$HS_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^{n} a_i \sqrt{p_{ij} . p_{ik}}}{\sqrt{(\sum_{i=1}^{n} p_{ij} . a_i)(\sum_{i=1}^{n} p_{ik} . a_i)}}$$

Tab. 16. 3. Matricea de asemănare a NE ale speciilor de Unionidae din bazinul interior al arcului carpatic românesc, pe baza indicelui standardizat HS

	U.p.	U.t.	U.c.	A.c.	A.a.	S.w.	P.c.
Unio pictorum	1.00						
Unio tumidus	0.94	1.00					
Unio crassus	0.91	0.75	1.00				
Anodonta cygnaea	0.89	0.92	0.69	1.00			
Anodonta anatina	0.96	0.82	0.97	0.80	1.00		
Sinanodonta woodiana	0.90	0.97	0.68	0.94	0.77	1.00	
Pseudanodonta complanata	0.69	0.87	0.41	0.82	0.50	0.91	1.00

De exemplu, aplicarea acestui indice pe datele din tab. 16.1 relevă suprapunerea nişelor trofice ale speciilor de peşti HS = 0.825 (deci o similitudine de peste 4/5 din domeniul posibil de variaţie). Aplicat pe datele din tab. 16.2 conduce la o matrice de similitudine sau suprapunere a nişelor, redată în tab. 16.3. Repetăm că în această aplicare p_{ij} şi p_{ik} semnifică proporţiile de identificare ale speciilor j şi k, în categoria i de habitat, iar a_i semnifică proporţia habitatelor investigate, de categoria i, din totalul de 405 investigate. În fig. 16.4 este reprezentată dendrograma care grupează speciile de bivalve pe baza similitudinii dimensiunii de habitat a nişelor ecologice (reprezentarea grafică a datelor din tab. 16.3 - tehnica de reprezentare va fi expusă în capitolul 20).

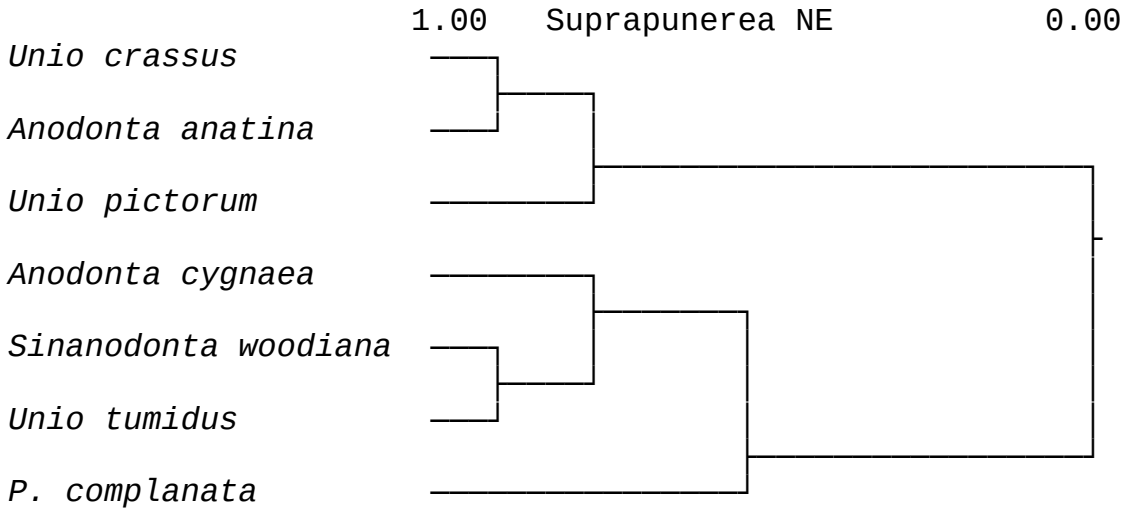


Fig. 16.4. Dendrograma de similitudine dintre nişele ecologice ale unionidelor din Transilvania, Banat, Crişana şi Maramureş, pe baza valorilor indicelui standardizat de tip ofertă-cerere (Sîrbu, 2003), metoda de grupare la distanţă medie.

16.3. Evaluarea preferințelor

Dacă un animal are la dispoziție o varietate de categorii de resurse, el va prefera să exploateze pe unele şi să le evite pe celelalte. Evaluarea preferințelor înseamnă compararea utilizării cu disponibilitatea (cererea cu oferta). De obicei această analiză se realizează pentru evaluarea preferințelor dietei, dar acest lucru nu este obligatoriu. Cele mai multe studii presupun că abundența tipurilor de hrană rămâne constantă. Dacă există preferințe atunci proporția relativă a resurselor se va modifica.

Indicii de preferință se calculează pentru fiecare resursă în parte. Dintre cei mai utilizați amintim aici:

a. Rata de preferință a lui Savage

$$FR_i = \frac{p_i}{a_i}$$

Variază între 0 şi infinit. Între 0 şi 1 specia manifestă respingere față de o anumită resursă, iar când este mai mare ca 1 semnifică preferință.

b. Indicele de electivitate Ivlev

$$E_i = \frac{p_i - a_i}{p_i + a_i}$$

Indicele variază între -1 şi +1; negativ = respingere, pozitiv = preferință.
Toți indicii prezentați sunt afectați de mărimea probelor şi de tipurile de resurse.

17. BIODIVERSITATEA - DIVERSITATEA ECOLOGICĂ

Diversitatea se referă la varietatea componentelor unui sistem. Conceptul de biodiversitate a semnificat inițial ansamblul taxonilor, ulterior dezvoltându-se ca o relație cantitativă între mulțimea de indivizi şi mulțimea de specii. La baza acestuia stăteau **principiile biocenotice fundamentale** ale lui Thienemann (1939, ap. Stugren, 1982), enunțate după cum urmează:

a. Cu cât sunt mai variabile condițiile de existență ale unui biotop, cu atât este mai mare numărul de specii din biocenoza respectivă.

b. Cu cât se abat condițiile de existență ale biotopului mai mult de la normal, iar pentru cele mai multe viețuitoare de la optimal, cu atât mai săracă în specii devine biocenoza, cu atât mai caracteristică va fi ea şi cu atât mai mare va fi bogăția în indivizi a speciilor singulare.

Corolar: mulțimea de specii şi mulțimea de indivizi sunt invers proporționale.

Concluzii asemănătoare au fost elaborate şi de Jaccard (1928) din perspectivă fitocenologică. Deşi aceste principii sunt în general valabile, există totuşi numeroase excepții. De exemplu într-o peşteră ne-am putea aştepta să găsim o comunitate caracterizată prin număr redus de specii dar şi număr redus de indivizi, cauza fiind constituită de cantitatea de nutrienți care este de obicei foarte limitată, de condițiile de viață stabile dar limitative prin specificul mediului subteran. Într-un mediu foarte poluat cu substanțe toxice de asemenea putem avea puține specii şi număr redus de indivizi.

Orice comunitate are ca atribut “diversitatea” sau “bogăția” de specii. Aceasta se poate estima în diferite moduri. Pentru început se cere identificarea sistematică a subiecților. Deşi, de cele mai multe ori, ne referim la relația specii - indivizi, se poate analiza şi diversitatea de genuri, familii, sau - dimpotrivă - subspecii, forme ecologice etc. Multe formule presupun că toate speciile au o importanță egală. Există posibilitatea de a le diferenția pe clase de importanță după diferite criterii (abundență, dominanță, AD, biomasă etc.). Cu toată larga răspândire a conceptului de biodiversitate, trebuie înțeles faptul că sunt extrem de puține cercetări care au determinat acest atribut pentru o întreagă biocenoză. De cele mai multe ori se apreciază diversitatea unui subsistem, sau al unui segment al mediului: se raportează o diversitate a păsărilor, a mamiferelor, a plantelor superioare, a bentosului, a planctonului, etc. Aceste concepte corespund la ceea ce astăzi am putea denumi diversitatea de tip α.

Asemănător cu multe alte concepte din ecologie, biodiversitatea a primit foarte multe sensuri şi s-a dezvoltat o teorie cuprinzătoare privitoare la definițiile, domeniile de raportare şi importanța conservării acesteia. În cel mai concret sens, biodiversitatea semnifică varietatea vieții corelată cu cea a mediului. Aici sunt ordonate diferite niveluri de raportare:

- diversitate genetică (intraspecifică);
- diversitate specifică (sau taxonomică);
- diversitate ecologică (include pe lângă conceptele precedente şi diversitatea habitatelor şi a factorilor de mediu, uneori specificată drept "diversitate a ecosistemelor");
- diversitate etno-socio-culturală (atribut al societăţii umane integrate în mediu).

Prin integrarea diferitelor aspecte, anumite surse preferă utilizarea termenului de "ecodiversitate", ca fiind semantic supraordonat celui de biodiversitate, acesta din urmă referindu-se la componenta vie a sistemelor ecologice. Nu este locul pentru o dispută legată de aceste consideraţii teoretice, deoarece scopul volumului este de natură practică. Dar este evident faptul că separarea viului de neviu se poate realiza cel mult conceptual, cele două fiind în realitate indisolubil legate. Fiind un atribut al oricărui sistem ecologic, atât structural, dar prin manifestare şi adaptare, şi funcţional, este expresia mecanismelor de reglare exercitate prin interacţiunea viului cu mediul. Prea rar putem semnala o diversitate ridicată într-un mediu omogen sau depreciat calitativ. Valoarea, distribuţia şi abundenţa resurselor sunt de asemenea printre principalii reglatori ai numărului şi abundenţei populaţiilor dintr-o arie. Fragmentarea conceptuală a eco/biodiversităţii este cel mai des cauzată de limitările practice (ce anume şi cât se urmăreşte într-un studiu), precum şi de cele metodologice (ceea ce se poate compara şi include într-o formulă).

Este evident faptul că din cauza raportării la atâtea dimensiuni, nu există nici o singură modalitate de evaluare şi exprimare unitară, care să corespundă tuturor definiţiilor. Întotdeauna se măsoară doar un aspect al acesteia, cel mai des fiind evaluată diversitatea specifică.

Diversitatea unei anumite comunităţi într-un habitat, se mai numeşte şi diversitatea "α"; se poate estima atât în ceea ce priveşte bogăţia în specii, raportul între numărul de specii şi cel de indivizi, dar şi prin ponderile diferitelor populaţii, respectiv heterogenitatea repartiţiei indivizilor sau biomasei pe unităţile sistematice. Atunci când analizăm modul în care se modifică diversitatea de-a lungul unui gradient (latitudine, altitudine, salinitate etc.) definim diversitatea de tip "β". Prin aceasta se realizează şi compararea diversităţii dintre diferite habitate sau comunităţi, motiv pentru care se evaluează oarecum asemănător cu similitudinea. Mai rar folosită, cu formule încă relativ echivoce şi insuficient studiate sub aspectul semnificaţiei, dar în plină dezvoltare este diversitatea "γ" care caracterizează varietatea viului dintr-o arie geografică mai mare (un bazin hidrografic, masiv montan, o mare etc.), integrând cele două aspecte definite anterior. Altfel spus, diversitatea γ caracterizează ansamblul diversităţii de tip α a habitatelor şi comunităţilor constituente, precum şi gradul β de diferenţiere între acestea, raportat la un spaţiu geografic mai mare dar ecologic relativ unitar. Când analiza se referă la o unitate regională biogeografică de rang superior, vorbim de diversitatea de tip "ε"; de exemplu diversitatea specifică totală a unui biom. Prin compararea diversităţii ecoregiunilor astfel definite, rezultă diversitatea de tip "δ". Ultimele două

concepte nu vor fi tratate separat în cadrul acestui volum cu scop practic, deoarece nu au formule specifice, fiind deosebite numai prin dimensiunea domeniului biogeografic şi heterogenitatea ecologică.

Deoarece cele mai multe studii de ecologie se ocupă de un anumit habitat sau o comunitate particulară, este explicabil că diversitatea de tip α este cea mai cunoscută şi aplicată, existând o mare varietate de indici, dintre care vom reda în continuare pe cei mai uzuali. Subliniem că nu includem aici indicii cu utilizare mai limitată, care presupun satisfacerea anumitor condiții matematice sau care implică anumite cazuri speciale de validitate, aceştia putând fi găsiți în alte surse (Ch. Krebs, 1989; Gomoiu şi Skolka, 2001 etc.).

17.1. Numărul de specii

Aparent este un atribut simplu de evidențiat, care adesea cataloghează studiile ca fiind de factură faunistică sau floristică. Revenim asupra ideii că o listă sistematică valabilă, realizată într-o arie sau asupra unui grup despre care se cunoaşte prea puțin, este unul dintre cele mai importante aspecte al muncii unui ecolog. Orice valoare cantitativă poate completa în mod fericit un bun catalog sistematic, dar nu poate înlocui identificările sigure ale speciilor. Pregătirea unui specialist presupune în primul rând cunoaşterea subiectului investigației, fapt care este un proces dinamic. Sistematica se schimbă continuu, prin adunarea de noi informații şi realizarea de studii în întreaga lume, ceea ce reclamă o permanentă documentare şi informare asupra noutăților apărute în domeniu. Pe de altă parte un bun specialist poate elabora concluzii elevate despre mediu, calitatea acestuia şi aspecte relevante privind starea sistemelor ecologice, pe baza informațiilor furnizate de simpla apariție sau absență/dispariție a unor taxoni. Evident, cel mai bine este să îmbinăm ambele aspecte, prin cunoaşterea aprofundată a sistematicii grupului, evaluarea parametrilor ecologici cantitativi ai populațiilor şi comunităților respective.

Modificarea numărului total de specii al unor comunități permite de asemenea urmărirea dinamicii în timp şi/sau în spațiu al acestora, precum şi relaționarea de particularitățile mediului.

17.2. Indici care evaluează bogăția în specii şi indivizi

În formulele acestor indici se raportează numărul total de specii (S) şi de indivizi (N), semnificațiile fiind cel mai aproape de principiile lui Thieneman.

a. Indicele Margalef

$$D_1 = \frac{S-1}{\log(N)}$$

b. Indicele Menhinick

$$D_2 = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

Aceşti indici nu indică modul în care indivizii sunt repartizați pe specii, şi nu sunt eficienți când fondurile comparate au acelaşi număr de specii şi de indivizi. Considerând biodiversitatea în semantica derivată din principiile lui Thieneman, amândoi indicii indică diversități mai mari la valori mai mari, domeniul de variație fiind, cel puțin în teorie, $[0,+\infty)$.

17.3. Indici de evaluare a heterogenității

Aceştia evaluează diversitatea nu ca un simplu raport între mulțimea de specii şi de indivizi, ci urmăresc şi ponderile diferitelor elemente constituente, cu alte cuvinte heterogenitatea distribuției indivizilor pe specii.

***Observație*:** deşi, cel mai frecvent se utilizează în formule numărul de indivizi, se pot lua în calcule şi biomasa sau alte aspecte cantitative ale speciilor din probe. Prin urmare, în formulele de mai jos, prin N putem înțelege fie numărul total de indivizi din probe (eşantioane, transecte etc.) dar şi biomasa acestora. Corespunzător, n_i semnifică numărul de indivizi din specia i sau biomasa acestora.

c. Indicele Simpson măsoară probabilitatea ca doi indivizi extraşi la întâmplare dintr-o probă sau o serie de eşantioane, să aparțină la aceiaşi specie. Acesta este foarte sensibil la modificările în abundența speciilor dominante.

$$l = \frac{\sum n_i(n_i - 1)}{N(N-1)}$$

unde: n_i = nr. indivizi din specia i (i = 1, 2..S); N = număr total de indivizi.

Indicele Simpson ia valori în domeniul [0, 1], diversitatea scăzând cu creşterea valorii lui.

Câteodată acest indice se exprimă sub forma probabilității inverse, adică:

$$D_S = 1 - l$$

Când diferențele dintre valorile indicelui Simpson sunt foarte mici (alterări slab diferențiate ale mediului, cazuri de poluare incipientă, stadii intermediare în succesiunea ecologică) se recomandă utilizarea **indicelui Simpson-inversat (l^{-1}):**

$$l^{-1} = \frac{1}{l}$$

cu domeniul de variație [1; +∞).

d. Indicele Shannon-Wiener

Considerând raportul p_i de abundență relativă (n_i / N) sau de dominanță relativă (m_i = biomasa cumulată a indivizilor speciei i din probe / M = biomasa totală) se poate evalua diversitatea ca mod de ilustrare a informației (ordinii) unui sistem (inversul entropiei), prin formula:

$$H = -\sum_{i=1}^{S} p_i \ln(p_i)$$

cu variație în domeniul [0, +∞), indicând sporirea diversității în sensul crescător al domeniului de variație. Pentru a standardiza domeniul se utilizează şi:

e. **Indicele de echitabilitate (Lloyd-Ghelardi)**

$$E = \frac{H}{\ln S}$$

care variază în domeniul [0,1], *H* fiind valoarea indicelui Shannon-Wiener, *lnS* (logaritmul natural din numărul total de specii identificate) fiind valoarea maximă pe care o poate lua H pentru numărul respectiv de specii. Aceasta nu trebuie interpretată în termeni de stare informațională maximă (Ebeling şi col., 1995), sau alte derivări semantice din teoria originară; din acelaşi motiv nici baza *e* (logaritmul natural) nu este absolut obligatorie.

f. Indicele de comparare secvențială

Să presupunem că dorim evaluarea diversității comunității de bivalve Unionidae dintr-un tronson de râu, în care (efect al poluării, dar şi al rarității habitatelor specifice) acestea sunt dispersate în grupe mici, dar într-o arie foarte mare. Este evident că cele mai multe probe cantitative ar avea densitate nulă, iar din motive de timp şi eficiență a cercetării, am hotărât că terenul particular nu se pretează la analiza prin metoda rețelelor de pătrate. Cercetătorul ar putea opta pentru o tehnică mult mai bună: se execută transecte aleatoare prin albia râului, colectându-se moluştele pe măsură se apar în albie (vizual dacă este posibil sau prin "pipăire", pieptănarea straturilor de sedimente cu mâinile sau tălpile picioarelor). Animalele sunt determinate pe loc şi eliberate. În final rezultă o listă în care sunt înregistrați indivizii şi speciile în ordinea colectării. Astfel se poate evalua abundența relativă a diferitelor specii (respectiv se poate reprezenta structura comunității de unionide, deoarece colectările s-au făcut aleator, orice individ având şanse egale cu ale oricărui altuia de a fi înregistrat), existând posibilitatea estimării diversității şi heterogenității specifice, utilizând compararea de tip secvențial. Se notează cu *N* numărul total de indivizi, iar cu *M* numărul de modificări de apartenență taxonomică (în ordinea colectării indivizilor se notează de câte ori se schimbă specia). De exemplu, dacă A, B, C şi D sunt 4 specii care alcătuiesc comunitatea, iar ordinea de extragere a indivizilor din teren este:

BCDDDDDAABDDDDDCCDDDDDADDDADDDBBBBDDDD

atunci numărăm de câte ori s-a modificat specia la care aparțin indivizii, pe măsură ce i-am colectat; în acest caz valoarea este de 13.

Formula indicelui de comparare secvențială (D_s) este:

$$D_s = \frac{M+1}{N} = \frac{14}{38} = 0.368$$

Indicele variază între 0 (diversitate minimă) şi 1 (maximă).

17.4. Diversitatea ß

După cum s-a menționat anterior se referă la modul de înlocuire sau schimbare a fondurilor de specii, respectiv a abundenței acestora, de-a lungul unui gradient sau prin comparație între două sau mai multe comunități. Metoda se pretează la studiul sistemelor ecologice în variantă itinerantă, în cadrul

transectelor care intersectează diferite tipuri de ecosisteme, sau la analiza proceselor care se desfăşoară la intersectarea ecotonurilor. Indicii mai utilizați în analiza de gradient sunt redați mai jos. Când se compară habitate sau comunități, se pot utiliza şi parametrii definiți la analiza de similitudine (capitolul 19).

g. Indicele Whittaker (β_w)

Raportează numărul total de specii dintr-o serie de eşantioane, care sunt colectate de-a lungul unui gradient, la numărul mediu de specii din eşantioane.

$$\beta_w = \frac{nS}{\sum_{i=1}^{n} s_i}$$

unde: n = număr de probe (eşantioane, transecte), S = număr total de specii identificate, s_i = număr de specii din eşantionul sau habitatul *i (i = 1, 2 .. n)*. Este un indice nestandardizat, luând valori în intervalul [1; n]. Condiția este ca dimensiunea probelor să fie aceeaşi.

h. Indicele Cody (β_c)

Consideră proporțiile de modificare a spectrului specific de-a lungul unui gradient. Poate fi definit ca media dintre numărul de specii are apar (S_a) şi numărul celor care dispar (S_d) de-a lungul unui gradient.

$$\beta_c = \frac{S_a + S_d}{2}$$

i. Indicele Wilson-Smida (β_T)

Este o combinație a indicilor precedenți, prin urmare cuantifică aportul numărului total de specii, al mediei acestora, al celor care dispar şi care apar de-a lungul unui gradient. Dintre variantele expuse de diferitele surse citate în bibliografie, am ales expresia cea mai simplă, şi anume:

$$\beta_T = \frac{\beta_c * \beta_w}{S}$$

în care S = numărul total de specii identificate în habitatele (comunitățile) investigate, iar ceilalți indici au fost definiți anterior.

17.5. Diversitatea γ

Caracterizează o zonă geografică mai largă, fiind definită ca produsul între diversitatea medie de tip α a comunităților din aria respectivă şi gradul de diferențiere β dintre acestea. Are însuşirea de a permite caracterizarea biodiversității unei arii heterogene şi, considerând că diversitatea vieții reflectă heterogenitatea mediului dar şi calitatea acestuia, se apropie mai mult de ceea ce actual se defineşte prin termenul de ecodiversitate. Dar sub aspect matematic acest concept este încă rudimentar definit. Redăm aici o singură variantă de calcul:

$$\gamma = \overline{\alpha} * \overline{\beta}$$

Prin urmare, diversitatea γ poate fi calculată ca produsul între valorile medii ale indicilor α şi β ai comunităților analizate în întreaga arie (regiune).

Câteodată se consideră şi numărul de eşantioane (comunități, habitate) analizate care intră ca factor multiplicativ în formulă; caz în care formula devine $\gamma = n * \alpha * \beta$ (Ricklefs şi Schulter, 1993, ap. Gomoiu şi Skolka, 2001).

În aplicarea formulei pentru diversitatea de tip γ (= diversitatea medie de tip β * diversitatea medie de tip α), se ridică o problemă, întrucât cele două categorii sunt evaluate prin indici variați, care se raportează la scări foarte diferite. De exemplu, nu are nici un sens să înmulțim un indice Shannon - Wiener (care variază între 0 şi $+\infty$) cu valoarea medie a lui β_T care tinde să fie subunitară (chiar dacă valorile individuale ale unor perechi de probe pot fi şi supraunitare). Pentru a depăşi acest inconvenient avem la dispoziție două variante:

- să înmulțim valoarea medie a lui β_T (subunitară) cu un indice de tip α standardizat (care variază între 0 şi 1), cum ar fi indicele de echitabilitate sau indicele Simpson.
- să standardizăm variația oricărui indice de tip β, prin raportare la valoarea maximă, la amplitudine, sau prin formula consacrată care ține seama de medie $\overline{B}$ şi de abatere standard (s) a şirului valorilor indicelui:

$$std(\beta) = \frac{\left|\beta_i - \overline{B}\right|}{s}$$

Valoarea indicelui de diversitate γ caracterizează întreaga arie investigată. Dacă dorim să comparăm pe această bază diversitatea a două zone, tipul indicilor folosiți şi algoritmul trebuie să fie identice, deşi numărul de stații sau probe poate fi diferit. De asemenea, pe aceeaşi bază, putem compara diversitatea relativă a două grupe diferite în cadrul aceleiaşi arii. Dar are foarte puțin sens să comparăm zone diferite prin grupe diferite.

Problemă. Pentru a ilustra modul de calcul al principalelor categorii de indici de diversitate, am ales aplicarea acestora pe un extras dintr-un tabel de date primare privind zooplanctonul din Crişul Alb (K. Zsuga, 1997). În tab. 17.1 este redată distribuția speciilor şi a numărului de indivizi (raportați la 100 l apă) în cele 7 secțiuni de control (stații de prelevare a probelor) din zona de izvor, până la confluența cu Crişul Negru. În tab. 17.2. este redat rezultatul prelucrărilor prin indicii de diversitate Margalef, Menhinick, Shannon - Wiener, echitabilitate (Lloyd-Ghelardi) şi Simpson, valorile pentru întregul râu obținându-se ca medie aritmetică a valorilor pe stații.

În ceea ce priveşte diversitatea de tip β, există o problemă. Dacă analizăm întreaga modificare a faunei de-a lungul râului, vom obține pentru indicele Whittaker valoarea $\beta_w = 3.5$ (= număr secțiuni * număr total specii / suma speciilor din secțiuni = 7*51/102), iar pentru indicele Cody $\beta_c = 25.5$ (dispar 4 specii față de zona de izvor şi apar în total 47).

Tab. 17.1 Distribuția rotiferelor de-a lungul Crişului Alb (după K. Zsuga, 1997)

Stație (nr. crt) **Taxon**	**Criş 1**	**Brad 2**	**Aciuța 3**	**Almaş 4**	**Ineu 5**	**Chişineu -Criş; 6**	**Gyula 7**
Brachionus angularis	4	4	16				
Brachionus bennini							8
Brachionus calyciflorus		16					4
Brachionus diversicornis			16				
Brachionus rubens		304					
Brachionus urceolaris		16	8				
Cephalodella biungulata		4	48	30	12	4	24
Cephalodella catellina					4		
Cephalodella exigua		8					
Cephalodella fluviatilis			8				
Cephalodella forficula		4	8				16
Cephalodella gibba			64			12	
Cephalodella gigantea				10			
Cephalodella limosa			40			4	
Cephalodella ventripes			8				
Colurella adriatica		16					
Colurella colurus						4	
Colurella uncinata							4
Dicranophorus caudatus				10	4	24	
Dicranophorus grandis		4			12	4	
Dicranophorus uncinatus		4					
Euchlanis dilatata		4	8	10			
Filinia longiseta	12	4			4		
Hexarthra fennica			8				
Itura aurita			8				
Keratella cochlearis	4		24		4		
Keratella quadrata	8		8				
Lecane bulla		16		10	20		128
Lecane closteroceca		80	16	10	4	12	8
Lecane hamata		16				12	8
Lecane luna					4		24
Lecane lunaris			8		4		4
Lecane quadridentata							8
Lecane stenroosi						4	
Lepadella patella		96	32	10	4	8	8
Lophocharis oxsternon				10			2
Lophocharis salpina			8				
Mytilina crassipes		4					
Mytilina ventralis							8
Platyias patulus							2
Pompholyx sulcata			8				
Rotaria rotatoria		16					
Scaridium longicaudatum							8
Squatinella rostrum							4
Taphrocampa selenura			8		8	4	
Testudinella patina				10	4	4	
Trichocerca elongata					4		8
Trichocerca iernis					8		
Trichocerca insignis		16					
Trichocerca rattus					68	48	8
Trichotria curta			144	40			

Tab. 17.2. Valorile diversității α a rotiferelor din stațiile de pe Crişul Alb

Stație (nr. crt) Indice; parametru	Criş 1	Brad 2	Aciuța 3	Almaş 4	Ineu 5	Chişineu-Criş; 6	Gyula 7
Total indivizi (nr./100 l)	28	632	496	150	168	144	284
Total specii	4	19	21	10	16	13	19
Margalef	2.07	6.43	7.42	4.14	6.74	5.56	7.34
Menhinick	0.76	0.76	0.94	0.82	1.23	1.08	1.13
Shannon - Wiener	1.84	2.69	3.62	3.06	3.14	3.09	3.12
Echitabilitate	0.92	0.63	0.82	0.92	0.78	0.84	0.73
Simpson	0.28	0.27	0.13	0.14	0.19	0.16	0.23

Ambii indici, calculați în această variantă, sunt foarte părtinitori: β_w este puternic influențat de numărul de probe, iar β_c compară mai degrabă comunitățile de la extremitățile gradientului. Speciile adaptate zonei de izvor, evident, dispar iar în "speciile care apar" sunt însumate toate celelalte (evident mult mai multe), cu excepția elementelor crenobionte. În alte categorii de studii această aplicație ar putea avea sens, de exemplu în habitate relativ omogene, dar nu în arii heterogene, brăzdate de zone de ecoton. În cazul râului, pentru a evalua diversitatea β, este necesar să analizăm diferențierile faunistice din aproape în aproape (din cauza schimbării condițiilor de mediu, atât din motive naturale cât şi ca urmare a impactului antropic). Prin urmare comparăm, în ordine, perechile de stații sau zonele de eşantionare, dinspre amonte spre aval. În felul acesta vom avea o succesiune de valori ai indicilor de tip β care permit realizarea, la finalul studiului, a unei medii aritmetice, prin care ne vom apropia de posibilitatea evaluării diversității de tip γ. În tab. 17. 3 este redată analiza de diversitate β-secvențială pentru stațiile comparate două câte două. Fiecare pereche ordonată de stații i, j (în care j = i+1) primeşte câte o valoare, prin formulele: β_{wij} = 2*(număr total de specii în perechea i, j cu mențiunea că speciile comune se numără o singură dată) / (nr. specii din stația i + nr. specii din stația j); iar β_{cij} = (număr specii care apar + număr specii care dispar, prin comparație între i şi j) / 2. Corespunzător şi diversitatea β_T (indicele Wilson-Smida) se va calcula tot secvențial, pe perechi de stații, cu formula adaptată: $\beta_{Tij} = \beta_{cij}\beta_{wij}$ / (nr. specii în i şi j); speciile comune se numără o singură dată.

Tab. 17.3. Diversitatea β - secvențială calculată pe baza datelor din tab. 17.1

Perechea de stații Parametru	1 - 2	2 - 3	3 - 4	4 - 5	5 - 6	6 - 7
Nr. specii care apar	17	14	5	10	5	14
Nr. specii care dispar	2	12	16	4	8	8
Nr. total de specii **	21	33	26	20	21	27
β_c (Cody - secvențial)	9.5	13.0	10.5	7.0	6.5	11
β_w (Whittaker)	1.83	1.65	1.68	1.54	1.45	1.69
β_T (Wilson-Smida)	0.83	0.65	0.68	0.54	0.45	0.69

*Observație: *valorile β medii pentru întregul râu se calculează prin însumarea datelor pe rânduri şi împărțire la 6 (numărul perechilor de stații). ** La numărul total de specii, cele care apar în ambele stații se numără o singură dată.*

Pentru estimarea diversității γ calculăm produsul între media indicelui de diversitate Simpson pentru cele 7 stații sau probe (deci diversitate α-medie = 0.20) şi media indicelui β_T pentru cele 6 perechi de stații comparate în ordine secvențială (= 0.64). Astfel: *γ = 0.20 * 0.64 = 0.128*. Această valoare a lui *γ* redă diversitatea medie a grupului pentru întregul râu.

18. ANALIZA DE ASOCIERE

Metodele de analiză a asocierii sunt adesea prezentate împreună cu cele de calcul al similitudinii, respectiv cu tehnicile de comparare a sistemelor ecologice. În volumul de față le prezentăm separat deoarece, deşi multe formule se pretează la diferite tipuri de analiză (de exemplu coeficientul dicotomic Jaccard poate fi folosit atât pentru compararea structurilor a două comunități, cât şi pentru o analiză de asociere între două specii particulare), domeniile de aplicare şi interpretare a rezultatelor sunt totuşi diferite.

În analiza de asociere urmărim gradul şi probabilitatea ca două specii să apară împreună, cu o probabilitate diferită de cea întâmplătoare. Această tehnică se aplică în studii de sinecologie, fiind un pas preliminar în definirea asociațiilor. Prin analiza de similitudine sunt comparate structura sau funcțiile a două sau mai multor comunități. Ambele tipuri de analiză se pot reprezenta grafic şi analiza prin tehnici matematice de clasificare (sau analiza ierarhică), respectiv prin construirea dendrogramelor.

Vom spune că două specii apar împreună când am identificat în aceeaşi probă cel puțin un individ din fiecare. Frecvența unei specii va fi dată de numărul probelor care conțin cel puțin un individ aparținând acesteia, raportat la numărul total de probe. Frecvența apariției împreună se va calcula corespunzător, împărțind numărul de probe în care speciile apar împreună la numărul total de probe. Gradul de asociere între specii este pozitiv (prezența unei specii implică probabilistic şi prezența alteia) dacă speciile prezintă necesități similare față de mediu şi/sau există relații de tip mutual, comensal, pradă-prădător, gazdă-parazit etc. Dimpotrivă, poate fi negativ (prezența unei specii implică probabilistic absența alteia) dacă speciile necesită condiții diferite sau sunt competitive. Este evident faptul că analiza de asociere este valoroasă şi în evaluarea relațiilor interspecifice. Modificarea tipului sau gradului de asociere cu sezonul sau în funcție de condițiile variabile de mediu pot fi de asemenea ilustrate prin metodele prezentate în continuare. Cunoaşterea gradului de asociere este esențial şi în numeroase studii de ecologie a comunităților.

Pentru a evalua asocierea şi semnificația probabilistică a acesteia, două abordări ne stau la dispoziție. Putem presupune că ambele specii au şanse egale de apariție în toate probele, iar gradul de asociere este măsurat prin compararea diferențelor dintre apariția împreună constatată şi cea aşteptată. Prin urmare, se calculează depărtarea de la distribuția independentă a două specii şi se presupune că probabilitatea lor de apariție este aceeaşi pentru toate probele. Metoda se aplică numai atunci când speciile nu sunt prea rare (deci să nu existe prea multe probe cu densitate zero) şi când biotopul analizat este cât mai omogen. Dacă speciile sunt codominante şi apar în cele mai multe probe, se va

găsi un grad foarte mare de asociere. Deşi o asociere biologică este evidentă în acest caz, este corect să afirmăm că aceasta nu se deosebeşte semnificativ de o asociere cauzată de întâmplare şi, de aceea, nu implică în mod neapărat o relație interspecifică. A doua abordare consideră numai apariția împreună ca fracție din numărul total de apariții individuale ale speciilor, şi în acest fel descrie frecvențele cu care cele două specii apar în aceleaşi probe (indicele de afinitate). Această abordare se aplică în condițiile unui habitat heterogen, condiția fiind de asemenea ca frecvența speciilor să nu fie prea mică. În toate cazurile este recomandat ca n_1, n_2 (numărul de probe în care au fost identificate fiecare dintre cele două specii analizate) să fie mai mari de 30.

Ambele metode țin seama numai de prezența sau absența speciilor în probe, nu şi de abundența acestora, motiv pentru care se mai poate apela la un indice cantitativ prezentat în finalul capitolului.

Când se analizează asocierea între mai multe specii, se construieşte o **matrice de asociere**, analizând toate perechile de specii, aceasta putând fi reprezentată grafic printr-o dendrogramă (aşa cum se va vedea în capitolul 20).

Deşi metodele prezentate în cele ce urmează sunt larg aplicate, interpretarea rezultatelor se va face cu multă grijă de către ecolog. Două specii pot fi asociate semnificativ şi pozitiv dintr-o multitudine de cauze, cum ar fi exploatarea aceleiaşi resurse, alegerea aceloraşi condiții de habitat, preferințe pentru un anumit segment al domeniului de variație al unor factori abiogeni, o relație interspecifică afină etc. Prin urmare, testele şi indicii calculați ne vor informa dacă se poate distinge o asociere semnificativă din punct de vedere statistic, însă nu vor oferi nici o informație privitoare la cauza sau mecanismul biologic implicat; aceasta se descifrează prin cunoaşterea intimă a ecologiei sistemului şi depinde de cunoştințele şi experiența cercetătorului.

18.1. Tabelul de contingență

În condițiile unui mediu omogen, analiza de asociere se bazează pe compararea diferenței între distribuția speciilor pe categoriile de probe cu cea presupusă întâmplătoare. Absența ambelor specii din probe este considerată ca o valoare semnificativă în analiză.

Dacă se constată deosebiri semnificative față de ipoteza distribuției întâmplătoare, independente pe probe, putem afirma probabilistic o asociere. Baza metodei o constituie tabelul de contingență de tip 2 x 2.

Fie un număr de n probe de dimensiuni egale, colectate randomizat dintr-un habitat specific relativ omogen, prin care se analizează asocierea a două specii A şi B. Notăm diferențiat, cu litere mici, numărul de probe în care apar ambele specii, pe cele în care apar numai una sau cealaltă, şi cele din care lipsesc ambele specii. Aceste notații sunt întotdeauna aceleaşi (numărul total de probe este n):

Specia B	Specia A		
	Prezentă	Absentă	
Prezentă	a	b	a+b
Absentă	c	d	c+d
	a+c	b+d	

Din acest tabel rezultă că frecvența speciei A este (a+c)/n, iar a speciei B este (a+b)/n. Amplasarea speciilor în tabel se realizează întotdeauna astfel încât **A să fie mai abundentă decât B, adică (a+b) ≤ (a+c).** Pentru a testa semnificația asocierii, ipoteza nulă (H_0) presupune că distribuția speciilor pe cele patru categorii de probe nu se abate de la un model întâmplător (deci asocierea nu este semnificativă). H_1 afirmă că există o asociere reală între cele două specii. Fixăm nivelul de probabilitate la nivelul de asigurare 0.05. Testul chi-pătrat (χ^2) adaptat este uşor de aplicat şi face cele mai simple prognoze asupra tipului de distribuție ca şi asupra semnificației valorii obținute. Se calculează parametrul statistic corespunzător:

$$\chi^2 = \frac{n\left[\left|ad - bc\right| - \left(\frac{n}{2}\right)\right]^2}{(a+c)(b+d)(a+b)(c+d)}$$

Dacă parametrul astfel calculat este mai mare decât valoarea critică din tabelul testului (în acest caz fiind un singur grad de libertate, la nivelul de asigurare 0.05, valoarea critică este 3.84), respingem ipoteza nulă la probabilitatea aleasă. Dacă s-a obținut o valoare statistică mai mică decât cea critică, putem considera că asocierea este numai aparentă.

În diferite ocazii în care autorii au aplicat acest test şi a rezultat susținerea ipotezei nule, au fost ridicate însă şi o serie de semne de întrebare privind cauzele respingerii asocierii. Uneori s-a constatat că, de fapt, condiția de omogenitate a habitatului nu era îndeplinită, motiv pentru care analiza de afinitate primează asupra tabelului de contingență. Dar de cele mai multe ori s-a constatat că problema era legată de abordarea studiului: fie grupe prea puțin frecvente sau abundente (deci puține probe în care una sau cealaltă dintre specii erau prezente), fie o distribuție spațială foarte agregată (probe cu abundențe foarte mari, multe altele fără nici un individ), fie probleme legate de designul experimental (probe prea puține pentru grupul ales, sau metodă insuficient adaptată la realitatea din teren). Prin urmare, atunci când nu avem evidența respingerii ipotezei nule, trebuie să analizăm cauzele pe un front mult mai larg şi să nu recurgem imediat la simpla respingere a asocierii.

Dacă am respins ipoteza nulă la nivelul de asigurare ales (deci asocierea poate fi considerată ca semnificativă), putem avansa în analiză. Dacă ad > bc atunci asocierea este pozitivă, şi o definim ca **afinitate**. Invers vorbim de o asociere negativă sau de **repulsie**. Trebuie menționat faptul că deşi aceşti indici

se referă în special la analiza speciilor, teoria se poate aplica şi pentru taxonii supraspecifici sau pentru grupe funcționale.

18.2. Coeficienți de asociere bazați pe tabelul de contingență

Dacă testul chi-pătrat indică o asociere semnificativă, atunci se poate evalua gradul sau intensitatea acesteia, utilizând indicii prezentați în continuare.

a. Coeficientul contingenței medii pătratice ($C1_{AB}$). Acesta nu face nici o presupunere privind distribuția şi variază între 0 şi 1 (asociere maximă). Valoarea maximă este atinsă numai dacă a = d, iar b = c = 0. Pentru asocieri mai puțin extreme este simplu de exprimat:

$$C1_{AB} = \sqrt{\frac{\chi^2}{n+\chi^2}}$$

unde: n = numărul total de probe, iar valoarea obținută prin formula testului de mai sus este χ^2.

b. Coeficientul lui Yule ($C2_{AB}$). Este relativ puțin utilizat; variază între -1 (asociere negativă maximă) şi +1 (cea mai puternică asociere pozitivă), codurile utilizate în expresia lui fiind cele utilizate în tabelul de contingență.

$$C2_{AB} = \frac{ad-bc}{ad+bc}$$

c. Coeficientul de asociere interspecifică (formulele lui Cole)

Se utilizează expresii matematice diferite în funcție de valorile incluse în tabelul de contingență, având avantajul că, pe lângă evaluarea gradului de asociere, este exprimată şi eroarea standard a acestuia.

Dacă ad ≥ bc:

$$C_{AB} = \frac{ad-bc}{(a+b)(b+d)} \pm \sqrt{\frac{(a+c)(c+d)}{n(a+b)(b+d)}}$$

Dacă ad < bc şi d ≥a:

$$C_{AB} = \frac{ad-bc}{(a+b)(a+c)} \pm \sqrt{\frac{(b+d)(c+d)}{n(a+b)(a+c)}}$$

Dacă ad < bc şi a ≥ d:

$$C_{AB} = \frac{ad-bc}{(b+d)(c+d)} \pm \sqrt{\frac{(a+b)(a+c)}{n(b+d)(c+d)}}$$

Problemă. Analiza asocierii dintre două specii într-un habitat omogen, relevă că în 19 probe acestea au fost întâlnite împreună, în 11 probe a fost identificată numai una, iar în 9 numai cealaltă specie. În 18 probe nu a fost identificată nici una dintre acestea. Să se afle dacă există o asociere statistic semnificativă, iar în caz afirmativ să se măsoare.
Rezolvare. Considerând datele problemei şi faptul că habitatul este omogen, construim şi verificăm tabelul de contingență. În acest caz, respectând condiția b < c, rezultă a = 19, b = 9, c = 11 iar d = 18. Chi-pătrat este 3.987 valoare mai mare decât domeniul critic, motiv pentru care respingem ipoteza nulă şi afirmăm o asociere semnificativă la nivelul de asigurare ales. Coeficientul contingenței medii pătratice C1 = 0.256, iar coeficientul Cole şi eroarea standard (calculați prin prima formulă) sunt = 0.321 ± 0.142. Ambii indici evidențiază o asociere pozitivă dar slabă, la aproximativ o treime din domeniul de variație.

18.3. Frecvența apariției împreună - Indicele de afinitate

Pentru a depăşi anumite limitări ale indicilor expuşi mai sus, când analiza se realizează în habitate cu un grad oarecare de heterogenitate, se aplică metoda lui Fager (1957). Acest indice raportează frecvența de apariție împreună a celor două specii la suma apariţiilor individuale. Nu ia în considerare asocierea negativă şi nici probele în care nu este prezentă nici una dintre specii, deoarece se consideră că absența acestora se poate datora unei multitudini de cauze, care nu sunt cuantificate în metodă.

Deoarece probele din care lipsesc speciile sunt excluse, acest indice este un pas preliminar în delimitarea comunităților. Expresia indicelui de afinitate (I_{AB}) este:

$$I_{AB} = \frac{2n_{AB}}{n_A + n_B}$$

unde: n_{AB} = numărul probelor în care speciile apar împreună; n_A = numărul de probe în care apare specia A; n_B = numărul de probe în care apare B. Acest indice exprimă frecvența de apariție împreună a speciilor. Semnificația statistică a asocierii se realizează printr-un test de tip t-Student. Ipoteza nulă afirmă că asocierea nu este semnificativă. Se calculează parametrul statistic:

$$t = \left[\frac{(n_A + n_B)(2n_{AB} - 1)}{2n_A n_B} - 1\right]\sqrt{n_A + n_B - 1}$$

Dacă valoarea calculată a lui t este mai mare decât cea critică, la nivelul de probabilitate ales şi (n_A+n_B-2) grade de libertate, atunci respingem ipoteza nulă la nivelul de asigurare ales.

Există şi variante ale acestei metode, care însă exprimă acelaşi aspect al asocierii. De exemplu Beldie (1951, ap. Cristea, 1991) a calculat un coeficient de "**întovărăşire între specii" (i_A)**, adică "gradul în care o specie întovărăşeşte altă specie în eşantioanele floristice" (formulele utilizând aceiaşi parametri definiți în expresia indicelui Fager):

$$i_A = \frac{n_{AB}}{n_A}$$

iar "conexiunea ansamblului de specii între ele", sau "**coeziunea cenotică"** era exprimată ca:

$$i_{AB} = \frac{n_{AB}^{\ 2}}{n_A n_B}$$

Indici binari

Se cunosc mai multe formule pentru indici bazați pe date organizate după modelul tabelului de contingență, cei mai mulți pretându-se şi la analizele de similitudine (capitol în care vor fi studiați cu precădere). Dintre aceştia, cel mai simplu de calculat şi aplicat în numeroase studii de analiză multispecifică a asocierii, este indicele dicotomic Jaccard (S_3), cu expresia:

$$S_3 = \frac{a}{a+b+c}$$

unde: a = număr de probe în care apar ambele specii, b = număr de probe în care apare numai specia B, c = număr de probe în care apare numai specia A.

În ecologie, dintre indicii standardizați, în afară de indicele Jaccard şi Czekanowski-Sørensen (se va studia la similitudine), s-au mai utilizat cu succes indicele Ochiai (1957) care raportează co-ocurența (apariția împreună) la media geometrică a ocurenței în două habitate, indicele Mozley (1958) care raportează co-ocurența reală la cea aşteptată în cazul distribuției independente, respectiv seria de tip logaritmic a lui Mountford (1962), având expresiile:

$$I_O = \frac{a}{\sqrt{(a+b)(a+c)}}$$

$$I_M = \frac{a(a+b+c+d)}{(a+b)(a+c)}$$

$$I_{ls} = \frac{2a}{a(b+c)+2bc}$$

unde: I_O = indicele Ochiai, I_M = indicele Mozley, I_{ls} = indicele lui Mountford.

Problemă. Într-un mediu heterogen se verifică asocierea a două specii dominante. Analizându-se 96 de probe cu densitate diferită de zero, rezultă că ambele specii apar împreună în 24 de probe, numai una dintre acestea apare în 41 şi numai cealaltă în 31 de probe. Să se verifice dacă asocierea este semnificativă, iar în caz afirmativ să se calculeze cu ajutorul indicelui de afinitate Fager care este gradul de asociere.

Rezolvare: t = 2.304, mai mare decât valoarea critică ($t_{0.05;\ 95}$ = 1.645), iar indicele Fager este 0.4, motiv pentru care afirmăm cu o probabilitate de 95% o asociere semnificativă, deşi de putere redusă.

18.4. Proporția de indivizi care apar împreună

Toți indicii analizați până în prezent sunt de tip calitativ, adică iau în considerare numai prezența-absența speciilor. Metodele de mai sus nu țin seama de abundența taxonilor. Se pot imagina exemple în care o specie reprezentată prin foarte mulți indivizi apare în numeroase probe alături de 1-2 indivizi dintr-o altă specie, ceea ce nu ar constitui imaginea unei asocieri, în mod necesar, reale. S-a dezvoltat posibilitatea utilizării unui indice care raportează numărul de indivizi al ambelor specii când acestea apar împreună, la numărul total de indivizi. Dacă ecuația lui Whittaker şi Fairbanks (1958) este modificată pentru a da valori cuprinse în domeniul [0, 1], rezultă expresia:

$$i_{AB} = \frac{x_{AB}}{x_A + x_B}$$

unde: x_{AB} = suma numărului de indivizi aparținând speciilor A şi B în probele în care ambele sunt prezente; x_A = numărul total de indivizi aparținând speciei A şi x_B = număr total de indivizi ai speciei B, din toate probele colectate sau analizate.

Nu este obligatorie considerarea numai a numărului de indivizi, ci se pot utiliza şi alți indici cantitativi, de exemplu abundența-dominanța (în cazul releveelor fitocenologice), biomasa etc.

Problemă. Repartiția numărului de indivizi a două specii pe probe este redată mai jos:

Nr. crt. probă	Nr. indivizi Specia A	Nr. indivizi Specia B
1	12	0
2	4	0
3	6	14
4	0	0
5	19	0
6	2	21
7	17	0
8	28	6
9	0	1
10	0	1
11	6	0
Total	**94**	**43**

Care este proporția de indivizi care apar împreună?

Răspuns: suma numărului de indivizi aparținând ambelor specii, din probele în care aceste apar împreună este: 6 + 14 + 2 + 21 + 28 + 6 = 77 = x_{AB}

Suma totală a indivizilor este 94 + 43 = 137. Indicele i_{AB} = 0.56, indică o asociere pozitivă dar redusă.

19. COMPARAREA SISTEMELOR ECOLOGICE. INDICI DE SIMILITUDINE

Prin analiza de similitudine se înțelege cel mai frecvent, aplicarea unor indici care compară structura a două comunități. Atunci când studiem comparativ structurile mai multor sisteme suprapopulaționale, valorile de similitudine între toate combinațiile de comunități, luate două câte două, sunt aranjate într-o "matrice de similitudine" (asemănător cu matricea de asociere sau cu cea a coeficienților de corelație). Când comparăm fondurile de specii (structura specifică a comunităților) utilizăm indici numiți generic "calitativi", iar când se consideră şi abundența diferitelor specii, indicii de similitudine sunt considerați "cantitativi" (denumiri destul de nefericite, dar larg utilizate).

Însă trebuie să înțelegem că similitudinea, în accepțiunea de studiu comparativ al structurii comunităților, nu este nici pe de parte singura abordare a vastului domeniu ce încearcă să identifice asemănările şi deosebirile dintre sistemele ecologice. Ştim că structura se poate defini în numeroase feluri, nu numai în termeni de taxoni şi abundență a acestora. De exemplu un studiu realizat pe mai multe sisteme ecologice poate necesita compararea producției primare, a valorii acumulării de biomasă secundară, a eficienței energetice de asimilație sau respirație, a fitomasei fructelor, a vitezei succesiunii, a distribuției populațiilor pe categorii de vârstă sau a comunităților pe categorii funcționale etc. Toate aceste abordări comparative sunt perfect legitime în ecologia modernă, motiv pentru care trebuie să lărgim abordarea teoretică.

Analiza de similitudine *înseamnă compararea oricăror parametri ai structurii sistemelor ecologice, ai dinamicii şi funcțiilor acestora.*

Este însă adevărat că abordarea prin prisma comparării structurii calitative sau cantitative a fondurilor de specii este încă cea mai utilizată formă a acestei metode, motiv pentru care îi vom acorda mai mult spațiu. Metode suplimentare de comparație sunt indicate în capitolul 20. Pentru a identifica criterii obiective de diferențiere a fondurilor de specii din două unități de spațiu s-au dezvoltat zeci de indici, dintre care redăm pe cei mai utilizați.

19.1. Indici de similitudine pentru date binare

Prezența-absența speciilor în diferitele arii se poate nota cu 1 (specie prezentă) respectiv cu 0 (absentă), motiv pentru care aceşti indici se mai numesc şi dichotomici, respectiv se aplică pe date binare. Pentru a lărgi aria de referință în conformitate cu aplicațiile matematice, reluăm construcția tabelului de contingență, dar care nu mai include probele în care apar sau nu două specii, ci se referă la două unități de spațiu (relevee, habitate, serii de probe),

înregistrându-se câte specii apar în ambele sau numai în câte una dintre acestea. Obiectele M şi N (arii investigate, sisteme suprapopulaționale etc.), sunt studiate prin prisma unui criteriu particular, primind o serie de valori de adevăr "1" (specia curentă este prezentă) sau de fals "0" (în acest exemplu, specia este absentă), iar frecvența celor patru situații este redată sub forma tabelului de mai jos (o generalizare a tabelului de contingență):

		M	
		1	0
N	1	a	b
	0	c	d

a = nr. specii prezente în M şi N,
b = nr. specii prezente în N, absente din M,
c = nr. specii prezente în M, absente din N,
d = nr. specii absente atât din M cât şi din N

O serie de indici de similitudine se pot defini pe acest tip de tabel dichotomic de organizare a informațiilor binare, dintre care amintim:

$$S_2 = \frac{a}{a+b+c+d}$$

$$S_3 = \frac{a}{a+b+c}$$

$$S_4 = \frac{a+d}{a+b+c+d}$$

$$S_5 = \frac{a}{a+2(b+c)}$$

$$S_6 = \frac{a+d}{a+2(b+c)+d}$$

unde: S_2 = coeficientul de asemănare dichotomică pozitivă; S_3 = coeficientul dichotomic Jaccard (1901); S_4 = coeficientul de asemănare dichotomică simplă; S_5 = coeficientul dichotomic Anderberg; S_6 = coeficientul dichotomic Tanimoto (şi exemplele pot continua).

Dacă interpretăm cu 1 şi 0 prezența sau absența speciilor, putem găsi legături între sistemul de notații utilizat în matematică şi cel folosit de ecologi la analiza de similitudine. De exemplu, în formula indicelui lui Sørensen din 1943 (poate cel mai frecvent folosit, deşi denumirea este improprie deoarece Czekanowski a utilizat acelaşi indice în 1913) notațiile n_c = număr de specii comune celor două unități comparate, n_a = număr specii care se găsesc în prima unitate; n_b = număr de specii care au fost identificate în a doua unitate, pot fi înlocuite cu notațiile corespunzătoare din tabelul de mai sus: $n_c = a$; $n_a = (a+c)$; $n_b = (a+b)$. Prin urmare relația este dată de ecuațiile:

$$I_S = \frac{2n_c}{n_a + n_b} * 100 = \frac{2a}{2a+b+c} * 100$$

unde: I_S = indicele de similitudine procentuală a lui Sorensen-Czekanowski, notațiile parametrilor fiind explicate mai sus şi variază între 0 şi 100%.

Problemă. În tabelul 19.1 este redată fauna actuală de gastropode dulcicole din bazinele râurilor Olt, Mureş, Someş, Crişul Alb, Crişul Negru, Crişul Repede şi Ier (specii identificate între 1996 - 2003; după I. Sîrbu, 2004). Să se alcătuiască matricea de similitudine pe baza unui indice studiat anterior.

Tab. 19.1. Speciile de gastropode acvatice din bazinele Transilvaniei şi Crişanei (după I. Sîrbu, 2004) (prezența speciei este indicată în acest caz prin simbolul ▲)

SPECIE / *BAZIN*	Mureş	Olt	Someş	Crişul Alb	Crişul Negru	Crişul Repede	Ier
1. *Theodoxus prevostianus*					▲		
2. *Viviparus contectus*		▲	▲				▲
3. *Viviparus acerosus*	▲	▲					
4. *Melanopsis parreyssii*						▲	
5. *Esperiana d. acicularis*					▲		
6. *Bithynia tentaculata*	▲					▲	▲
7. *Paladilhiopsis transsylvanica*						▲	
8. *Lithoglyphus naticoides*				▲	▲	▲	
9. *Bythinella austriaca*	▲		▲		▲	▲	
10. *Valvata piscinalis*	▲	▲				▲	▲
11. *Acroloxus lacustris*	▲	▲					▲
12. *Galba truncatula*	▲	▲	▲	▲	▲	▲	▲
13. *Stagnicola palustris*	▲	▲	▲	▲	▲		▲
14. *Stagnicola turricola*		▲	▲				
15. *Stagnicola corvus*		▲					▲
16. *Radix auricularia*	▲	▲	▲		▲	▲	▲
17. *Radix labiata*	▲	▲	▲	▲	▲	▲	
18. *Radix balthica*						▲	
19. *Lymnaea stagnalis*	▲	▲	▲				▲
20. *Pseudosuccinea collumella*						▲	
21. *Physa fontinalis*		▲				▲	▲
22. *Physella acuta*	▲	▲	▲	▲		▲	
23. *Aplexa hypnorum*	▲	▲					
24. *Planorbarius corneus*	▲	▲	▲		▲	▲	▲
25. *Planorbella anceps anceps*						▲	
26. *Planorbis planorbis*	▲	▲	▲				▲
27. *Anisus spirorbis*		▲			▲	▲	
28. *Anisus leucostoma*	▲	▲	▲				
29. *Anisus calculiformis*		▲					▲
30. *Anisus vortex*	▲	▲					
31. *Anisus vorticulus*		▲					▲
32. *Bathyomphalus contortus*		▲					
33. *Gyraulus albus*	▲	▲	▲		▲	▲	▲
34. *Gyraulus crista*		▲					
35. *Hippeutis complanatus*	▲	▲			▲		
36. *Segmentina nitida*	▲	▲					▲
37. *Ferrissia wautieri*	▲	▲				▲	▲
38. *Ancylus fluviatilis*	▲	▲	▲		▲	▲	

Rezolvare. Prin înlocuirea ▲ (indicând prezența speciei) cu 1 şi notând celulele goale cu 0 (absența taxonului) se poate construi tabelul dichotomic corespunzător pentru fiecare pereche de râuri. Putem alege, de exemplu, indicele dichotomic Jaccard, iar rezultatul este redat în tab. 19.2.

Tab. 19.2. Matricea de similitudine între faunele de gastropode acvatice din bazinele Transilvaniei şi Crişanei, pe baza indicelui dichotomic Jaccard (date din tab. 19.1)

	MUREŞ	OLT	SOMEŞ	CA	CN	CR	IER
MUREŞ	1.00						
OLT	0.63	1.00					
SOMEŞ	0.52	0.44	1.00				
CRIŞUL ALB	0.18	0.13	0.26	1.00			
CRIŞUL NEGRU	0.36	0.28	0.42	0.28	1.00		
CRIŞUL REPEDE	0.37	0.30	0.32	0.20	0.39	1.00	
IER	0.46	0.55	0.34	0.10	0.20	0.28	1.00

Analog, în ecologie se mai citează indici ca Ellenberg, Nordhagen şi alții. Trebuie să subliniem că în orice studiu care presupune compararea structurii specifice a două comunități, utilizarea fie a unui indice de tip Czekanowski fie a coeficientului dichotomic Jaccard, este suficient pentru a releva asemănarea dintre compozițiile specifice. Printre mulți ecologi începători există câteodată obiceiul nejustificat să se utilizeze cât mai mulți dintre aceşti indici în aceeaşi analiză. Este bine să ne obişnuim cu utilizarea a câte unui indice din fiecare categorie şi să evităm redundanța inutilă a prezentării informațiilor. Ceea ce relevă o valoare obținută prin indicele Czekanowski, include orice altă informație calitativă obținută prin alți indici din aceeaşi familie. Mai ales că există posibilitatea să includem rezultate echivoce prin folosirea unor indici care nu variază pe o scară standardizată. Aplicarea indicilor redundanți nu este justificată nici pe plan teoretic şi nici aplicativ. De exemplu, în marea familie a coeficienților dichtomici este inclus şi un indice numit "coeficient de asemănare biogeografică" (L) elaborat de Stugren şi Rădulescu (1961), când de fapt toți indicii prezentați anterior pot fi folosiți pentru a releva similitudini şi din punct de vedere al spectrelor specifice diferențiate în unități geografice diferite. Acest indice are formula:

$$L = \frac{b + c - a}{b + c + a}$$

şi variază în domeniul [-1,+1]. Singura deosebire este că în timp ce coeficientul dichotomic Jaccard sau Czekanowski variază în domeniul standardizat [0,1] şi pot fi folosiți pentru analiză ierarhică şi reprezentare sub forma unei dendrograme, indicele Stugren-Rădulescu nu poate fi utilizat în acest scop, şi nici nu relevă informații suplimentare.

19.2. Indici cantitativi de similitudine

După cum s-a specificat anterior, aceştia presupun compararea structurii comunităţilor definite nu numai prin spectrul specific ci şi prin abundenţa taxonilor sau prin alţi parametri cantitativi.

- **Indicele de similitudine procentuală (Renkonen)**

Este extrem de simplu de calculat şi foarte eficient când comparăm structuri de comunităţi definite în termeni de proporţii sau procente (de exemplu prin abundenţa relativă, sau indicele de abundenţă-dominanţă în fitocenologie).

$$R_{AB} = 100 * \sum_{i=1}^{S} \min(p_{Ai}; p_{Bi})$$

unde: R_{AB} = indicele de similitudine procentuală Renkonen, p_{Ai} = proporţia speciei i în sistemul suprapopulaţional A, p_{Bi} = proporţia speciei i în sistemul B, S = numărul total de specii identificate în ambele unităţi. Formula include multiplicarea cu 100 numai atunci când proporţiile se exprimă zecimal. Dacă în loc de proporţii utilizăm valori procentuale de abundenţă sau dominanţă relativă, **nu** se mai înmulţeşte cu 100 deoarece rezultatul exprimă deja gradul de asemănare procentuală.

- **Indicele Morisita de similitudine**

Este o măsură mult mai complexă de analiză comparativă cantitativă, având avantajul de a include şi diversitatea comunităţilor (prin valorile indicelui Simpson), dar are dezavantajul unui domeniu nestandardizat de variaţie, fapt care nu permite ilustrarea grafică a matricii prin tehnici ierarhice.

$$I_M = \frac{2\sum_{i=1}^{S} x_{Ai} x_{Bi}}{(l_A + l_B) X_A X_B}$$

unde: I_M = indicele de similitudine Morisita, S = număr total de specii în unităţile A şi B care sunt comparate, x_{Ai} = număr de indivizi din specia i în unitatea A, x_{Bi} = număr de indivizi din specia i în unitatea B, l_A, l_B = valorile indicelui Simpson pentru comunităţile A, respectiv B, X_A, X_B = numărul total de indivizi din comunităţile A şi B.

19.3. Alte date calitative

Sistemele ecologice pot fi descrise nu numai prin prisma unor parametri cantitativi ci şi calitativi (alţii decât prezenţa-absenţa unor taxoni), de exemplu aprecierea stării de conservare, gustul apei, existenţa unor mirosuri repulsive etc. În mod asemănător putem compara două populaţii sau doi taxoni prin prisma prezenţei-absenţei unor caractere (într-un studiu de sistematică, de exemplu). O primă posibilitate este să notăm numărul de caractere care apar în ambele sisteme, şi să le raportăm la numărul total de date calitative sau caractere pe care

s-a concentrat studiul. Prin extensie, putem adapta coeficientul de asemănare dichotomică simplă, prin expresia:

$$S_4 = \frac{\textit{număr de caractere comune sistemelor analizate}}{\textit{număr total de caractere considerate}}$$

O altă variantă, atunci când analizăm printr-un sistem multicriterial două entități, este să descriem fiecare element (individ de exemplu) prin acordarea de valori de adevăr sau fals (1 sau 0) fiecărei variabile. Vom calcula pentru fiecare entitate şi variabilă proporția indivizilor care au valoare de adevăr, rezultând şirurile:

	M	N
variabila x_1	p_{m1}%	p_{n2}%
variabila x_2	p_{m2}%	p_{n2}%
...	...	...
variabila x_k	p_{mk}%	p_{nk}%

Prin urmare, orice p_{mi} sau p_{ni} semnifică procentul de indivizi (elemente constituente) ale sistemelor M, respectiv N, care prezintă caracterul x_i sau la care se îndeplineşte condiția impusă de variabila respectivă (condiția i). Datele astfel aranjate permit analiza asemănării, prin indici cantitativi de similitudine (de exemplu formula lui Renkonen, citată mai sus).

19.4. Distanțe

Noțiunea de distanță în limbaj curent ne este cunoscută; nu ne trebuie decât două puncte de referință care delimitează un segment de dreaptă şi o unitate de măsură aleasă convenabil (metru, kilometru). Dacă analizăm sistemele ecologice din mai multe puncte de vedere, prin prisma unor indici diferiți, avem o problemă: precizarea poziției relative a acestora într-un sistem de coordonate n-dimensional. Pentru a înțelege mai bine problema, să presupunem că dorim să comparăm două fitocenoze descrise prin:

1. Coeficientul de destrucție Balaschev (Kd), care raportează suma indicilor de abundență-dominanță (AD_d) a speciilor destructive, la acoperirea generală (suma indicilor de abundență-dominanță AD_T a tuturor speciilor componente):

$$Kd = \frac{\sum AD_d}{\sum AD_T}$$

2. Indicele de diversitate Simpson (l), definit în Cap. 17;
3. Inversul gradului de acoperire generală, în exprimare zecimală (1 minus raportul dintre suprafața ocupată la nivelul solului de proiecția părților supraterane ale tuturor plantelor din probă şi dimensiunea suprafeței releveului) pe care îl vom nota cu AD^{-1}.

Să presupunem că în cele două fitocenoze A şi B, valorile acestor indici sunt:

	Fitocenoza A	Fitocenoza B
1. *Kd* =	0.65	0.49
2. *l* =	0.45	0.31
3. AD^{-1} =	0.16	0.07

Se observă că în această problemă compararea directă a comunităților nu mai este posibilă. De asemenea, studiul nu se pretează la o analiză de similitudine aşa cum a fost aceasta definită până în prezent. Problema o constituie faptul că cele două fitocenoze sunt caracterizate prin trei categorii diferite de indici, altfel spus ni le putem imagina ca puncte într-un spațiu tridimensional (3D) între care trebuie să aflăm distanța.

Dacă într-un sistem bidimensional cunoaştem coordonatele a două puncte, distanța dintre acestea se află foarte simplu cu ajutorul teoremei lui Pitagora:

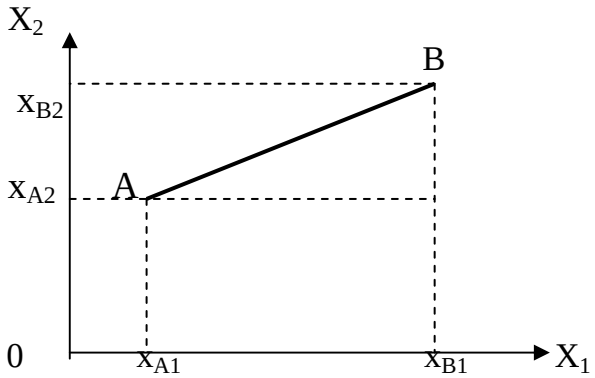


Fig. 19.1. Distanța dintre două puncte de coordonate cunoscute în spațiul bidimensional

În fig. 19.1 sunt reprezentate pozițiile a două puncte (A şi B) într-un spațiu definit printr-un sistem de axe rectangulare. Coordonatele punctului A sunt (x_{A1}, x_{A2}) iar ale punctului B (x_{B1}, x_{B2}). Aplicând teorema lui Pitagora în triunghiul dreptunghic definit prin intersecția coordonatelor şi a segmentului de dreaptă care leagă punctul A de B, rezultă că ipotenuza (distanța d de la A la B = $d_{(A,B)}$) este exprimată prin relația:

$$d_{(A,B)} = \sqrt{(x_{B1} - x_{A1})^2 + (x_{B2} - x_{A2})^2}$$

aceasta numindu-se şi "distanța Euclidiană" între cele două puncte.

Într-un spațiu nD (cu n dimensiuni), între 2 entități definite prin n-coordonate, distanța euclidiană este definită prin expresia:

$$d_{(A,B)} = \sqrt{\sum_{i=1}^{n} (x_{Bi} - x_{Ai})^2}$$

În cazul problemei enunțate anterior, distanța dintre fitocenozele A şi B este:

$d_{(A,B)}^2 = (0.65 - 0.49)^2 + (0.45 - 0.31)^2 + (0.16 - 0.07)^2 = 0.9189$

$d_{(A,B)} = 0.958$

Această distanță s-a calculat simplu din cauză că ambele variabile (parametri ecologici) au acelaşi domeniu de variație, cuprins între 0 şi 1. În ecologie se întâmplă însă adesea ca variabilele să nu fie standardizate, fiind

evaluate pe scări diferite. Este clar faptul că o variabilă care are un domeniu de variație larg, [0, +∞) de exemplu, va influența mult mai mult valoarea distanței decât una care variază în domeniul [0, 100], respectiv aceasta față de o a treia a cărei amplitudine de variație este [0, 1]. Parametrii raportați pe scări mai mici vor fi mai puțin importanți în evaluarea distanței decât cei evaluați pe scări mai mari, deşi toți pot avea semnificații de importanță egală în ceea ce priveşte descrierea stării sistemelor particulare analizate. Pentru a depăşi acest inconvenient se adoptă foarte frecvent **standardizarea variabilelor**, astfel încât să le obligăm să varieze în acelaşi domeniu, având în final o importanță (pondere) egală în evaluarea poziției sistemelor comparate.

Câteodată este simplu: dacă lucrăm cu două variabile, din care una variază într-un domeniu pozitiv şi subunitar, iar cealaltă este exprimată procentual (abundența relativă de exemplu), a doua poate fi împărțită la 100 şi cele două scări vor fi identice. Frecvent însă, această standardizare a scărilor nu se poate realiza atât de facil, pentru simplul motiv că mulți parametri ecologici nu variază între limite precise. O soluție este standardizarea domeniului de variație prin transformarea datelor. De exemplu, valorile reale (x_j) se pot înlocui cu valorile standardizate (r_j) prin expresia:

$$r_j = \frac{\left| x_j - \overline{X} \right|}{s}$$

(valoarea absolută din diferența între valoarea reală şi media aritmetică a şirului, împărțită la abaterea standard a acestuia).

Distanța euclidiană poate fi exprimată pe valorile standardizate ale variabilelor, permițând compararea sistemelor ecologice descrise printr-un număr oricât de mare de parametri ecologici, indiferent de scările de măsură ale acestora:

$$d_{(A,B)} = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\frac{(x_{Ai} - x_{Bi})^2}{s_i}}$$

unde: s_i = abaterea standard a variabilei i şi n = numărul de variabile luate în calcul. Pentru standardizare se mai poate include în formulă, la numitor, în loc de abatere standard şi amplitudinea variabilei.

Se cunosc şi alte metode pentru aflarea poziției relative a sistemelor analizate. Dintre cele mai frecvent utilizate (Digby şi Kempton, 1987; Falniowski, 2003), păstrând notațiile şi abrevierile utilizate mai sus, amintim:

- Distanța Minkowski (ap. A. Falniowski, 2003)

$$d_{(A,B)} = \sqrt[p]{\sum_{i=1}^{n}\left| x_{Ai} - x_{Bi} \right|^p} \qquad \text{unde: } p \in \mathrm{N}.$$

- Distanța Manhattan (Cain şi Harrison, 1958):

$$d_{(A,B)} = \frac{1}{n}\sum\frac{\left| x_{Ai} - x_{Bi} \right|}{s_i}$$

- Distanța Bray-Curtis (1957):

$$d_{(A,B)} = \frac{1}{n}\frac{\sum\left|x_{Ai} - x_{Bi}\right|}{\sum\left(x_{Ai} + x_{Bi}\right)}$$

- Distanța Canberra (Lance şi Williams, 1966):

$$d_{(A,B)} = \sum\frac{\left|x_{Ai} - x_{Bi}\right|}{\left(x_{Ai} + x_{Bi}\right)}$$

- Complementul coeficientului de corelație:

$$d_{(A,B)} = 1 - \frac{\sum(x_{Ai} - \overline{X}_A)\left(x_{Bi} - \overline{X}_B\right)}{\sqrt{\sum(x_{Ai} - \overline{X}_A)^2\sum\left(x_{Bi} - \overline{X}_B\right)^2}}$$

În toate aceste expresii, sunt însumate valorile corespunzătoare şirurilor de i. Atunci când în formule, pentru standardizare, apare abaterea standard a variabilei (s_i), aceasta se mai poate înlocui, în acelaşi scop, cu valoarea amplitudinii şirului (w_i).

Distanța euclidiană în prima variantă expusă în tema de față, este dependentă de domeniul de variație al parametrilor. Am văzut că acest inconvenient se poate îndepărta prin standardizarea datelor şi exprimarea după cea de-a doua formulă, dar este în continuare puternic influențată de valorile foarte mari; pentru a evita această părtinire, se poate lucra pe date transformate prin logaritmare, aşa cum s-a văzut în tema 7. Fiind atât de simplu de standardizat, în ecologie cel mai frecvent se utilizează distanța euclidiană şi Manhattan. Tot mai frecvent se utilizează însă şi complementul coeficientului de corelație, atât în studiile ecologice cât şi de sistematică.

Problemă (temă pentru studenți). În tab. 19.3 sunt redate valorile medii ale abundenței-relative (AR%) pentru principalele grupe de macronevertebrate bentonice din râul Cibin, pe baza probelor colectate în 1998 - 1999 din 9 secțiuni de eşantionare, alese de-a lungul râului (după A. Curtean-Bănăduc, 2000). Să se construiască matricea de similitudine între cele 9 secțiuni, pe baza indicelui de similitudine procentuală Renkonen. Coduri: S1 - Râu Mare amonte de confluența cu Dăneasa; S2 - Cheile Cibinului, S3 - amonte lacul Gura Râului, S4 - aval baraj Gura Râului, S5 - aval Orlat, S6 - amonte Sibiu, S7 - aval Sibiu, S8 - aval Mohu, S9 - amonte vărsare în Olt.

Tab. 19.3. Structura comunităților de macronevertebrate bentonice din râul Cibin

Grup sistematic	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
Oligochaeta	4.90	12.67	6.44	6.98	32.28	41.46	39.58	91.38	62.04
Hirudinea	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	1.20	0.00	1.63
Gastropoda	0.78	0.57	0.00	5.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12
Crustaceea	1.18	1.51	1.12	0.18	0.35	0.34	0.00	0.00	0.62
Ephemeroptera	13.14	10.59	25.22	7.80	3.34	0.16	1.33	0.00	2.23
Odonata	0.00	0.57	0.00	0.54	1.35	0.00	0.13	0.00	0.00
Plecoptera	23.53	14.74	25.21	6.99	2.39	0.00	1.07	0.00	0.64
Trichoptera	13.92	36.29	9.80	5.90	1.44	0.41	0.76	0.10	2.05
Chironomidae	40.98	20.23	22.41	62.47	56.31	55.00	52.71	7.70	30.21
Altele	1.57	2.83	9.80	4.08	2.54	2.63	3.22	0.82	0.46

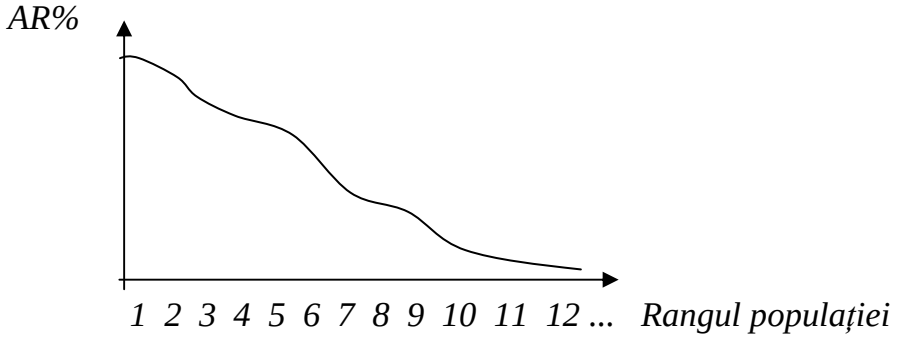
20. METODE DE ORDONARE ŞI CLASIFICARE A SISTEMELOR ECOLOGICE. CONSTRUIREA DENDROGRAMELOR

Această temă are ca scop o scurtă introducere în aplicațiile multivariate ale statisticii în ecologia practică. Studenții din anul II vor învăța bazele tehnicilor ierarhice de tip aglomerativ şi construirea dendrogramelor, iar la masterat studenții vor face cunoştință şi cu alte metode de ordonare, respectiv ilustrare a tehnicilor de clasificare numerică. Această introducere va fi continuată în mod logic la disciplina de modelare a sistemelor şi proceselor ecologice cu aplicații pe calculator, în cadrul cărora masteranzii vor face cunoştință cu alte tehnici multivariate: analiza canonică, analiza componentelor principale, analiza factorială, scalarea multidimensională, analiza discriminantului, modelare liniară şi neliniară etc., toate acestea având ca scop sporirea potențialului de analiză a proceselor şi sistemelor ecologice.

20.1. **Ordonarea sistemelor**

Termenul de **ordonare** derivă din necesitatea de a stabili un sistem de aranjare a obiectelor în funcție de un criteriu, cum ar fi timpul sau un gradient al mediului. Astăzi ordonarea presupune o aranjare într-un spațiu nD (preferabil cu un număr mic de dimensiuni). Una dintre aplicațiile majore ale acestor tehnici este de a prefigura răspunsurile sistemelor suprapopulaționale în ceea ce priveşte modificarea structurii în funcție de factorii de mediu.

O primă tehnică de ordonare este acordarea unui **scor (ordonare directă).** De exemplu, putem compara mai multe populații sau comunități pe baza eficienței de producție (cum ar fi rata de acumulare a biomasei într-un anumit interval de timp). Acel sistem la care înregistrăm cea mai mare rată de acumulare va primi rangul 1, următorul, în sens descrescător, rangul 2 etc. În mod similar putem plasa populațiile unei comunități într-un şir, în funcție de valorile de abundență relativă sau de frecvență (eventual combinat prin indicele Dzuba). Ilustrarea structurii unei comunități pe baza ordonării populațiilor în funcție de abundența relativă, ar putea îmbrăca aspectul unui grafic de forma:



- **Analiza directă a gradientului**

Prin această analiză se ilustrează modul de distribuție al valorilor unor parametri ecologici ai unor sisteme sau taxoni, de-a lungul unui gradient al mediului. Astfel, spectrele UTM învățate la fitocenologie se încadrează perfect în această categorie de metode.

O altă variantă este reprezentarea grafică a parametrilor ecologici ai unor sisteme în funcție de valorile strict monotone ale unui parametru abiogen. De exemplu în fig. 20.1 este reprezentată abundența relativă a unor genuri din diferite fitocenoze de-a lungul gradientului pH al solului (după Digby şi Kempton, 1987).

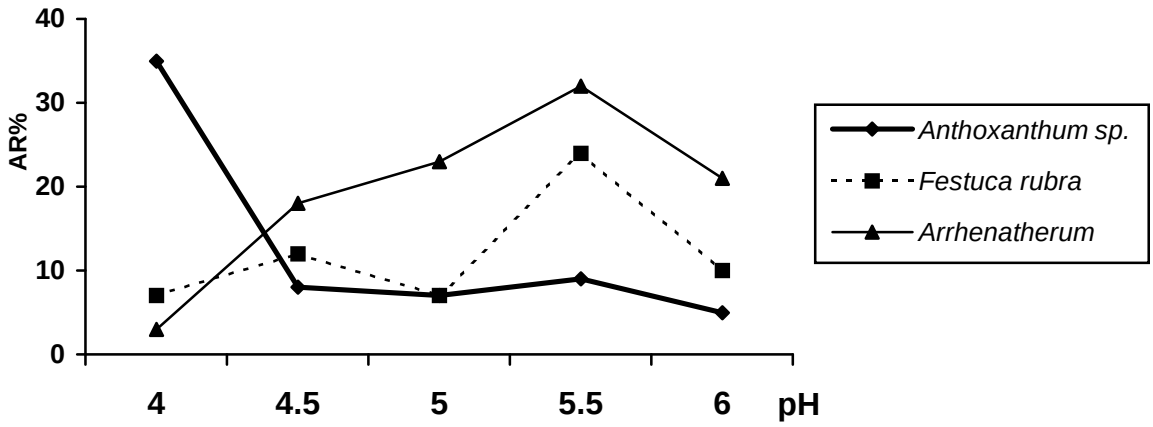


Fig. 20.1. Analiza directă de gradient a unor plante dominante din diferite fitocenoze, prin reprezentarea distribuției abundenței relative (AR%) a acestora, în funcție de valorile medii de pH ale solului.

O metodă şi mai obiectivă de ordonare este acordarea unui scor ponderat fiecărui subiect analizat, bazat pe abundența sau frecvența acestuia în fiecare clasă de variație a gradientului. Astfel, dacă factorul de mediu a fost divizat în *c* clase (în cazul de mai sus 5 clase ale pH-ului), fiecare având ponderea w_j (j=1, 2 ...c) pentru a indica poziția ariilor studiate de-a lungul gradientului de mediu, atunci specia *i* care răspunde prin x_{ij} (în cazul de mai sus valorile AR%) în clasa j, va primi scorul s_i:

$$s_i = \frac{\sum_j x_{ij} w_j}{\sum_j x_{ij}}$$

Dacă ecologul cunoaşte valoarea bioindicației oferite de specii, poate inversa procesul, prin clasificarea siturilor (releveelor, fitocenozelor, ariilor) pe baza ponderilor indicatoare ale speciilor.

Acordarea unei note sau scor unui factor al mediului (abiogen) se poate realiza prin proceduri similare. De exemplu, dacă există un şir de valori (x_i) pentru un factor oarecare (concentrația unui radical chimic, substanță în apă sau sol, de exemplu), atunci pe o scară de la 1 la 10, se poate acorda unei valori oarecare x_r nota corespunzătoare n_r, prin relația:

$$n_r = \frac{(x_{\max} - x_r) + 10(x_r - x_{\min})}{(x_{\max} - x_{\min})}$$

unde: x_{max} = valoarea maximă a şirului x_i, x_{min} = valoarea minimă a acestuia.

Dacă există o valoare standard ($x_{standard}$) la care se raportează orice măsurătoare a unui factor la un anumit moment (x_r), scorul se poate realiza prin simpla raportare: $x_r / x_{standard.}$

20.2. Clasificarea sistemelor ecologice

Tehnicile de clasificare au fost dezvoltate pentru a permite vizualizarea relațiilor complexe şi analiza asemănării între sisteme care sunt descrise printr-un număr oarecare de parametri (deci descrise într-un sistem multicriterial, sau în spațiul nD).

În capitolele precedente am văzut modul în care sistemele suprapopulaționale sunt caracterizate şi descrise prin intermediul diferiților indici cantitativi şi sintetici. Am găsit posibilități de comparare a unităților analizate două câte două (matricea de similitudine sau de distanțe). Interpretarea directă a matricii poate da dureri de cap chiar şi celui mai experimentat specialist, motiv pentru care trebuie să găsim o metodă de reprezentare grafică, astfel încât să sesizăm poziția relativă a sistemelor.

La această problemă se poate răspunde aplicând metode de clasificare, şi în special cele ierarhice, care se ocupă de identificarea grupelor de obiecte (probe, indivizi, relevee, fitocenoze, asociații) similare. Scopul metodelor de clasificare este de a construi o partiție sau un şir de partiții în mulțimea de obiecte, pentru care se cunosc distanțele dintre ele, două câte două. Clasele formate trebuie să fie cât mai omogene cu putință. Întreaga taxonomie se bazează pe această metodă: sistematica lumii vii sau tabelul lui Mendeleev sunt strălucite exemple ale acestor considerente teoretice. Cele exemplificate s-au realizat pe seama intuiției geniului uman. Spre deosebire de acestea, taxonomia numerică sau teoria matematică a clasificării, s-a dezvoltat mai ales în ultimul timp, o dată cu primele încercări de prelucrare statistică a datelor pe baza unor criterii empirice de clasificare. Teoria clasificării a căpătat o amploare deosebită, odată cu răspândirea mijloacelor de calcul automat.

Clasificarea se poate reprezenta sub forma unui grafic, care reprezintă toate formațiunile analizate, precum şi distanțele dintre acestea pe o scară optim aleasă. Vom analiza două categorii de cazuri: analize bazate pe indici de similitudine (în sensul strict al asemănării structurilor) şi analiza matricilor de distanțe (de exemplu distanțe euclidiene). Pentru început vom prezenta metoda de desen manual, urmată de prezentarea unor variante care se obțin în diferite programe de calculator.

Să presupunem că în urma unei analize a similitudinii structurii specifice a 5 comunități A, B, C, D şi E, prin intermediul indicelui Czekanowski-Sorensen

(prin urmare se ține seama de prezența-absența speciilor în diferitele entități studiate), rezultă următoarea matrice de similitudine:

	A	B	C	D	E
A	100.0				
B	24.7	100.0			
C	96.4	34.7	100.0		
D	12.8	82.1	21.5	100.0	
E	87.0	67.9	30.6	72.4	100.0

Deşi se poate reprezenta direct sub forma unei dendrograme, preferăm să utilizăm reprezentarea din matricea ajutătoare (sau inversă) care se obține prin înlocuirea termenilor matricii anterioare cu diferența între valoarea maximă şi cea reală. Scopul este ca studenții să poată vedea întotdeauna valoarea 0 pe diagonala principală (auto-identitatea) pentru a pleca în mod unitar de pe abscisă în construirea dendrogramelor. Matricea ajutătoare (cu coeficienți de disimilaritate; 100 minus valoarea reală) va fi:

	A	B	C	D	E
A	0				
B	75.3	0			
C	3.6	65.3	0		
D	87.2	17.9	78.5	0	
E	13.0	32.1	69.4	27.6	0

Trasăm un sistem de coordonate rectangulare, pe abscisă amplasăm la distanțe egale obiectele (identificatorii comunităților în acest caz), pe măsură ce se grupează, iar ordonata va conține procentul de disimilaritate (scara ajutătoare). Urmărim modul de construire al dendrogramei particulare studiului în fig. 20.2:

- Căutăm cea mai mică valoare de disimilaritate, alta decât zero din diagonala principală. Aceasta este 3.6 între A şi C. După cum se vede, primul grup se construieşte prin ridicarea coordonatelor perpendiculare pe abscisă din două puncte convenabil alese, în care plasăm obiectele A şi C, până la valoarea 3.6, aici unindu-se cu un segment de dreaptă.
- Căutăm valoarea următoare în ordine crescătoare. Aceasta este 13.0 între A şi E. Dar la această distanță A face deja parte dintr-un grup, motiv pentru care la valoarea respectivă unim grupul (A, C) cu E.
- Următoarea valoare în sens crescător este 17.9 între B şi D, ambele fiind încă individuale, motiv pentru care se formează în dreapta graficului un al doilea grup, separat de (A, C, E).
- Cea mai mică valoare în ordine strict crescătoare este 27.6 între D şi E. Dar ambele unități sunt deja grupate la această distanță, motiv pentru care la valoarea de disimilaritate 27.6 se unesc grupele (B, D), respectiv (A, C, E). Toate cele 5 entități fiind grupate, algoritmul încetează, nu înainte de a mai trasa

un segment de dreaptă perpendicular pe mijlocul segmentului orizontal final (fig. 20.2), interpretând un "trunchi" comun tuturor obiectelor grupate.

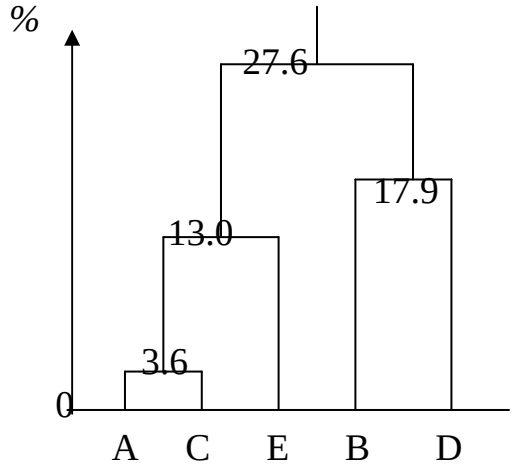


Fig. 20. 2. Dendrograma pe datele de similitudine dintre cele 5 comunităţi, definite prin indicele Czekanowski-Sørensen, metoda de grupare "cel mai apropiat vecin".

Scara de disimilaritate poate fi înlocuită cu cea originală (% de similitudine). *Graficul care grupează entităţile studiate după gradul de asemănare dintre ele sau în funcţie de distanţa relativă, se numeşte "**dendrogramă"** (gr. dendros = arbore: grafic în formă de arbore) sau **cladogramă.***

În acest exemplu am văzut că includerea într-un grup a unui obiect (comunităţi) se face la distanţa minimă care îl separă de orice element constituent. Unirea a două grupe se realizează de asemenea la distanţa minimă dintre oricare două obiecte ale acestora. Această tehnică se numeşte "grupare prin metoda celui mai apropiat vecin". De multe ori dorim însă obţinerea unei imagini mai exacte, care să evalueze distanţele dintre toate perechile de obiecte. O variantă este metoda "grupării la distanţă medie". Aceasta înseamnă că noul obiect va forma un grup comun cu celelalte la valoarea medie (aritmetică) a distanţelor care îl separă de fiecare dintre acestea. Există şi posibilitatea "grupării la distanţă maximă" (adică cea mai mare valoare care separă obiectele unui grup de cele ale altuia), metoda centroidului etc.

Atunci când reprezentăm matrici de distanţe **nu mai construim matricea ajutătoare,** deoarece valorile distanţelor de pe diagonala principală sunt egale cu 0, şi putem trece direct la reprezentarea grafică.

Este foarte important ca segmentele care indică modul de grupare (sau de "înrudire") între clade să nu se întretaie, deoarece graficul devine echivoc. Dacă un obiect sau grup trebuie intercalat, pentru a-l uni cu o cladă deja formată, celelalte grupe se mută spre dreapta, pentru a i se face loc şi a se evita astfel intersectarea segmentelor.

Dendrogramele se pot construi şi interpreta într-o gamă foarte largă de aplicaţii; redăm succint în cele ce urmează câteva exemple.

Studiul de caz nr. 1. În tab. 20.1 sunt redate valorile medii ale indicelui de abundență relativă ale grupelor de macronevertebrate bentonice de-a lungul râului Mureş (după I. Sîrbu şi col., 2002). Pentru investigarea structurii acestor comunități au fost alese 7 stații de prelevare de-a lungul întregului curs, din care s-au colectat sezonier probe de bentos total, din primăvara anului 1999 până în vara anului 2000. Codurile stațiilor de prelevare periodică a probelor cantitative de bentos sunt următoarele: S1 - Senetea (în Depresiunea Gheorgheni), S2 - Răstolița (în Defileul Toplița-Deda), S3 - Ungheni (aval de Tg. Mureş), S4 - Gura Arieş (aval de confluența cu râul Arieş), S5 - Sântimbru (aval de confluența cu Târnava), S6 - Vințu de Jos (aval de Alba Iulia) şi S7 - Pecica (aval de Arad). Se observă că, exceptând primele două stații, toate celelalte sunt plasate în aval de principalele surse de poluare ale Mureşului, surprinzându-se starea de pessimum ecologic al acestuia. S-au colectat câte 3 probe cantitative de bentos din fiecare stație şi sezon (în total 12 probe/an.stație), cu ajutorul unui bentometru tip Surber cu suprafață utilă de 0.1 m^2.

Tab. 20.1. Structura comunităților de macronevertebrate bentonice din râul Mureş (valori medii de AR%; probe colectate în anii 1999 - 2000)

Taxon / Stație	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
Hydroidea	.029	.000	.000	.095	.015	.093	.047
Plathelminthes	.130	.000	.000	.000	.000	.007	.012
Nemathelminthes	.005	.217	1.117	.095	.145	.107	.570
Oligochaeta	2.960	31.269	43.132	44.257	64.555	45.131	65.974
Hirudinea	.024	.000	.061	.019	.000	.007	.000
Mollusca	.212	2.039	.107	.379	.891	.000	.024
Isopoda	.000	.000	.031	.000	.000	.000	.012
Amphipoda	43.000	.017	.184	.000	.030	.167	.012
Hydracarina	.343	.777	.015	.114	.015	.033	.000
Collembola	.072	.017	.000	.095	.030	.020	.000
Ephemeroptera	2.849	5.005	1.560	5.970	5.718	5.088	.843
Odonata	.000	.000	.000	.038	.015	.007	.000
Plecoptera	.898	3.434	.015	.000	.008	.194	.024
Trichoptera	1.058	16.596	.367	2.919	.563	.981	.261
Coleoptera	12.199	.418	.229	.000	.008	.007	.000
Chironomidae	30.672	39.041	52.907	45.280	27.649	47.753	31.271
alte diptere	5.549	1.170	.275	.739	.358	.405	.950

Pentru cele 7 stații de colectare, descrise prin structura comunităților de macronevertebrate bentonice, se poate calcula matricea de asemănare cu ajutorul indicelui cantitativ de similitudine procentuală (Renkonen), dar şi (în cazul de față) matricea de distanțe euclidiene, dendrograma corespunzătoare obținută prin metoda grupării la distanță medie fiind redată în fig. 20.3.

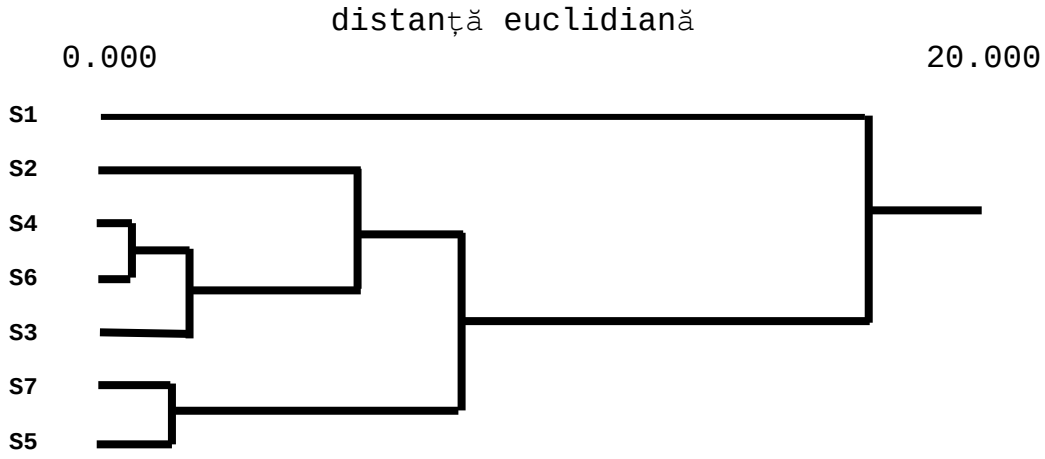


Fig. 20.3. Dendrograma realizată pe baza distanţei euclidiene medii, între cele 7 structuri de comunităţi bentonice din staţiile amplasate de-a lungul râului Mureş (probele din campaniile anilor 1999 - 2000).

Din fig. 20.3 se pot urmări în detaliu relaţiile similarităţii între staţiile caracterizate prin structura comunităţilor de macronevertebrate bentonice. Cu cât starea ecologică este mai bună, cu atât staţia este plasată mai aproape de S1. Staţiile de la baza figurii sunt caracteristice pentru sectoarele degradate şi poluate, cu structură bentonică simplă (S5 - aval vărsarea Târnavelor; S7 - aval Arad). Grupul S4 - Gura Arieş şi S6 - Vinţu de Jos, se grupează mai departe cu staţia S3 - Ungheni; iar S2 - Răstolţa este mult mai departe, fiind însă inclusă în acest grup intermediar. Poziţia aparte a comunităţii din S1 (depresiunea intramontană Gheorgheni) este dată şi de tipul de habitat; la acest nivel Mureşul fiind un râu de dimensiuni mici, cu curgere relativ rapidă, şi curat (prin comparaţie cu staţiile din aval). Restul staţiilor se grupează mai ales funcţie de condiţiile de substrat, parametrii hidrografici şi efectele impactului antropic.

Studiu de caz nr. 2 (după I. Sîrbu, 1998). Specia *Holandriana holandrii* (Gastropoda, Prosobranchia) are un areal vest-Balcanic, apărând în România numai în râurile Nera şi Caraş, de unde diferite surse au citat 3 subspecii. Materialul biologic utilizat în această lucrare a fost colectat de Acad. dr. doc. Petru Mihai Bănărescu. S-au analizat 6 probe din patru staţii diferite. Locurile şi datele de colectare au următoarele codificări: **Q1** - Râul Caraş, la nivelul localităţii Grădinari, 31.08.1979; **Q2** - Caraş la Vrani, 30.08.1979; **Q3** - Râul Nera la Sasca Montană, 18.07.1971, 09.09.1987 şi 17.07.1992; **Q4** - Râul Lithadous, afluent al lui Pinios, în dreptul localităţii Trikalia (Grecia, provincia Thesalia), 18.08.1989. Probele mici au fost analizate în totalitate, iar din cele mari au fost extraşi randomizat 50 - 60 de indivizi, fiecare fiind descris printr-o fişă de diagnoză morfologică şi biometrică. Deoarece taxonii infraspecifici şi varietăţile au fost descrise pe baza caracterelor morfologice externe ale cochiliei şi a ornamentelor acesteia, precum şi după culoare şi dimensiuni, au fost alese acele variabile utilizate în diagnoze, astfel încât să faciliteze o comparaţie multivariată bazată pe principiile taxonomiei numerice.

Cele 33 de variabile, sunt codificate astfel:

Pentru penultimul anfract: SMPA – şir mamelonar, CPA – carenă, LPA – linie, TPA – formaţiuni pe penultimul anfract.

Pentru ultimul anfract: SMSUA – şir mamelonar superior, CSUA – carenă superioară, LSUA – linie superioară, SMMUA – şir mamelonar median, CMUA – carenă mediană, L1MUA – o linie mediană, L3MUA – trei linii mediane, LXMUA – alt număr de linii mediane decât 1 sau 3, LINUA – linie sau carenă inferioară, INFLUA – număr nedefinit de linii vagi pe ultimul anfract, SFSUP – şir formațiuni superior, SFMED – şir formațiuni median, SFINF – şir formațiuni inferior, NORN – absența ornamentațiilor, UNSF – un singur şir ornamental, DOISF – două şiruri ornamentale, TREISF – trei şiruri ornamentale, SMSUME – pe acelaşi exemplar şir mamelonar superior şi şir median, SMSUCM – şir mamelonar superior şi carenă mediană, SMLME – şir mamelonar superior şi linie mediană, E3 – trei dungi brune în exterior, E2 – două, respectiv E1 – o singură dungă brună spirală, I3 – trei dungi brune în transparența peretelui palatal al aperturii, I2 – două şi, I1 – o dungă vizibilă prin transparență. EX3INT – trei dungi vizibile atât în exterior cât şi prin transparență, EX2INT – acelaşi lucru dar pentru două dungi, NDB – exemplar nebandat.

Fiecare exemplar a fost analizat prin prisma acestor 33 de variabile, atribuindu-se valoare de adevăr (1) pentru prezența caracterului respectiv la individul analizat, şi valoare de neadevăr (0) pentru absență. S-a calculat procentul indivizilor din diferitele stații care prezintă valoare de adevăr pentru fiecare variabilă în parte şi s-a calculat matricea de distanțe euclidiene între cele 4 loturi studiate, pe baza tuturor caracterelor. Tabelul 20.2 conține valorile procentuale ale indivizilor din eşantioane, care prezintă caracterele morfologice codificate în cele 33 de variabile. De exemplu valoarea de 24.56 din linia a doua (variabila CPA) şi coloana a doua (proba de la Vrani - **Q2**) semnifică faptul că 24.56% din indivizii lotului **Q2** prezintă o carenă pe penultimul anfract.

Pe baza acestui tabel s-a calculat matricea de distanțe euclidiene între cele patru eşantioane (stații):

	Q1	Q2	Q3	Q4
Q1	0.000			
Q2	18.430	0.000		
Q3	18.157	25.108	0.000	
Q4	45.469	38.921	46.733	0.000

Aceasta este reprezentată printr-o dendrogramă în fig. 20.4. Se constată faptul că cele mai apropiate sunt Q3 şi Q1. Ele se grupează în imediata vecinătate cu Q2, pe când lotul din Trikalia este situat mult mai departe. Se poate urmări atât variația geografică cât şi cea ecologică. Deosebirile dintre loturile din Banat, şi mai ales dintre cele de pe râul Caraş, reflectă variabilitatea generată de condițiile de mediu (substrat, viteză de curgere, chimism etc.), iar poziția aparte a lotului din Trikalia este efectul evident al variabilității geografice. Gruparea lotului din Cheile Nerei (Q3) cu cel din Caraş la Grădinari (Q1), prin contrast lotul situat în aval (Caraşul la Vrani - Q2) fiind mai îndepărtat, semnifică faptul că variabilitatea este dictată de condițiile ecologice, mai degrabă decât de cele geografice, motiv pentru care nu recunoaştem validitatea subspeciilor. Loturile de indivizi aparțin unor forme ecologice, care nu au statut taxonomic.

Tab. 20.2. Tabel cu valorile procentuale ale indivizilor din fiecare lot (Q1 - Q4) care prezintă caracterele morfologice codificate prin variabilele descrise:

Lot:	**Q1**	**Q2**	**Q3**	**Q4**
	%	%	%	%
Variabila				
SMPA	23.070	24.560	8.600	1.660
CPA	3.840	24.560	3.220	3.320
LPA	17.290	3.510	0.000	1.660
TPA	44.200	52.630	11.820	6.640
SMSUA	44.200	29.820	54.840	1.660
CSUA	1.910	3.510	19.350	0.000
LSUA	38.450	26.310	4.300	0.000
SMMUA	5.750	5.260	19.350	0.000
CMUA	3.830	10.520	58.060	0.000
L1MUA	42.270	15.790	6.450	0.000
L3MUA	13.450	7.020	0.000	0.000
LXMUA	17.290	5.260	3.220	3.320
LINUA	28.830	26.310	36.560	0.000
INFLUA	0.000	1.750	7.520	6.660
SFSUP	84.610	59.650	89.240	1.660
SFMED	80.750	43.860	87.100	3.320
SFINF	28.830	26.310	36.560	0.000
NEMORN	5.760	33.330	6.450	91.670
UNSF	23.070	22.810	7.530	4.980
DOISF	38.500	22.810	45.160	0.000
TREISF	32.690	21.050	40.860	0.000
SMSUME	5.770	5.260	19.350	0.000
SMSUCM	3.850	8.770	31.180	0.000
SMLME	30.770	1.750	2.150	0.000
E3	9.610	5.260	11.830	100.000
I3	1.920	5.260	6.450	100.000
E2	40.380	10.520	51.610	0.000
I2	55.760	17.540	65.590	0.000
E1	3.850	0.000	0.000	0.000
I1	7.690	0.000	1.070	0.000
EX3INT	1.920	3.500	3.220	100.000
EXT2INT	38.460	10.520	46.240	0.000
NDB	32.700	77.190	17.200	0.000

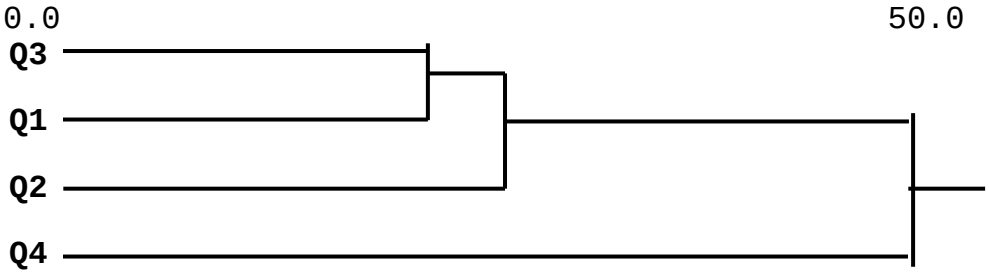


Fig. 20.4. Dendrograma realizată pe baza datelor din Tab. 20.4 (distanțe euclidiene, metoda grupării la valoare medie).

Studiu de caz nr. 3 (după Sîrbu şi Benedek, 2004).

Bivalvele dulcicole din Fam. Sphaeriidae, Subfam. Pisidiinae, au fost studiate în bazinele hidrografice din interiorul arcului carpatic din România, în perioada 1996 - 2003. Din totalul de 405 habitate majore investigate în Transilvania, Maramureş, Crişana şi Banat, au fost identificate exemplare vii în 133 de habitate (32.8% din situri). Tabelul de date primare binare este astfel alcătuit încât specia să desemneze coloana, iar habitatele sunt amplasate pe cele 133 de rânduri, celulele tabelului conținând 1 pentru speciile care au fost identificate vii în habitatul particular, respectiv 0 pentru absența lor. Considerând coeficientul dichotomic Jaccard ca măsură a asocierii dintre specii, s-a calculat matricea corespunzătoare, ilustrată sub formă de dendrogramă în fig. 20.5 (de menționat este faptul că asocierea se realizează pe seama preferințelor similare față de mediu). *Pisidium personatum* şi *P. casertanum* alcătuiesc cea mai apropiată pereche (prezintă cea mai strânsă asociere), care se grupează ulterior cu *P. subtruncatum.* Acestea sunt specii cu valențe ecologice largi, fiind identificate din ariile montane până în apele de câmpie, într-o mare varietate de tipuri de habitate. Cu valențe ecologice mult mai înguste, se ataşează grupului *P. nitidum* care apare preferențial în ape montane, urmat de *P. milium.* Un alt grup este format, separat, de *P. henslowanum* şi *P. moitessierianum,* prezente la noi numai în ape de câmpie, la care se ataşează mai departe *P. amnicum,* care de asemenea apare preferențial la altitudini mai mici, îndeosebi în ape cu curgere mai lentă sau stagnante.

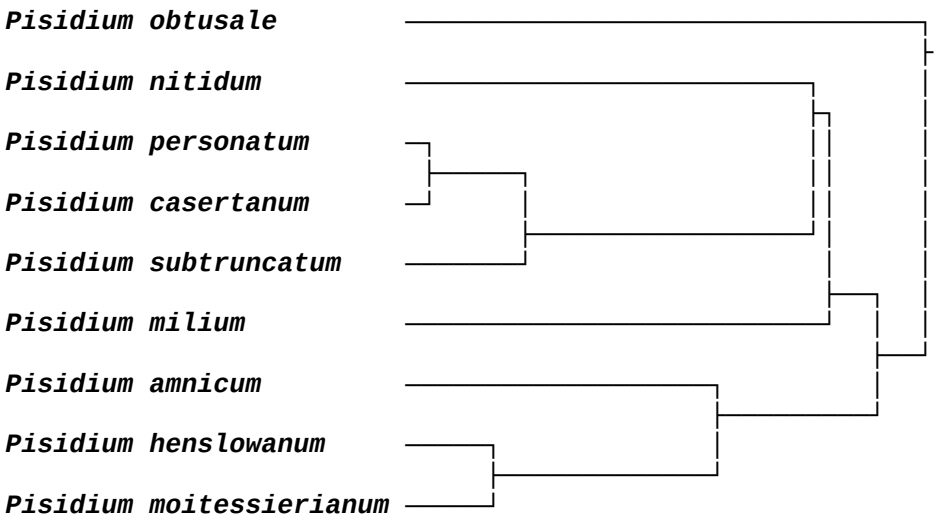


Fig. 20.5. Dendrogramă de asociere a speciilor de pisidii din interiorul arcului carpatic din România, realizată pe baza indicelui dichotomic Jaccard (considerând prezența-absența speciilor); au fost analizate comunitățile din 133 de habitate - metoda de grupare la distanță medie.

21. METODE DE ESTIMARE A PRODUCŢIEI PRIMARE

Producţia primară înseamnă energia acumulată de plante, reprezentând forma ei de stocare fundamentală în structura ecosistemului. Rata cu care energia este stocată prin activitatea fotosintetică este denumită **productivitate primară (PP).** Definim **producţia primară brută** (**PPB)** ca energia radiantă totală care este asimilată. Ca toate celelalte organisme, plantele necesită pentru supravieţuire şi reproducere, o anumită cantitate de energie (cheltuiala fiind estimată prin respiraţie), iar ceea ce rămâne stocată în materia organică formează **producţia primară netă (PPN)**.

Producţia are atât un sens material cât şi unul energetic. Energia se poate măsura în diferite unităţi. Pentru ecologi cea mai convenabilă unitate este *gram caloria* (gcal), semnificând cantitatea de căldură necesară pentru a creşte temperatura unui gram de apă de la 14.5 la 15.5 grade C, sau multiplii acesteia (cel mai adesea kilogram caloria = *kcal*). Pentru sinteza unui mol de glucoză sunt necesare 673 kcal. Producţia se exprimă de obicei prin kilocalorii raportate la metru pătrat şi an. Sau poate fi exprimată în gram materie organică uscată raportată la suprafaţă (volum) şi timp. Transformarea unităţilor de masă în cele energetice se poate face printr-un factor de conversie care este determinat empiric. De exemplu, 1 g de substanţă uscată (substanţa organică + substanţele minerale) a plantelor terestre echivalează în medie cu 4.5 kcal, a algelor cu 4.9 kcal. În cazul substanţei organice raportul este de 1 g la 4.6 kcal, respectiv 5.1 kcal. Uneori drept unitate energetică este utilizat joule (J), care echivalează cu 0.24 cal.

Producţia primară netă se acumulează în timp ca **fitomasă.** Este expresia cantităţii raportată la unitatea spaţială. Se poate evalua în grame (multipli sau submultipli) de masă umedă, uscată, uscată fără cenuşă, conţinut în carbon sau echivalentul caloric respectiv energie potenţială (cal sau kcal). Fitomasa uscată reprezintă greutatea constantă a cormului total deshidratat; uscarea făcându-se în exicator cu agenţi ($CaCl_2$, H_2SO_4, silicagel), sub vid, cu raze infraroşii sau (cel mai frecvent) în etuvă.

Parte din fitomasă se descompune sezonier, altă parte se păstrează lungi perioade de timp. Materia organică acumulată la un anumit timp şi arie se mai numeşte şi **recoltă**.

Pentru estimarea producţiei primare se utilizează numeroase **metode** care diferă în funţie de mediul de viaţă şi tipul de ecosistem. Metodele de estimare a producţiei brute sunt diferite de cele utilizate pentru estimarea producţiei nete. Producţia brută este mai greu de estimat datorită respiraţiei, care este un proces continuu ce consumă o parte din producţia primară înainte ca aceasta să poată fi măsurată. În mediul terestru estimarea producţiei este mai dificilă deoarece o

mare parte din biomasă se află stocată în organe subterane, unde este greu de măsurat. Acelaşi lucru este valabil şi în cazul vegetației din ape puțin adânci, unde plantele sunt ancorate în substrat.

Alegerea metodelor de estimare trebuie să țină seama şi de scara de raportare. În timp ce metodele biochimice sunt adecvate pentru estimări ale producției în cazul țesuturilor sau organelor vegetale, ale plantelor întregi sau probelor de plancton ele sunt în mod cert inutilizabile pentru estimări la scară mare a producției vegetației terestre. În acest caz se urmăreşte de obicei producția primară netă iar metodele de estimare presupun metode variate de estimare a modificărilor în timp a biomasei uscate.

21.1. Estimarea producției primare în ecosistemele acvatice

Pentru estimarea producției primare în mediul acvatic se utilizează mai multe metode. Dintre acestea cele mai importante sunt cele care măsoară cantitatea de oxigen rezultat în urma fotosintezei, consumul de dioxid de carbon sau izotopi radioactivi de carbon (C^{14}) în cursul acestui proces fiziologic, schimbarea de pH care însoțeşte scăderea de CO2 din apă, concentrația de clorofilă din apă (în relație cu intensitatea luminii şi temperatură), precum şi creşterea biomasei producătorilor. Unele dintre aceste tehnici, cum ar fi absorbția izotopilor radioactivi în cursul fotosintezei, presupun o procedură complicată şi echipament specializat. Mai uşor de aplicat, atât în condiții de laborator cât şi pe teren, sunt metodele care se bazează pe măsurarea eliberării de oxigen în perioada fotosintetică şi consumul de oxigen în prioada în care predomină respirația. Dintre acestea, cea mai larg utilizată este metoda sticlelor transparente şi opace.

Cele mai simple metode se aplică pe întreaga fitocenoză subacvatică (**metoda comunității întregi)**, implicând recoltarea tuturor plantelor (inclusiv a algelor care trăiesc epifit pe acestea), uscarea şi cântărirea în momentul maximului de creştere. Metoda presupune că pierderile de fitomasă din cauza alterărilor mecanice sau a fitofagilor sunt minore sau chiar neglijabile (5 - 10%) în cadrul unui sezon de vegetație, motiv pentru care diferența dintre biomasa la începutul şi la sfârşitul perioadei de investigare constituie o estimare suficient de validă a creşterii sau a fotosintezei nete. În această metodă s-a evidențiat însă faptul că neglijarea fitomasei subterane induce erori majore.

O altă metodă se referă la **modificarea conținutului de oxigen în amonte şi aval de un tronson de control** (Moss, 1987)**.** Se alege un anumit tronson de râu (de obicei 100 m), măsurându-se fie continuu, fie periodic, cu o frecvență cât mai mare, concentrația de oxigen dizolvat (COD) la limita superioară şi cea inferioară a acestuia. Din diferențele dintre cele două curbe de oxigen se calculează diferența netă între COD pentru 24 ore. Aceasta este considerată ca fiind echivalentă cu fotosinteza brută din care se scad respirația, difuzia netă între apă şi atmosferă şi adiția de oxigen în apa de infiltrație de-a lungul malurilor. Ultimul parametru se măsoară foarte greu, motiv pentru care

este considerat adesea neglijabil, difuzia este estimată din nivelurile de saturație şi temperaturile din perioada de experiență iar respirația este calculată din modificările COD în timpul nopții, care sunt extrapolate pentru întreaga perioadă.

Metoda sticlelor albe şi negre a fost inițial concepută pentru a evalua producția primară a fitoplanctonului, având ca măsură oxigenul produs în recipiente închise, de către Gaarder şi Gran în 1927. Ea se bazează pe faptul că respirația organismelor acvatice, incluzând plante, animale şi microorganisme, consumă oxigen din apă, în timp ce prin fotosinteză plantele eliberează acest element în apă. Modificarea concentrației de oxigen din apă reflectă astfel rezultanta acestor două procese. Probe de plante sunt închise în sticle transparente (“albe”) şi în sticle vopsite sau acoperite, în care nu pătrundă lumina (“negre”). În sticlele opace are loc doar procesul de respirație iar scăderea concentrației de oxigen reprezintă o măsură a respirației tuturor organismelor. În sticlele transparente are loc atât respirația cât şi fotosinteza, iar concentrația oxigenului fie creşte, fie scade mai puțin decât în sticlele opace, în funcție de rata fotosintezei.

În sticlele transparente (L), modificarea conținutului de oxigen este exprimată prin diferența între COD_{Lt} măsurată la sfârşitul intervalului de t ore şi concentrația inițială COD_{Li} :

$\Delta O_{2L} = COD_{Lt} - COD_{Li}$

În sticlele negre, în absența luminii, nu se produce fotosinteza, motiv pentru care oxigenul este numai consumat ca efect al respirației, iar concentrația la momentul t va fi redată prin expresia:

$\Delta O_{2N} = COD_{Ni} - COD_{Nt}$

Ştiindu-se că $COD_{Ni} = COD_{Li}$, se presupune că rata de respirație este aceeaşi în sticlele albe şi în cele negre. Dacă se însumează cantitatea de oxigen respirat la cantitatea rezultată din fotosinteză minus respirație, prin împărțire la masa uscată a plantelor (w) şi timp (t), se obține o estimată a ratei fotosintezei brute (RFB):

$$RFB = \frac{\Delta O_{2L} - \Delta O_{2N}}{t.w} = \frac{COD_{Lt} - COD_{Nt}}{t.w}$$

Se observă că, prin simplificare, concentrația inițială de oxigen nu trebuie cunoscută. Dar ratele de respirație diferă în absența respectiv în prezența luminii, de asemenea rata de respirație diferă la concentrații variate de oxigen dizolvat, motiv pentru care această metodă este estimativă şi valabilă numai în anumite condiții.

Un dezavantaj al acestei metode este că ea pleacă de la premiza că rata respirației este aceeaşi în sticlele transparente şi în cele opace, ceea ce nu este întotdeauna adevărat. De asemenea, această metodă e influențată şi de faptul că probele de apă care conțin organismele sunt conținute în recipiente, care

modifică într-o anumită măsură atât lumina care pătrunde înăuntru, cât şi condițiile de temperatură.

În aplicarea acestei metode alegerea duratei de expunerea a recipientelor trebuie să se facă astfel încât modificarea concentrației de oxigen să fie mică – doar de câteva ppm. Dacă timpul de expunere este mai lung, oxigenul din sticlele opace poate fi consumat integral, ceea ce duce la subestimarea respirației. De asemenea, în sticlele transparente, concentrația ridicată de oxigen poate determina ieşirea unei cantități din soluție, determinând subestimarea fotosintezei.

21.2. Estimarea producției primare în ecosistemele terestre

În ecosistemele terestre se estimează în general producția primară netă. Metodele utilizate diferă în funcție de tipul de ecosistem, gradul de acuratețe urmărit şi mijloacele disponibile. În multe studii o parte dintre componentele producției sunt ignorate (producția subterană, producția pierdută prin consumul de către ierbivore, descompunere, căderea frunzelor, compuşi volatili, exudate radiculare, sau cea alocată simbionților micorizici). Între acestea mai importantă este producția subterană, întrucât mai ales în anumite tipuri de habitate ea poate să reprezintă o parte semnificativă a producției totale. Prin urmare, este de dorit ca orice studiu care urmăreşte productivitatea totală a ecosistemelor terestre să ia în considerare şi producția subterană. Cel mai adesea aceasta este estimată mai degrabă pe baza raportului între producția supra- şi cea subterană, decât prin măsurători directe.

Estimările bazate pe creşterea de biomasă sunt subestimate, datorită ignorării unor componente ale PPN. Cu toate acestea, multe măsurători de teren sunt corelate cu aceasta.

21.2.1. Estimarea producției în pajişti

Cel mai frecvent biomasa în picioare din perioada de maximă dezvoltare a vegetației este considerată ca fiind echivalentul PPN. Această aproximare este mai adecvată în cazul comunităților vegetale dominate de plante anuale, rezultatele fiind însă şi în acest caz mult subestimate (de 2 până la 4 ori). Rezultate mai bune se obțin prin efectuarea de măsurători repetate.

Dintre acestea, o metodă larg utilizată este cea propusă de Wiegert şi Evans (1964). Estimările obținute prin această metodă sunt corectate pentru pierderile de material suprateran prin descompunere, dar nu sunt corectate pierderile sistemului radicular. Această metodă presupune că în cadrul vegetației are loc o modificare continuă şi constantă a recoltei în picioare între perioadele în care se fac măsurătorile. Prin urmare, cele mai corecte estimări se obțin dacă măsurătorile se fac într-o perioadă a sezonului de vegetație în care se înregistrează creşteri continue ale biomasei. De asemenea, este necesar să fie minimalizat efectul ierbivorelor, prin îngrădirea suprafețelor de probă.

Dacă acțiunea ierbivorelor este neglijabilă, producția primară netă acumulată în organele supraterane este egală cu creşterea de biomasă, corectată pentru pierderea materialului prin mortalitate. Aceasta este greu de determinat direct, dar poate fi obținut indirect, prin măsurarea diferențelor între masa materialului mort şi a ratei de descompunere. O estimată grosieră a producției nete acumulate în sistemul radicular se poate obține prin determinarea creşterii biomasei rădăcinilor pe perioada măsurătorilor. Această estimată va fi scăzută, deoarece nu se face corecția pentru mortalitatea rădăcinilor.

Dimensiunea suprafețelor de probă depinde de densitatea vegetației, timpul şi facilitățile disponibile, în majoritatea cazurilor fiind suficiente suprafețe de 0.1 m^2. O probă constă în trei asemenea suprafețe adiacente, cu densități şi structuri cât mai similare ale vegetației. De pe prima suprafață se colectează separat materialul vegetal suprateran viu (b_0) şi cel mort (d_0). Se îndepărtează apoi solul până la o adâncime de 25 cm sau până la adâncimea maximă a rădăcinilor. Acestea se seapră cu ajutorul sitei, după care se spală şi se usucă (a_0). De pe a doua suprafață se îndepărtează întregul material suprateran viu, dar materialul mort este lăsat pe loc, el furnizând o estimată a ratei de descompunere a materialului vegetal pe perioada de vegetație.

În laborator materialul vegetal colectat va fi uscat în etuvă timp de 48 ore la 100°C şi apoi cântărit.

La sfîrşitul perioadei de studiu se colectează materialul mort de pe a doua suprafață (d_1), iar de pe a treia se colectează atât materialul suprateran viu (b_2) şi mort (d_2), cât şi rădăcinile (a_2). Acest material este apoi sortat, uscat şi cântărit.

Rata instantanee de descompunere a materialului suprateran (r), exprimată în g/g zi se calculează conform ecuației:

$r = \frac{\log e(d_0 / d_1)}{t}$, unde d_0 = biomasa materialului suprateran mort de pe prima suprafață la începutul studiului şi d_1 = biomasa materialului suprateran mort de pe a doua la sfârşitul perioadei; t = lungimea perioadei de studiu în zile.

O estimată a cantității de materie vegetală moartă care dispare de pe suprafața nedisturbată (x) pe perioada de producție este determinată pe baza materialului vegetal mort de la începutul şi sfârşitul perioadei şi pe baza ratei de dispariție a materiei moarte.

x (în g per suprafața de probă) = $\frac{d_0 + d_2}{2} \cdot rt$,

unde d_0 = masa materialului mort de pe suprafața 1

d_2 = masa materialului mort de pe suprafața 3.

Mortalitatea materiei vegetale vii (d) pe perioada de studiu este apoi obținută prin următoarea ecuație:

d (în g per suprafață) = x + (d_2-d_0)

Producția netă a materialului vegetal suprateran (y) este calculat din modificarea biomasei pe perioada producției şi pe baza estimatei mortalității

y (în g per suprafață) = b_2-b_0 + d

Producția primară netă totală (PPN) se calculează ca producția supraterană la care se adaugă creşterea biomasei radiculare.

$PPN = (a_2-a_0) + y$

Prin urmare, producția netă totală va fi suma dintre creşterea de biomasă subterană, cea de masă supraterană, creşterea de material suprateran mort şi cantitatea de material suprateran mort care a dispărut. În mod real, la acestea se adaugă şi pierderea de material subteran prin descompunere, care însă în cadrul acestei metode nu se estimează, valoarea finală calculată fiind astfel mai mică decât cea reală.

Lomnicki şi col. (1968) au propus o metodă simplificată. Această metodă presupune că pe perioada studiului nu are loc o descompunere semnificativă a materialului mort pe suprafețele de probă. Autorii consideră că această presupunere este valabilă în comunitățile de pajişte pentru perioade de până la o lună. Această metodă necesită doar două suprafețe de probă. De pe prima suprafață materialul mort este îndepărtat la începutul perioadei de studiu iar materialul viu este lăsat în picioare. De pe a doua suprafață se îndepărtează şi se cântăreşte atât materialul viu cât (b_0) şi rădăcinile (a_0). La sfârşitul perioadei de studiu de pe prima suprafață se colectează masa vie supraterană (b_1), masa radiculară (a_1), precum şi materia moartă acumulată (d_1).

Producția primară netă totală se calculează:

$PPN = (b_1-b_0) + d_1 + (a_1-a_0)$

Estimarea biomasei consumate de ierbivore

Pentru a putea estima consumul de materie vegetală de către ierbivorele mari, metoda Wiegert-Evans trebuie aplicată pe două loturi de suprafețe de probă, unele îngrădite, altele nu. În acest caz, parcelele situate în interiorul îngrăditurilor vor da estimate ale parametrilor r, x, d şi y în absența consumatorilor. Pe baza parametrilor y, b0 şi b2 poate fi calculată productivitatea (rata producției) prin ecuația:

$$p = \frac{y}{\frac{b_0 + b_2}{2} \cdot t}$$

Dacă se consideră că ratele de producție p sunt echivalente în cele două loturi atunci valoarea netă a producției supraterane pe lotul supus păşunatului va fi:

$y_g = \frac{b_0 + b_g}{2pt}$, unde b_g este biomasa supraterană vie la sfârşitul studiului din lotul păşunat.

Cantitatea de masă vegetală păşunată (g) va fi:

$g = (b_0-b_g)+(d_0-d_g)+y_g$

21.2.2. Estimarea producţiei în ecosisteme forestiere

Metodele utilizate pentru estimarea producţiei primare nete în păduri sunt mult mai diverse decât cele utilizate în pajişti. Estimarea producţiei în ecosistemele forestiere este dificilă datorită complexităţii structurale a acestuia, a dimensiunii arborilor, a marii extinderi a rizosferei.

PPN totală a ecosistemului este dată de producţia supraterană (APPN) şi cea subterană (BPPN):

PPN = APPN + BPPN.

A. Producţia subterană

Producţia primară netă subterană (BPPN) poate fi estimată pe baza următoarei relaţii:

BPPN = ΔB + H + E + D + M

unde ΔB este creşterea netă de biomasă radiculară, H – pierderile de biomasă prin consumul de către ierbivore, E – cantitatea de substanţă organică eliminată în mediu sub formă de exudate radiculare (substanţe alelopatice), D – cantitatea de biomasă radiculară moartă şi M – cantitatea de substanţă organică alocată ciupercilor simionte micorizice.

Dintre aceste componente, H, E şi D au în general valori scăzute şi sunt ignorate datorită dificultăţii estimării lor.

Cantitatea de **producţie alocată ciupercilor simbionte** (M) poate înregistra valori importante. S-a estimat că acestea variază între 1-21% din PPN totală a arborilor, fiind diferită atât în funcţie de specia de arbore şi tipul de pădure, cât şi în funcţie de condiţiile climatice. Valorile maxime au fost determinate în perioadele cu rate mici ale creşterii şi disponibilitate scăzută a nutrienţilor. Producţia alocată ciupercilor poate fi estimată prin diverse metode: metoda bazată de analize izotopice (care urmăreşte izotopul radioactiv C^{14}), metoda balanţei de carbon şi **metoda creşterilor fungice interne**. Aceasta din urmă constă în extragerea unui anumit volum de sol din care se îndepărtează toate filamentele radiculare şi hifele, după care se pune într-o plasă cu ochiuri fine şi se introduce din locul în care a fost extrasă. După o anumită perioadă plasa se extrage şi se separă rădăcinile şi hifele, care se usucă şi apoi se cântăresc, obţinându-se atât estimata creşterii de biomasă radiculară fină cât şi cantitatea de substanţă alocată ciupercii. Valorile obţinute sunt în general supraestimate datorită modificării ratelor de creştere ale rădăcinilor şi hifelor în condiţiile unui sol din care au fost îndepărtate cele pre-existente.

Pentru estimarea **creşterii de biomasă radiculară** (ΔB) cel mai frecvent se consideră doar rădăcinile subţiri, datorită dificultăţii estimărilor la nivelul rădăcinilor principale. În acest scop se pot utiliza diferite tipuri de metode: metode bazate pe utilizarea izotopului de C^{14}, metoda balanţei de carbon, a balanţei de azot, a creşterilor interne, a diferenţei de biomasă, sau cea bazată pe utilizarea **microrizotronilor**. Aceştia sunt dispozitive speciale care constau în tuburi fine de sticlă transparentă care se introduc în sol. în interiorul acestora se introduc apoi microcamere video care monitorizează creşterea filamentelor

radiculare prin măsurarea celor care se dezvoltă în jurul tubului. Este o metodă recentă, care necesită perfectare, în prezent fiind dificilă analiza automată a imaginilor înregistrate pentru efectuarea măsurătorilor.

B. Producția supraterană

Estimarea productivității nete presupune cuantificarea a două componente, şi anume cantitatea de materie care a fost adăugată şi reținută de plante în intervalul respectiv de timp (creşterea de biomasă) şi cantitatea de materie care a fost produsă dar pierdută de plante pe diferite căi în perioada considerată. Prin urmare, producția primară netă supraterană poate fi calculată prin următoarea relație:

$$APPN = \Delta B + D + H + V,$$

unde ΔB este creşterea netă de biomasă, D reprezintă pierderile prin mortalitate, H cele prin consumul de către ierbivore, iar V cele prin volatilizare.

a. Pierderile prin volatilizare sunt reduse, valoarea lui V nu depăşeşte 1%. Din această cauză, precum şi a dificultății estimării ei, studiile care urmăresc estimarea productivității totale în general o neglijează.

Pierderile de biomasă datorate **consumului de către ierbivore** (H) variază semnificativ în fucție de tipul de pădure şi an. În situațiile în care valoarea consumului este importantă, ea trebuie determinată cu o precizie cât mai mare. Estimarea acesteia se face diferențiat pentru plantele ierboase şi pentru cele lemnoase. Consumul stratului ierbos se face prin aceeaşi metodă ca în cazul pajiştilor. Pentru consumul biomasei foliare a plantelor lemnoase cel mai adesea se determină reducerea suprafeței foliare la frunzele atacate şi urmărirea frunzelor consumate integral. Consumul de lemn se neglijează frecvent.

Estimarea pierderilor prin **mortalitate** (D) necesită abordarea unor metode mixte datorită naturii variate a componentelor acestui parametru. Determinarea masei frunzelor moarte se face pentru estimarea creşterii biomasei foliare.

b. Mortalitatea arborilor este o componentă importantă a APPN, care dcă nu este luată în calcul, aşa cum se întâmplă în unele studii, duce la subestimări semnificative ale producției lemnoase. Erorile datorate mortalității arborilor sunt mai reduse în cazul determinării biomasei prin măsurarea dimensiunii inelelor de creştere decât a diametrelor, datorită factorului timp. În cazul celei de a doua metode este necesară urmărirea fiecărui arbore care a făcut obiectul măsurătorilor, şi diferențierea arborilor morți în picioare de cei căzuți.

Datorită dimensiunilor mari ale arborilor **creşterile de biomasă** (ΔB) sunt de obicei estimate utilizând ecuații alometrice de biomasă (obținute pe baza datelor de la arbori doborâți), mai ales pentru producția de lemn şi alte țesuturi perene. Creşterea de biomasă se urmăreşte separat pentru țesuturile lemnoase şi cele efemere, diferențiat pe stratul arboricol, arbustiv şi ierbos.

Estimarea **producției de lemn** sau a creşterii de biomasă lemnoasă implică în general măsurarea repetată a diametrului arborelui şi aplicarea ecuațiilor alometrice pentru a estima schimbările de biomasă din creşterea

diametrului. Alegerea randomizată a arborilor pentru măsurători se poate face fie individual, fie în cadrul suprafeţelor de probă din care se măsoară toţi arborii prezenţi. Prima metodă este mai puţin recomandată datorită subestimărilor cauzate de arborii cu diametre mai mici decât clasa inferioară de dimensiune. Arborii măsuraţi trebuie să fie mereu aceeaşi. Intervalul de timp la care se fac măsurătorile variază în funcţie de viteza de creştere. În cazul pădurilor cu creştere lentă măsurătorile nu se fac anual, ci la începutul şi sfârşitul unei perioade mai lungi (peste 5 ani), valorile fiind apoi împărţite la numărul de ani pentru a obţine rezultate în termeni de creştere medie anuală. Este recomandat ca măsurătorile să se efectueze în perioada de repaus vegetativ, astfel încât să fie surprinsă întreaga creştere anuală. Măsurarea dimetrului arborilor se face la o înălţime de 1.2 m deasupra solului, pentru a evita erorile induse de baza umflată a arborilor (la majoritatea speciilor). Pe terenuri înclinate se consideră partea din amonte a bazei arborelui pentru a determina înălţimea de măsurare a diametrului. Măsurarea diametrului se poate face prin diferite metode, cu clupa, dendrometrul sau benzile dendrometrice. În cazul utilizării **clupei** este necesară efectuarea pentru acelaşi arbore a trei măsurători echidistante, la un unghi de 45°, pe baza cărora se calculează media. **Banda dendrometrică** este o bandă metalică gradată în unităţi de 3.14 (π) cm, care se înfăşoară în jurul trunchiului, făcându-se citirea direct în cm. O sursă posibilă a erorii la măsurătorile ulterioare o reprezintă decojirea scoarţei, care poate determina subestimarea creşterii în diametru sau chiar obţinerea unor valori negative. De aceea este indicat ca înainte de începerea primei măsurători să se îndepărteze scoarţa care se poate desprinde, precum şi stratul de epifite (muşchi, licheni). Banda dendrometrică trebuie poziţionată perpendicular pe axul arborelui, întotdeauna la aceeaşi înălţime. **Dendrometrul** este un dispozitiv sub formă de bandă metalică circulară extensibilă, cu capetele suprapuse, care indică distanţa pe care cele două capete s-au deplasat, adică creşterea în circumferinţă. Deşi mai costisitoare, utilizarea dendrometrelor este avantajoasă în cazul în care creşterile sunt reduse, datorită preciziei ridicate.

În unele studii pentru analiza producţiei de biomasă lemnoasă se utilizează reconstituirea creşterii diametrului arborelui. Pentru aceasta se măsoară inelele de creştere dintr-o carotă extrasă cu ajutorul unui burghiu special. Avantajul metodei îl reprezintă obţinerea datelor asupra creşterii în diametru pe o perioadă lungă de timp pe baza prelevării unui singur set de probe. Pentru a reconstrui creşterea în diametru se măsoară diametrul actual după care se extrage de la aceeaşi înălţime o carotă (datorită formei care se abate de la cea circulară, este recomandat să se extragă două carote, la un unghi de 90°). Datorită marii variabilităţi individuale, numărul de arbori măsuraţi trebuie să fie în general de minim 50. Carotele extrase se păstrează la rece şi umezeală, deoarece prin uscare rezultatele obţinute sunt subestimate cu aprox. 10%. Inelele de creştere se măsoară la binocular sau se scanează şi ulterior se analizează automat.

c. Producția țesuturilor efemere. Țesuturile efemere sunt acele părți ale arborilor cu durată scurtă de existență (câteva luni – flori, fructe, frunze caduce, sau câțiva ani – frunze sempervirescente). Ele sunt reprezentate în principal de aparatul foliar, deşi în anii de fructificație intensă fructele şi semințele pot să aibă o pondere ridicată. Productivitatea frunzişului este în general mai uşor de estimat decât cea lemnoasă, metodele fiind aceleaşi şi pentru conifere şi pentru foioase, şi pentru arborii caducifoliați şi pentru cei sempervirescenți. Considerând că creşterea de biomasă foliară este nulă, producția frunzişului poate fi măsurată (ca şi component al parametrului D) cu o capcană de litieră. La speciile caducifoliate întregul aparat foliar este pierdut la sfârşitul sezonului de vegetație. În pădurile sempervirescente biomasa frunzelor căzute într-un an este egală cu producția foliară anuală, această relație fiind valabilă nu neapărat pentru fiecare an în parte, ci ca medie.

Pentru colectarea litierei se utilizează plase de suprafață cunoscută, instalate sub arbori. Plasele trebuie să fie fine, pentru a reține cele mai mici fragmente de frunze, dar să permită scurgerea apei din precipitații. Numărul şi dimensiunea plaselor colectoare variază în funcție de tipul de pădure. În general 4-6 plase de minim 0.25 m^2 sunt suficiente pentru a obține rezultate bune. Frecvența de colectare trebuie determinată astfel încât să se minimalizeze pierderile prin descompunere. Intervalul optim depinde de condițiile de mediu precum şi de perioada de desprindere a frunzelor. În pădurile tropicale este necesară colectarea la intervale de 2 săptămâni pe întreaga perioadă a anului, în timp ce în pădurile caducifoliate temperate colectarea se poate concentra pe perioada autumnală de cădere a frunzelor, cu câteva colectări în sezonul de vegetație.

Pentru estimarea producției foliare, o alternativă la metoda colectării o constituie utilizarea datelor privind diametrele (sau alte variabile) în relații alometrice. Pentru arborii caducifoliați producția anuală este aproximativ egală cu biomasa foliară estimată din ecuațiile alometrice. Pentru arbori sempervirescenți producția anuală este egală cu biomasa foliară estimată împărțită la media longevității frunzelor exprimată în ani. Această metodă este mai puțin exactă decât metoda colectării, însă are avantajul de a necesita un volum redus de muncă, utilizând doar datele de diametre. Supraestimări importante se obțin mai ales dacă înainte de desprindere arborele recuperează o cantitate semnificativă de substanțe organice din frunze.

Estimarea producției de fructe şi semințe se face de asemenea prin metoda colectării în perioada de fructificație.

d. Producția subarboretului. Pentru producția stratului ierbos se utilizează cel mai frecvent metode similare cu cele folosite pentru estimarea producției din pajişti. Deşi biomasa stratului arbustiv reprezintă doar o porțiune redusă din biomasa pădurii, uneori el poate constitui o parte semnificativă din APPN. Pentru estimarea producției arbuştilor se utilizează mai adesea relațiile alometrice, iar pentru cea a puieților de arbori, o combinație între acestea, măsurarea cu exactitate a inelelor de creştere de la exemplare recoltate (nu pot fi

extrase carote), precum şi monitorizarea densității puieților pe calse de dimensiune. În cazul puieților, metoda măsurătorilor succesive de diametre este inaplicabilă, datorită valorilor foarte reduse ale creşterii.

Ecuațiile alometrice. Valorile creşterii diametrelor obținute fie prin măsurători repetate, fie prin măsurarea inelelor de creştere, sunt utilizate pentru estimarea creşterii de biomasă, prin utilizarea ecuațiilor alometrice care leagă diametrul arborilor (care poate fi uşor măsurat) de biomasa diferitelor țesuturi. Diferența de biomasă între două măsurători este împărțită la intervalul dintre măsurători (exprimat în ani) pentru a obține creşterea de biomasă anuală. Dacă este posibil se recomană utilizarea de ecuații diferite pentru condiții staționale diferite deoarece acestea pot să afecteze în mod semnificativ productiviatea unui anumit tip de ecosistem. Aceste ecuații pot fi preluate din literatură (ecuații generale sau specifice, din localități cu condiții similare) sau pot fi, în mod ideal, determinate pentru fiecare specie şi aceleaşi condiții staționale.

Pentru elaborarea ecuațiilor alometrice este necesară selectarea, prin metoda stratificat randomizată (în funcție de diametru), a unui număr de minim 10 arbori din fiecare specie. Se măsoară diametrul arborilor selectați, după care aceştia se doboară şi se măsoară înălțimea de la baza arborelui până la baza coroanei vii şi lungimea coroanei.

e. Biomasa trunchiului se determină pe baza volumului şi a densității acestuia. Pentru determinarea volumului se măsoară diametrul în mai multe puncte, între care creşterea se consideră liniară. Densitatea lemnului se determină în stare uscată.

Pentru estimarea **biomasei ramurilor** este uneori necesară elaborarea unor ecuații separate între masa şi diametrul (posibil şi lungimea) ramurilor. **Biomasa foliară** se măsoară în stare uscată, relaționându-se de diametrul ramurii.

Prin relaționarea acestor variabile se obțin ecuațiile alometrice, care sunt ecuații de regresie, de obicei liniară (sau liniarizate prin transformare), de forma:

Y = a + b*X, unde X este diametrul arborelui la înălțimea de 1.2 m, Y este variabila dependentă considerată (biomasa tunchiului, a scoarței, a frunzişului etc.), a este intercepția axei de către dreapta de regresie şi b este panta dreptei.

În cazul frunzişului diametrul nu este întotdeauna cea mai bună variabilă independentă, în special pentru arbori mari. În acest caz grosimea liberului este un predictor mai bun al biomasei şi suprafeței foliare. Grosimea liberului poate fi determinată pe baza carotelor din trunchi.

22. ESTIMAREA PRODUCȚIEI SECUNDARE

22.1. Producția secundară

Producția primară netă este energia disponibilă pentru componenta heterotrofă a ecosistemului. Producția secundară (PS) se supune aceloraşi legi şi principii ca şi PP (variază în spațiu şi timp, latitudinal, influențată de o serie de condiții particulare etc.). PS este strict dependentă şi corelată cu disponibilitatea, cantitatea şi calitatea PP. PS se poate măsura direct, indirect sau se poate caracteriza prin eficiențele ecologice.

Producția secundară (înțeleasă ca "producție netă", *PSN*) a unei populații specifice pe o anumită perioadă de timp este suma creşterilor tuturor specimenelor. Aceasta implică nu numai celulele somatice dar şi producerea gameților, depunerile de grăsimi, creşterea embrionilor, exuviilor şi a altor părți care pot fi separate de corp; ele sunt însumate pentru toți indivizii populației (pentru timpul considerat) şi nu doar cei care au supraviețuit până la sfârşitul perioadei studiate. De obicei producția secundară se exprimă în masă substanță uscată (sau echivalentul caloric al acesteia) raportată la unitatea de suprafață sau volum de habitat şi timp.

Înainte de a trece la estimarea producției secundare se obțin informații cu privire la distribuția spațială, caracteristicile stadiilor de dezvoltare, structura pe vârstă, durata unei generații şi caracteristicile ciclului reproductiv al populației. Toate aceste date sunt necesare pentru a determina variațiile numerice şi de biomasă pentru fiecare grup de vârstă.

Producția se estimează pentru diferite intervale de timp (săptămână, lună, sezon, an) iar intervalul dintre observații depinde de particularitățile biologice ale speciei.

Producția secundară se determină mai simplu la speciile cu ciclu lung de viață şi durată scurtă de reproducere, atunci când populația poate fi considerată sinonimă cu cohorta de indivizi (un grup de indivizi din populație care au aceeaşi vârstă). Prin urmare metodele se împart în două categorii: pentru populații cohorte şi populații non-cohorte. Producția secundară are puține metode directe specifice de măsurare pentru că producătorii secundari includ mai mult decât un nivel trofic, iar ratele de producție pentru mai multe niveluri trofice nu sunt cumulative. Aproape toate metodele de estimare ale producției secundare sunt aplicabile doar la câte o populație şi rar pot fi utilizate pentru o comunitate.

22.2. Schema fluxului energetic

Nu toată PP este disponibilă pentru nivelurile trofice superioare ci numai o parte, restul fie este inaccesibil, fie va fi repus în circulație numai după moartea plantei, prin intermediul descompunătorilor.

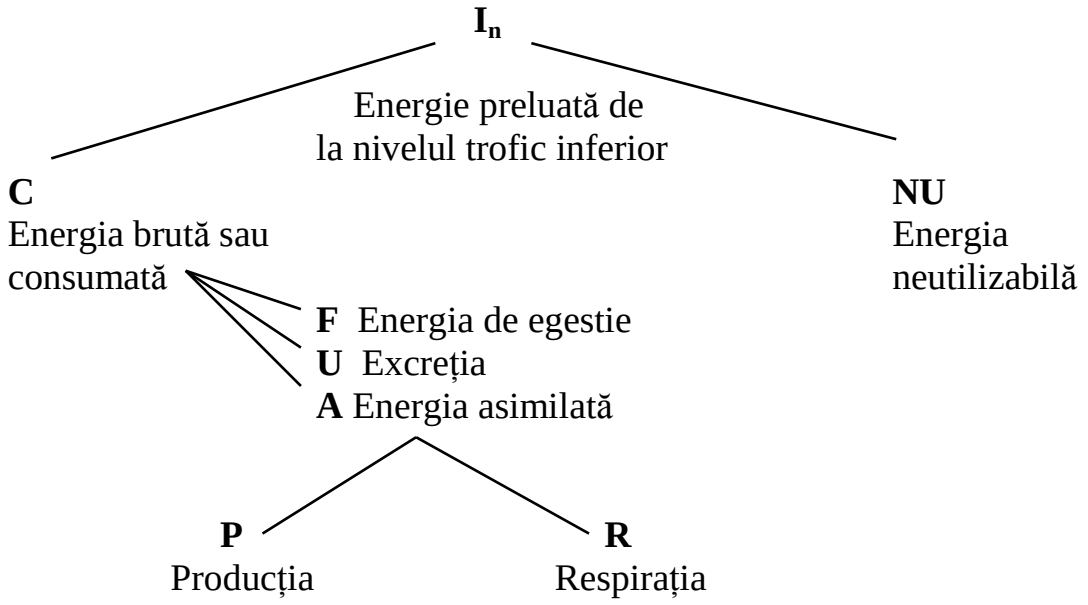


Fig. 22.1. Schema partiției fluxului energetic printr-un nivel trofic.

În fig. 22.1 este reprezentat schematic fluxul energiei pe un nivel trofic. Din energia pusă la dispoziție de nivelul trofic inferior *(I_n)* populația sau comunitatea situată pe un nivel trofic superior preia doar o parte, care reprezintă energia consumată sau ingerată *(C)*, cealaltă fiind energia neutilizată (*NU*). O parte din energia consumată este asimilată de către indivizii sistemului *(A)*, o parte este eliminată prin fecale (energia conținută de resturile alimentare nedigerate, *F*), iar o parte este excretată (eliminată, *U*) prin piele şi/sau urină, fiind energia conținută de o serie de metaboliți rezultați prin dezaminarea aminoacizilor (uree, acid uric, amoniac, creatină etc.).

Energia asimilată *(A)* nu este în întregime înglobată în populație, ci numai o parte din ea (producția netă, *PN*) restul fiind energia cheltuită pentru menținerea vieții *(R* = procesele respiratorii, lucrul mecanic, sinteze chimice, transport activ, conversia hrană - metaboliți activi, degajare de căldură etc.).

De exemplu la un cerb, din energia totală consumată într-o zi, cca. 15% constituie câştigul energetic (PSN), cca. 50% se consumă prin producerea de căldură; 5% metan, 5% urină, 25% materii fecale (Begon şi col., 1986).

Energia stocată în materiile fecale este preluată de compartimentul detritivor. Numai PSN constituie energia care poate fi folosită de cerb în activitățile zilnice. Costurile necesare pentru întreținere sunt pierdute sub formă de căldură. La mamiferele mici homeoterme acestea sunt fixe, obligatorii. La nevertebratele mici costurile energetice sunt strict dependente de temperatură. Sub 5 ^{0}C păianjenii devin relativ imobili, nu se mai hrănesc, utilizând energia

stocată pentru necesitățile metabolice. La cca. 5 ^{0}C respirația egalează energia asimilată, iar între 5 şi 25 ^{0}C asimilează mai mult decât respiră, dar peste 25 ^{0}C abilitatea lor de a menține un randament energetic pozitiv intră rapid în declin.

Ceea ce nu se utilizează pentru menținere şi respirație se consumă pentru formarea de noi țesuturi, creştere şi reproducere, energia netă a producției fiind definită ca PSN. Smith (1990) consideră că la heterotrofe nu se poate vorbi de o PSB (adică producție secundară brută), aceasta fiind de fapt asimilația (A). PS este maximă atunci când natalitatea şi ratele de creştere sunt maxime; valoarea maximă coincide adesea cu maximul PP. Ecuația generală a bugetului energetic este:

$$C = A + F + U = P + R + F + U$$

22.3. Evaluarea producției secundare la populațiile non-cohorte

Notăm: t = timp, N = efectiv sau numărul de indivizi pe care experimentăm, w = masa, P = producția. Pentru perioade scurte de timp formula simplificată de calcul a adiției zilnice de biomasă (creşterea zilnică) este:

$$P = \frac{N.\Delta w}{\Delta t}$$

unde: Δw este creşterea individuală în greutate. În mod real, într-un interval de timp, unii indivizi sunt eliminați din populație, motiv pentru care expresia valabilă pentru o clasă de dimensiuni sau stadiu de dezvoltare, devine:

$$P_{i(tn-1;tn)} = (N_{i,tn} * \frac{\Delta \overline{w}_i}{\Delta t}) + (\frac{\Delta D_i}{\Delta t} * \frac{1}{2} * \frac{\Delta \overline{w}_i}{\Delta t})$$

unde:

$P_{i(tn-1,tn)}$ = producția realizată de indivizii care aparțin unei clase de dimensiuni în perioada dintre t_{n-1} şi t_n;

$N_{i,tn}$ = numărul de indivizi aparținând stadiului de dezvoltare sau clasei de dimensiuni i care supraviețuiesc la momentul t_n;

$\Delta D_i / \Delta t$ = numărul de indivizi din clasa i care sunt eliminați din populație în intervalul de timp;

$\Delta w_i / \Delta t$ = creşterea medie în masă în intervalul de timp.

i = clasa de dimensiuni sau stadiul de dezvoltare.

Producția secundară pentru toată populația în intervalul Δ t este:

$$P_{(tn-1;tn)} = \sum_{i=1}^{k} P_{i(tn-1;tn)}$$

unde: k semnifică numărul total (maxim) de clase sau stadii, iar producția secundară a populației pentru T intervale de timp (momente de prelevare a probelor, care adesea acoperă unul sau mai mulți ani) este:

$$P_T = \sum_{tn=1}^{T} P_{(tn-1;tn)}$$

O altă metodă este cea "grafică" descrisă de Winberg şi col. în 1964, prin curbe care se construiesc experimental, urmărindu-se modificările numerice şi masice ale populației în timp, prin prelevare periodică de probe (ap. Botnariuc şi Vădineanu, 1982).

În afară de aceste tehnici mai există şi unele indirecte, deductive. O metodă se bazează pe coeficientul de reînnoire (adică raportul dintre numărul de urmaşi şi perioada de dezvoltare), aplicată foarte rar, numai la acele animale care prezintă o diferență neglijabilă între greutatea primelor stadii de viață şi cea a adulților (unele rotifere de exemplu), iar o altă metodă se bazează pe rata de turnover.

22.4. Evaluarea producției secundare la populații cu cohorte distincte

Aceste metode se bazează pe urmărirea populației sau a unui lot experimental (indivizi marcați sau izolați în mediul lor de viață), prin metoda tabelelor de viață. Reamintim variabilele esențiale ale acestei metode (a se revedea Cap. 11): x = variabila care cuantifică timpul, a_x = numărul de indivizi vii la începutul fiecărei perioade, $l_x = a_x/a_0$ = proporția de indivizi supraviețuitori la începutul perioadei x din cohorta originală, $d_x = l_x - l_{x+1}$ = indivizi eliminați în decursul perioadei x; q_x = mortalitatea specifică de vârstă = d_x / l_x.

Cunoscând greutatea medie a indivizilor din fiecare stadiu, putem determina producția medie a cohortei, prin formula modificată după Botnariuc şi Vădineanu (1982). Aceasta a fost aplicată prima dată de Jenseen şi Boysen (1919), pe baza ideii că mortalitatea totală a unei cohorte poate fi echivalentă cu estimarea producției acelei cohorte (**metoda însumării pierderilor aparente**).

$$P = (\sum_{x=0}^{k-1} \frac{(a_x - a_{x+1})}{(x+1) - x} * \overline{w}_x) + \Delta B_r$$

unde: a_x-a_{x+1} = numărul de indivizi eliminați; $(x+1)$-x = Δt = perioada de timp; w_x = masa medie a indivizilor din perioada x; ΔB_r = biomasa produşilor de excreție, secreție şi elemente reproductive (foarte dificil de evaluat, motiv pentru care adesea se neglijează); k = numărul de perioade, stadii din ciclul de viață.

O variantă presupune **estimarea independentă a pierderilor**, deoarece se înregistrează separat ieşirile din populație prin diferite forme de mortalitate şi emigrație, cu tehnici de tip Jolly-Seber.

Se mai foloseşte **metoda însumării creşterilor** pe întreaga perioadă de viață a unei cohorte. Procedura constă în efectuarea unei serii de prelevări care se fac periodic pe aceeaşi cohortă, începând cu apariția generației. De la o prelevare la alta creşterea este considerată ca fiind echivalentă cu modificarea valorii biomasei. Aceasta este multiplicată cu valoarea efectivului populației, rezultând o estimare a producției secundare pentru un interval de timp. Producția cohortei este egală cu suma tuturor produselor de acest fel pentru întreaga perioadă de experimentare.

Metoda **calculării ratei instantanee de creştere** (G), presupune o aproximare matematică şi determinarea indirectă a producției (metoda Ricker şi Allen). Astfel definim:

$$G = \ln(\frac{\overline{w}_{x+1}}{\overline{w}_x})$$

$$P = G * \overline{B}$$

unde B = **biomasă medie curentă**, care în acest caz se calculează ca o medie între mai multe probe colectate la sfârşitul perioadei de timp, exprimându-se ca unități de masă / unitate spațială (suprafață sau volum). Metoda se poate aplica şi în evaluarea producției primare.

Metoda lui Hynes seamănă cu construirea tabelelor statice de viață şi se bazează pe aceleaşi presupuneri. Dacă structura pe vârste sau pe clase de dimensiuni a populației este cunoscută, atunci se poate calcula cu aproximare producția ca o sumă a pierderilor dintre grupe de mărimi sau vârste succesive, fără a lua probe din mai multe perioade de timp. Metoda este expeditivă dar aproximativă (ca şi cea a tabelelor statice de viață), presupunând extragerea unor probe şi gruparea indivizilor în clase, sub rezerva limitativă a condițiilor descrise la tema respectivă. Formula pentru evaluarea producției este:

$$P = \sum_{x=1}^{k-1}(n_x - n_{x+1})(\frac{\overline{w}_x + \overline{w}_{x+1}}{2})$$

unde: n_x = număr de exemplare aparținând vârstei sau clasei x; w_x = biomasa medie a clasei x; k = număr total de clase de vârstă.

Metoda se aplică pe probe colectate la un anumit moment, este estimativă, nu se recomandă în studii care presupun acuratețe mare, dar este des folosită pentru evaluarea orientativă.

22.5. Determinarea energiei consumate (C)

Se poate face prin diverse metode care pot fi clasificate în două categorii: directe şi indirecte (după Botnariuc şi Vădineanu, 1982).

Dintre metodele directe de estimare a ratei consumului de energie (de ingerare a hranei), amintim:

- metode gravimetrice care implică determinarea cantității de hrană ingerată în unitatea de timp;
- metode de marcare a hranei cu izotopi radioactivi (C^{14}, P^{32}, Ca^{45}), utilizând markeri neasimilabili care se găsesc în hrană (Mg, Si) sau adăugând diferiți compuşi chimici.

Cunoaşterea echivalentului caloric al unui gram de hrană, prin ardere într-o bombă calorimetrică, precum şi a cantității de hrană consumate în unitatea de timp, ne oferă posibilitatea să evaluăm cantitatea de energie consumată de un individ, respectiv de populație. Este important să cunoaştem dacă ingerarea

hranei se face în mod continuu, periodic sau aperiodic, în ultimele două cazuri fiind necesară aprecierea intervalelor de timp precum şi a timpului de retenţie al hranei în tubul digestiv în scopul stabilirii duratei experimentelor.

- **Studiu de caz: determinarea ratei de ingerare a hranei după reducerea concentraţiei de hrană din mediu, de către populaţiile filtratoare** (adaptată după Botnariuc şi Vădineanu, 1982).

Această metodă este aplicabilă la speciile acvatice care se hrănesc prin filtrare. Principiul metodei se referă la reducerea concentraţiei de hrană în suspensie (alge monocelulare) în vase de experienţă care conţin un anumit număr de indivizi ce aparţin unei clase de dimensiuni, în comparaţie cu concentraţia hranei din vase martor, fără animale. Intervalul de experienţă variază în funcţie de specia (grupul) de interes. Pentru cladocere şi copepode filtratoare se aleg intervale de 30 – 60 minute, iar pentru bivalve 2 până la 8 ore. De asemenea, volumul de apă din vasele de experienţă este variabil, luând valori de 20 – 30 ml în cazul grupelor zooplanctonice menţionate şi 100 – 2000 ml pentru bivalve. Rata de filtrare (volumul de apă filtrat în unitatea de timp) este o funcţie multivariată, aceasta fiind dependentă de temperatura apei, oxigenul dizolvat, dimensiunea şi vârsta animalului, cantitatea (mg substanţă uscată/l) şi calitatea hranei, prezenţa sau absenţa elementelor toxice etc., toate acestea putând fi modulate în cadrul unei cercetări. Trebuie menţionat că în studiul realizat de Botnariuc şi Vădineanu (1982) problema este numai parţial abordată, deoarece atât zooplanctonul filtrator cât şi bivalvele ingurgitează şi bacterii, particule organice, iar scoicile preferă zooplanctonul în detrimentul fitoplanctonului. De aceea, o analiză aprofundată a energiei consumate ar trebui să se refere la întreaga dietă şi nu numai la o componentă a acesteia. Aplicarea metodei la *Daphnia pulex* comportă următoarele etape:

- Se realizează în laborator o cultură de alge verzi cu speciile *Chlorella* şi *Scenedesmus*, ale căror dimensiuni intră în spectrul de selectivitate al speciei studiate.
- Se întreţine într-un acvariu o cultură de *D. pulex*.
- Din cultura precedentă se izolează grupuri de indivizi de diferite clase de dimensiuni şi se introduc în bazine experimentale, unde concentraţia de hrană, de temperatură şi densitatea indivizilor sunt situate în interiorul domeniilor naturale de variaţie, timp de 18 – 36 ore.
- se scot indivizii de aceleaşi dimensiuni (utilizând filee planctonice) şi se introduc în vase care conţin apă filtrată prin membrane Millipore sau Synpor (Ø = 0,45 μ), timp de 1 – 2 ore pentru golirea intestinului.
- grupuri de 10 – 20 indivizi de aceleaşi dimensiuni sunt introduşi în vase Erlenmeyer de 50 ml, în care se află un volum de apă de 20 – 30 ml şi concentraţia de hrană dorită, pregătindu-se două vase martor fără animale. Vasele se acoperă cu staniol şi sunt menţinute la temperatură constantă 30 – 60 minute.
- Concentraţiile iniţiale şi finale ale hranei din vasele de experienţă se determină cu ajutorul unui spectrofotometru. Valorile de extincţie citite la

acest aparat sunt raportate la o curbă etalon care reprezintă regresia dintre valoarea extincției şi concentrația de alge (mg substanță uscată/ litru).

- Se află greutatea uscată a animalelor la o microelectrobalanță, după uscare timp de 18 ore la 90 ºC, sau aplicând calculul greutății din ecuația de regresie între acest parametru şi dimensiunile organismelor.
- Se determină:

V - volumul în litri al apei din vasul de experiență;

C_o - concentrația martor a algelor în vasele de experiență (cu animale) care reprezintă valoarea medie dintre concentrația inițială şi cea finală a algelor din vasele martor;

C_f - concentrația algelor la sfârşitul perioadei de experiență;

W - masa uscată a tuturor indivizilor folosiți în experiență (μg).

Rata de ingerare a hranei exprimată în mg s.u. hrană/mg s.u. specie studiată/ 24 ore se calculează după expresia:

$$C = \frac{(C_o - C_f)}{W} * 24 * V$$

Coeficientul 24 se foloseşte în cazul în care intervalul de experiență a fost de 60 minute. Prin cunoaşterea echivalentului caloric al unui miligram de substanță uscată rata de mai sus se exprimă în cal / mg . 24 ore.

22.6. Determinarea energiei cheltuite

Organismele îşi desfăşoară funcțiile vitale pe fondul unui permanent consum de energie. Cantitatea de energie care este cheltuită pentru menținerea şi desfăşurarea vieții variază în funcție de specie, dar şi intrapopulațional, în funcție de vârsta indivizilor, dimensiuni, starea fiziologică, reproductivă, de activitate, de nutriție, stres, precum şi de factorii externi dintre care cei mai importanți sunt temperatura, umiditatea, concentrația de oxigen şi dioxid de carbon, cantitatea şi calitatea hranei, diferiți agenți toxici etc.

În general energia necesară pentru întreținerea şi desfăşurarea vieții este eliberată din substrat (glucide, proteine, lipide) prin oxidare aerobă până la dioxid de carbon şi apă. Multe grupe sistematice pot obține această energie (total sau parțial) şi prin oxidarea anaerobă a substratului. Prin urmare, rata cheltuielii de energie poate fi estimată prin rata consumului de oxigen (respirația "R") sau prin rata glicolizei anaerobe.

- **Determinarea energiei cheltuite prin măsurarea consumului de oxigen** se poate realiza prin diverse tehnici care sunt încadrate în două categorii principale:

- respirometre închise (Warburg, Winkler, Sholander, Kalabukhov-Skoortsov);
- respirometre cu flux continuu.

În această lucrare vor fi prezentate pe scurt numai principiile metodelor implicate în evaluarea consumului de oxigen, deoarece tehnicile menționate au fost studiate amănunțit în cadrul laboratoarelor de hidrobiologie, fiziologie

vegetală şi animală. Respirometrele închise presupun izolarea animalelor în camere de respiraţie etanşe şi urmărirea modului în care oxigenul este consumat de către acestea în timp. Consumul de oxigen se raportează la unitatea de timp şi masă sau greutate a animalului. Urmărirea respiraţiei se poate face fie continuu (prin electrozi care înregistrează permanent modificarea concentraţiei de oxigen) fie făcând diferenţa între concentraţia iniţială de oxigen în camera de lucru şi cea evidenţiată printr-un procedeu chimic după un anumit interval de timp. Atunci când natura experienţei o cere se poate lucra cu probe martor în care se urmăreşte variaţia oxigenului în lipsa organismelor studiate şi compararea acesteia cu cea înregistrată în camerele cu indivizi. Inconvenientele acestor tehnici constau în faptul că reducerea oxigenului determină în timp o modificare a ratelor metabolice ale organismelor studiate, precum şi posibilitatea perturbării acestora prin metaboliţii intermediari care sunt eliberaţi în mediu. După Botnariuc şi Vădineanu (1982) se impune, în cazul folosirii acestor tehnici, standardizarea intervalului de experienţă astfel încât consumul de oxigen să nu depăşească 20% din valoarea iniţială a concentraţiei.

Tehnicile de respirometrie în flux continuu evită neajunsurile metodei precedente, permit o simulare mai pertinentă a fenomenelor care se petrec în mediul natural, controlează mai riguros factorii care determină sau influenţează rata proceselor metabolice. În principiu un respirometru în flux continuu permite măsurarea permanentă a concentraţiei oxigenului înainte şi după ce apa sau aerul trec printr-o cameră respiratorie, prin utilizarea unor celule de măsurare cu electrozi de oxigen. O pompă asigură un flux permanent de aer sau apă prin camera respiratorie. Se înregistrează şi pot fi modificate fluxul fluidului, temperatura şi alţi parametri care pot fi urmăriţi preferenţial în funcţie de opţiunile investigaţiei. O descriere completă a unui astfel de aparat precum şi a modului de operare şi calcul este redat de Botnariuc şi Vădineanu (1982, p. 411 – 413).

- **Aprecierea energiei cheltuite în condiţii de hipoxie, pe baza determinării ratei de acumulare a acidului lactic**

În general organismele acvatice care populează medii sărace în oxigen dar cu o încărcătură mare de substanţă organică, folosesc calea anaerobă care are ca produs final acidul lactic şi numai în cazuri speciale prelungesc această cale cu procese adiţionale care au ca produs final succinatul sau propinatul. În cazul din urmă energia eliberată din substrat sporeşte de la 7% la 15-17%. Metoda se bazează pe determinarea ratei de producţie a acidului lactic la indivizii care îşi desfăşoară activitatea în condiţii diferite de temperatură şi concentraţie a oxigenului.

- **Calcularea energiei cheltuite de o populaţie într-un interval lung de timp**

Presupune aplicarea metodelor precedente într-un interval de timp ales funcţie de necesitatea studiului, în raport cu greutatea indivizilor studiaţi, temperatura şi presiunea parţială a oxigenului sau cu alţi factori ai mediului. Necesită şi evaluarea dinamicii populaţiei (modificările efectivului) precum şi a

variațiilor temperaturii şi ale concentrației de oxigen din mediu în intervalul de timp.

22.7. Determinarea asimilabilității (U') prin metoda Conover (1966)

Principiul metodei se bazează pe presupunerea că în procesul de digestie este afectată numai cantitatea de materie organică, nu şi cea anorganică. Dacă se cunoaşte proporția de materie organică în hrana consumată şi în excremente, se poate calcula eficiența asimilării hranei consumate, sau asimilabilitatea. Modul de lucru este următorul (după Botnariuc şi Vădineanu, 1982):

- Se prelevă probe reprezentative pentru hrana populației studiate (probele trebuie să reflecte spectrul trofic al populației).
- Probele se usucă la 90 ºC până la greutate constantă.
- În acelaşi timp se colectează probe de excremente care sunt uscate şi cântărite în acelaşi mod.
- Probele de hrană şi excremente uscate sunt calcinate la 530 ºC timp de 3 ore.
- Se cântăreşte cu aceeaşi precizie cenuşa rămasă din fiecare probă.

În cazul fiecărei probe se cunoaşte greutatea uscată totală (W_t) şi greutatea cenuşii (W_m). Atunci greutatea uscată a materiei organice (W_o) se calculează după expresia:

$$W_o = W_t - W_m$$

Proporția de materie organică din hrană (F') se calculează după relația:

$$F' = \frac{W_{o,h}}{W_{t,h}}$$

unde: $W_{o,h}$ este greutatea uscată a materiei organice din hrană iar $W_{t,\ h}$ este greutatea uscată totală a hranei.

Proporția de materie organică din excremente (E') se determină în mod analog:

$$E' = \frac{W_{o,e}}{W_{t,e}}$$

unde: $W_{o,e}$ este greutatea uscată a materiei organice din excremente, iar $W_{t,\ e}$ este greutatea uscată totală a probei de excremente. Dispunând de valorile acestor parametri se poate calcula asimilabilitatea:

$$U' = \frac{F' - E'}{(1 - E') * F'} * 100$$

22.8. Determinarea energiei consumate pe cale indirectă

Cunoaşterea asimilabilității, a producției şi a respirației oferă posibilitatea calculării indirecte a energiei consumate. Un alt mod de a defini eficiența asimilării hranei consumate - asimilabilitatea (U'), este raportarea energiei asimilate (A) la cea consumată (C), adică:

$$U' = \frac{A}{C}$$

Energia asimilată (A) este diferența dintre producție (P) şi respirație (R):

$$A = P - R$$

Cunoscând toți aceşti parametri, se poate deduce energia consumată prin relația:

$$C = \frac{P - R}{U'}$$

Consumul de energie se va exprima în mod similar cu producția şi respirația, în unități energetice (cal sau kcal) raportate la unitatea de suprafață sau volum şi intervalul de timp.

22.9. Eficiențe energetice ecologice (EE)

Din 1926 când a apărut conceptul de **eficiență energetică ecologică** (EE) şi până în prezent, teoria şi aplicațiile randamentelor de acumulare, conversie, partiționare şi transfer ale energiei prin compartimentele rețelelor trofice au cunoscut o puternică dezvoltare. Pe seama acestor eficiențe s-a creat premiza descrierii randamentelor fluxurilor de energie, calcularea dimensiunilor lanțurilor şi ale densității rețelelor trofice, estimarea şi îmbunătățirea capacității de susținere a sistemelor ecologice, şi multe altele.

Orice raport a cel puțin doi parametri ai fluxului energetic care descriu conversia, acumularea, partiționarea sau transferul de energie la nivel de organizare supraindividual, poartă denumirea de **eficiență energetică ecologică**, sau mai simplu: **eficiență ecologică (EE)**. Vorbim de "**eficiențe de transfer**" când raportăm la niveluri trofice succesive şi "**eficiențe de conversie şi utilizare**" când aceste randamente sunt calculate în interiorul unui anumit nivel trofic.

Într-un studiu publicat în 1926 Edgar Transeau a estimat acumularea de energie de către o cultură de grâu într-un singur sezon de vegetație. Prin aceasta s-a realizat şi determinarea primei eficiențe ecologice de utilizare şi conversie a energiei.

Formula pe care a utilizat-o a fost:

$$\frac{\textit{Producția primară brută (PPB)}}{\textit{Radiația solară incidentă}} * 100 = \frac{33 * 10^6 \text{ kcal}}{2043 * 10^6 \text{ kcal}} * 100 = 1.6\ \%$$

Transeau a numit acest raport **"eficiență de conversie a energiei incidente de către autotrofe"**. Un alt aspect interesant evidențiat cu aceeaşi ocazie a constat în determinarea eficienței cu care autotrofele utilizează energia încorporată. Energia utilizată pentru menținere este reflectată de respirația celulară şi se măsoară prin pierderea datorată activităților respiratorii ale întregii culturi de probă. Transeau a determinat ceea ce a numit "eficiența metabolică sau de asimilație" în modul următor:

$$\frac{\textit{Energia consumată prin respirație (R)}}{PPB} *100 = \frac{7.7*10^6\ kcal}{33.0*10^6\ kcal} *100 = 23.4\ \%$$

Concluzia a fost că deşi s-a utilizat relativ puțină energie din totalul incident, plantele sunt remarcabil de eficiente în conversia energiei capturate în biomasă (76.6%). Acest studiu a arătat cum se poate interpreta informația privind fixarea energiei primare, în corespondență cu cele două variabile majore: biomasa şi rata de producere a acesteia. Cunoscând durata de vegetație şi echivalentul caloric al masei produse şi utilizate, se poate obține prin împărțire o estimată a ratei. Studii ulterioare au evidențiat faptul că eficiența de conversie a radiației solare într-o pajişte naturală este de circa 3/4 față de cea a câmpului cultivat. Pierderile datorate respirației reprezintă numai aproximativ 2/3. De aici s-a tras concluzia că deşi energia capturată este mai mică, randamentul de utilizare este mai mare în cadrul ecosistemelor naturale.

Mai târziu s-a studiat captura energiei solare de către ecosistemele acvatice. După datele obținute de C. Juday (1922, 1935; ap. Lindeman, 1942) în două lacuri situate aproximativ la aceeaşi latitudine în Wisconsin şi Minnesota (SUA) numai 0.35% din fluxul energetic a fost încorporat în autotrofe. Utilizarea energiei absorbite a fost cercetată în lacul Mendota, obținându-se valori de 25% pentru fitoplancton şi de 24% pentru macrofite, pe când eficiența de conversie a radiației a fost apreciată la 0.42%. R. Lindeman (1942), pe baza studiilor efectuate în lacul Cedar Bog, are meritul de a fi integrat aceste date empirice şi de a fi dezvoltat conceptul de "dinamică energetică" în cadrul structurii trofo-dinamice a ecosistemului. Prin cercetările lui, a oferit posibilitatea analizei bilanțurilor energetice atât în cadrul unui nivel trofic cât şi între niveluri succesive.

Captura energiei radiante este considerabil mai mică în ecosistemele acvatice decât în cele terestre, mai ales din cauza intensității luminii care este un factor limitativ esențial (intensitatea acesteia atenuându-se rapid cu adâncimea). Pierderile prin respirație sunt relativ identice cu cele dintr-un agroecosistem, dar mai mari decât într-un ecosistem natural terestru.

Încorporarea energiei radiante incidente (eficiența de conversie) variază la modul global între 0.1% şi 1.6% (rar depăşind 3%). Această eficiență este apreciată la mai puțin de 0.5% pentru fitoplancton, între 2.0 şi 3.5% pentru păduri, 1 - 2% pentru comunități ierboase şi în jur de 1.5% pentru agroecosisteme.

Energia cheltuită pentru întreținere (eficiența metabolică) a fost apreciată la 15 - 24% pentru ecosisteme ierboase, 50 - 60% pentru păduri caducifoliate din zona temperată şi 70 - 75% pentru păduri tropicale (Smith, 1990; Ricklefs, 1993).

Alte eficiențe sunt definite mai jos (abrevierile sunt conforme cu cele utilizate în fig. 21.1), cu specificarea că acestea reprezintă o mică selecție din totalul formulelor care sunt sau pot fi utilizate. În formule indicele n semnifică un nivel trofic oarecare, iar (n-1) un nivel imediat inferior.

a. Eficiențe între nivelurile trofice succesive

$$\frac{A_n}{A_{n-1}} = \text{Eficiența de asimilație}$$

$$\frac{P_n}{P_{n-1}} = \text{Eficiența de producție}$$

$$\frac{A_n}{P_{n-1}} = \text{Eficiența de utilizare a energiei}$$

b. Relații în interiorul unui nivel trofic:

$$\frac{P_n}{A_n} = \text{Eficiența de creștere a țesuturilor}$$

$$\frac{P_n}{I_n} = \text{Eficiența de creștere ecologică}$$

$$\frac{A_n}{I_n} = \text{Eficiența de transformare}$$

Toate aceste relații se exprimă fie zecimal, fie procentual. E.P. Odum (1971) afirma că expresiile EE sunt semnificative prin comparație numai atunci când sunt adimensionale (adică termenii se exprimă în aceeași unitate de măsură), și recomandă ca acolo unde se poate să se exprime în unitatea de bază ("energy currency" = cal/cal). O regulă admite o reducere de 10 ori a energiei pe măsură ce aceasta trece dintr-un nivel în altul (constanta Slobodkin, 1962). Aceasta înseamnă că, de pildă, dacă 1000 de kcal sunt consumați de ierbivore, cca. 100 kcal vor fi convertiți în țesuturi de către acestea, 10 kcal intră în consumatorii secundari și numai 1 kcal în cei terțiari. Însă aceasta nu este o regulă universală, în multe studii s-a demonstrat că pierderile sunt ceva mai mici. Eficiențele de asimilație variază foarte mult la animalele poikiloterme față de cele homeoterme: ultimele au eficiențe de asimilație superioare față de cele din prima categorie. Eficiența ecologică de creștere (P/I) tinde să rămână constantă în toate nivelurile, la aproximativ 20% (Slobodkin, 1967).

Rata de transfer a fluxului de energie printr-o comunitate este inversa ratei de rezidență (Ricklefs, 1993). Această rată reprezintă un indice al dinamicii ecosistemului respectiv. Cu cât timpul de rezidență este mai mare, cu atât se acumulează mai multă energie. Timpul mediu de rezidență a energiei într-o verigă particulară a unui lanț trofic, rezultă din relația:

$$\textit{Timp de rezidență (ani)} = \frac{\textit{Energia stocată în biomasă } (kJ/m^2)}{\textit{Productivitatea netă } (kJ/m^2.an)}$$

Utilizând unități de masă, aceeaşi relație conduce la rata de acumulare a biomasei. Pădurile tropicale umede au un timp de rezidență de 23 ani. Valorile medii variază de la 20 ani în păduri caducifoliate temperate, la mai puțin de 20 zile în comunitățile acvatice (idem). Degradarea litierei se exprimă ca raportul:

$$\textit{Degradarea litierei} = \frac{\textit{acumularea litierei } (g/m^2)}{\textit{rata de degradare } (g/m^2.an)}$$

Acest raport prezintă valori de 3 luni în pădurile pluviale tropicale, 1-2 ani în regiuni tropicale uscate sau montane, 4 - 16 ani în sud-estul SUA, atingând valori de cca. 100 ani în munți sau în pădurile boreale (idem).

Într-o abordare mai tehnicistă se poate asocia fiecărui nivel trofic o anumită tensiune. Între nivelurile energetice ale unei piramide eltoniene ar apare astfel diferențe de potențial, denumite de H.T. Odum (1960, ap. Stugren, 1982): **ecoforțe (EF)**.

După Margalef (1962, ap. Stugren, 1982) mărimea ecoforței rezultă din inecuația:

$$EF = \frac{\textit{energie necheltuită (NU)}}{\textit{biomasă}} > 0$$

Aceasta ar putea constitui o altă expresie pentru o eficiență ecologică, mai ales dacă s-ar înlocui biomasa de la numărător cu echivalentul energetic al producției brute. După sursa citată, ecoforța este o funcție de stare care descrie acumularea energiei în biomasă. Intensitatea fluxului energetic este invers proporțională cu valoarea EF. Într-un ecosistem ideal autarhic relația ar fi EF = 0. În realitate aceasta nu se anulează niciodată (Stugren, 1982).

Până aici nu s-a ținut seama însă de un parametru cu o importanță deosebită. De cele mai multe ori în energetica ecologică investiția populațiilor în urmaşi (energia de reproducere) este neglijată. Această variabilă reflectă strategiile de viață ale speciilor respective, bioistoria şi particularitățile procesului de adaptare. În orice biociclu există o competiție între energia alocată structurilor somatice şi celor reproductive, mai ales atunci când resursele sunt limitate. Cu cât se utilizează mai multă energie reproductivă, cu atât sunt mai puține resurse disponibile pentru părinți, scăzând considerabil şi şansele lor de supraviețuire sau speranța de viață. Între reproducere şi speranța de viață este o relație invers proporțională în termeni energetici (Calow, 1983). Aceste investiții sunt supuse constrângerilor taxonomice şi ecologice. La moluştele acvatice autorul citat a observat că în habitate stabile, în general predomină specii cu generații suprapuse şi ponte reduse (investiție energetică reproductivă mică), pe când în cele instabile sunt mai frecvente speciile cu generații discrete şi care fac investiții reproductive mari. Din acestea rezultă necesitatea cunoaşterii "eficiențelor reproductive". Există puține lucrări în literatura de specialitate care fac referiri la asemenea indici.

Calow (1983) propune un raport între energia investită în reproducere şi cea absorbită în sezonul respectiv, iar Browne şi Russel-Hunter (1978, ap. idem)

folosesc la numitor energia totală utilizată într-un an, în alte scopuri decât în respirație. Generalizând şi ținând seama de notațiile din această lucrare, pentru primul caz obținem relația (X_n/I_n') unde I_n' = totalul energetic absorbit într-un sezon de reproducere. Se mai utilizează şi expresia Browne şi Russel-Hunter: (X_n/E'), unde E'= energie totală anuală utilizată altfel decât în respirație.

Aceste relații sunt fără îndoială dificil de utilizat la diferitele grupe de organisme. Pentru a standardiza aceste EE reproductive ca expresii analoge cu cele utilizate anterior, au fost propuşi următorii doi indici (după A. Sárkány-Kiss şi I. Sîrbu, 1998):

$$\frac{X_n}{P_n}$$ = "proporția între investiția reproductivă şi cea somatică"

$$\frac{X_n}{I_n}$$ = "eficiența de utilizare a energiei absorbite în reproducere"

Calow (1983) mai propune un indice pentru “costul reproductiv parental” (C’):

$$C' = 1 - \left[\frac{\textit{Energia intrată - Energia investită în reproducere}}{\textit{Energia metabolismului somatic}}\right]$$

La modul general caracterizarea energetică a unui ecosistem **(bugetul energetic al comunităților)** se poate face prin măsurarea cantității de energie care intră în acesta, cea vehiculată de-a lungul lanțurilor trofice şi cea care părăseşte sistemul. Asemenea informații redau "producția netă a ecosistemului (PNE)", sinonimizată adeseori cu "acumularea globală de biomasă" :

PNE = PPB - R plante - R animale - R descompunători

O aplicație interesantă a eficiențelor o constituie determinarea teoretică a numărului de niveluri trofice pe care un ecosistem le poate întreține. Legea a 2-a a termodinamicii limitează numărul acestora (enunțând că eficiența de transfer şi de transformare este întotdeauna mai mică de 100%, deci mai devreme sau mai târziu ea va tinde spre valori neacceptate de o comunitate), fără a oferi însă posibilitatea unei estimări. După Ricklefs (1993), cunoscând eficiența ecologică de producție a unui nivel trofic, eficiențele de transfer şi PPN se poate calcula în orice ecosistem lungimea maximă a lanțului trofic. Cunoscând eficiența ecologică de producție a unui nivel trofic (sau eficiența de transfer $Eff_n = P_n / P_{n-1}$), PPN, şi energia disponibilă pentru un nivel n = E(n) = I_n, din egalitatea

$$E(n) = PPN * (Eff)^{n-1}$$

se poate estima numărul mediu de niveluri trofice (sau verigi ale unui lanț trofic). Din relația precedentă rezultă:

$$n = 1 + \frac{\log(E(n)) - \log(PPN)}{\log(Eff)}$$

unde Eff este media geometrică a eficiențelor de transfer între niveluri. Pe această bază autorul citat a determinat lungimea medie a lanțurilor trofice în diferite ecosisteme.

23. ANALIZA REȚELELOR TROFICE

Structura rețelelor trofice poate fi analizată şi descrisă pe baza mai multor indici sau parametri ecologici cantitativi. Aceştia pot fi utilizați pentru a compara structura aceleiaşi rețele la intervale diferite de timp, inclusiv prin monitorizare periodică, caz în care analiza se transformă într-o evaluare a dinamicii rețelelor trofice. Pe aceeaşi bază este posibilă compararea unor rețele, respectiv a unor sisteme ecologice diferite. Utilizăm spre exemplificare un model conceptual al unei rețele trofice (fig. 23.1.) şi principalii parametri cantitativi care se pot evalua la un anumit moment (prelucrat după Cox, 2002).

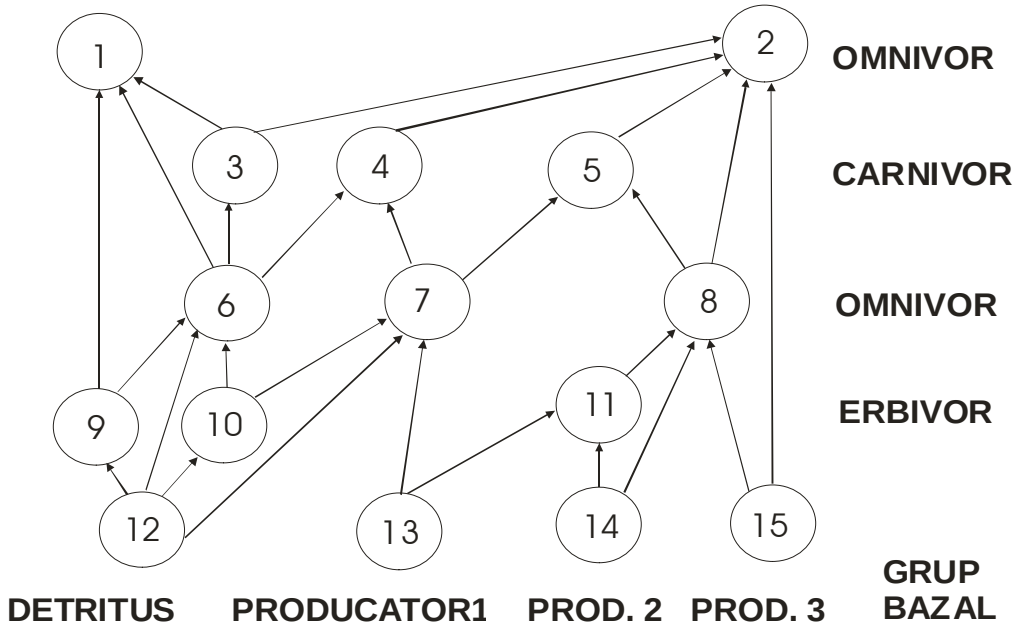


Fig. 23.1. Schemă reprezentând o rețea trofică

Trăsături cantitative ale rețelei trofice

O primă caracteristică este numărul de grupe trofice, de compartimente sau de specii identificate în rețeaua respectivă. Este indicat, dar cel mai frecvent imposibil, să se determine taxonii până la rang de specie, precum şi să se precizeze relațiile dintre toate acestea. De obicei se grupează speciile în compartimente trofice, după poziția lor relativă în lanțuri, după tipul de hrană, mod de viață şi dimensiuni similare ale corpului. În asemenea studii se lucrează cu grupe mai generale, cum ar fi: bacterii, protozoare, fungi, fitoplancton, zooplancton etc. După descrierea, determinarea şi cunoaşterea relațiilor trofice, se pot distinge următoarele trăsături cantitative ale rețelei, aşa cum sunt acestea ilustrate pe baza schiței din Fig. 23.1.

23.1. Numărul de grupe (compartimente) trofice

Caracterizează din câte obiecte (specii, grupuri de specii, compartimente sau grupe trofice) este alcătuită rețeaua trofică. Adesea aceasta se poate considera ca variabilă care poate fi relaționată de alte măsuri şi parametri ai rețelei. De exemplu se poate studia modul în care randamentele sunt afectate de modificarea numărului de specii, cum se adaptează fluxul energetic dacă o specie cheie este adăugată sau eliminată, cum se modifică numărul de legături cu creşterea numărului de grupuri trofice etc. În rețeaua redată schematic anterior se pot distinge 15 grupuri trofice; dintre acestea 14 pot fi asimilate cu specii diferite, dar detritusul este o categorie agregată.

23.2. Lungimea medie a lanțurilor trofice

Lungimea medie a lanțurilor trofice este numărul mediu de legături dintre grupele trofice bazale şi cele de vârf. Pentru aceasta se identifică toate rutele posibile ale circulației energiei de la grupele bazale (detritus şi producători) şi până la cele terminale (deci toate lanțurile trofice decelabile), şi se împarte la suma dintre numărul de elemente bazale şi cele de vârf (grupele extreme).

Suma grupelor extreme este: 4 grupe bazale şi 2 de vârf = 6

Legăturile între grupele bazale şi cele de vârf sunt:

- 12 - 9 - 1
- 12 - 9 - 6 - 1
- 12 - 9 - 6 - 3 - 1
- 12 - 6 - 3 - 1
- 12 - 6 - 1
- 12 - 10 - 6 - 1
- 12 - 10 - 6 - 3 - 1
- 12 - 9 - 6 - 3 - 2
- 12 - 6 - 3 - 2
- 12 - 10 - 6 - 3 - 2
- 12 - 9 - 6 - 4 - 2
- 12 - 6 - 4 - 2
- 12 - 10 - 6 - 4 - 2
- 12 - 10 - 7 - 4 - 2
- 12 - 10 - 7 - 5 - 2
- 12 - 7 - 5 - 2
- 13 - 7 - 4 - 2
- 13 - 7 - 5 - 2
- 13 - 11 - 8 - 5 - 2
- 13 - 11 - 8 - 2
- 14 - 11 - 8 - 5 - 2
- 14 - 8 - 5 - 2
- 14 - 11 - 8 - 2

- 14 - 8 - 2
- 15 - 8 - 5 - 2
- 15 - 8 - 2
- 15 - 2

Aceasta înseamnă în total 27 rute (lanțuri), media (27/6) fiind 4.5, ea constituind lungimea medie a lanțurilor trofice.

23.3. Procentul grupelor din diferitele categorii de niveluri trofice

Se distinge un nivel bazal (care nu are relații în jos), unul de vârf (fără relații în sus) şi o categorie a nivelurilor intermediare (specii sau grupe cu relații atât în sus cât şi în jos). În graficul precedent se observă că sunt două grupe de vârf, şi anume 1 şi 2, patru niveluri bazale (12, 13, 14, 15), restul de nouă grupe fiind intermediare. Aceasta înseamnă că procentele grupelor de vârf, intermediare şi bazale sunt (în ordine): 13.33%: 26.67%: 60%.

23.4. Procentul de relații dintre diferitele categorii de niveluri trofice

Recunoscând cele trei categorii de niveluri trofice, se pot distinge patru categorii de relații: între nivelul de vârf şi unul intermediar (V - I), între două intermediare (I - I), între unul intermediar şi unul bazal (I - B) şi între unul de vârf şi unul bazal (V - B). Procentele acestora se calculează în mod similar, prin raportare la numărul total de relații existente. Astfel distingem în rețeaua noastră 26 de relații în total, dintre care: 7 de tip V - I (26.92%), 9 de I - I (34.62%), 9 de I - B (34.62%), 1 de tip V - B (3.84%).

23.5. Conectanța

Complexitatea relativă a unei rețele trofice se poate exprima ca raportul dintre numărul de legături (relații trofice) existente şi numărul maxim posibil. Dacă notăm cu n numărul de grupe trofice, iar cu NM numărul maxim de legături posibile, atunci:

$$NM = \frac{n(n-1)}{2}$$

În exemplul nostru NM este 105, iar conectanța este (26/105)*100 = 24.76%.

23.6. Densitatea relațiilor

Densitatea relațiilor trofice este dată de numărul mediu al legăturilor raportat la grup trofic sau specie. Pentru aceasta trebuie numărate toate relațiile trofice ale fiecărui grup sau specie, iar suma acestora se împarte la numărul de compartimente. Astfel speciile din rețeaua noastră au următoarele valori ale relațiilor: grupul 1 are 3 legături, 2 are 5 legături, apoi în ordine: 3 - 3 legături, 4 - 3, 5 - 3, 6 - 6, 7 - 5, 8 - 5, 9 - 9, 10 - 3, 11 - 3, 12 - 4, 13 - 2, 14 - 4, 15 - 2 legături. Aceasta totalizează 60 de relații, care împărțite la cele 15 grupuri trofice (compartimente), determină o densitate a legăturilor de 4 relații per grup.

23.7. Frecvența omnivorelor

Omnivorele sunt animale care au legături directe cu mai mult de un nivel trofic inferior. Frecvența se calculează prin raportarea numărului grupelor omnivore la numărul total de grupe trofice sau de specii din rețea. Omnivorele din rețeaua noastră sunt speciile: 1 şi 2 care au legături cu trei niveluri inferioare, apoi grupele 6, 7 şi 8 care au relații cu câte două niveluri inferioare. Frecvența omnivorelor este dată de raportul: 5 grupe omnivore raportat la 15 grupe trofice, deci 33.33%. Dintre acestea 13.332% reprezintă frecvența omnivorelor cu relații în trei niveluri, iar 19.998% cea cu relații în două niveluri inferioare.

Există şi alți parametri cantitativi, cum ar fi de exemplu raportul dintre consumatori şi pradă, sau raportul dintre sectorul detritivor şi cel producător al rețelei etc.

Problemă. Examinați rețelele trofice ale Lacului Victoria (Africa de Est), înainte (fig. 23.2) şi după (fig. 23.3) introducerea Bibanului de Nil (*Lates niloticus*). Calculați parametri cantitativi ai rețelelor trofice şi discutați modalitățile prin care bibanul, specie introdusă, a modificat caracteristicile structurale şi funcționale ale rețelelor trofodinamice. În aceste figuri (adaptate după Leveque, 1995 ap. Cox, 2002) în afara unor compartimente trofice agregate, apar şi unele specii, cum ar fi: *Oreochromis niloticus* (Tilapia, peşte ciclid), *Haplochromis sp.* (de asemenea un peşte din familia Cichlidae), *Rastrineobola argentea* (peşte din familia crapilor, Cyprinidae) şi crustaceul *Caridina nilotica.*

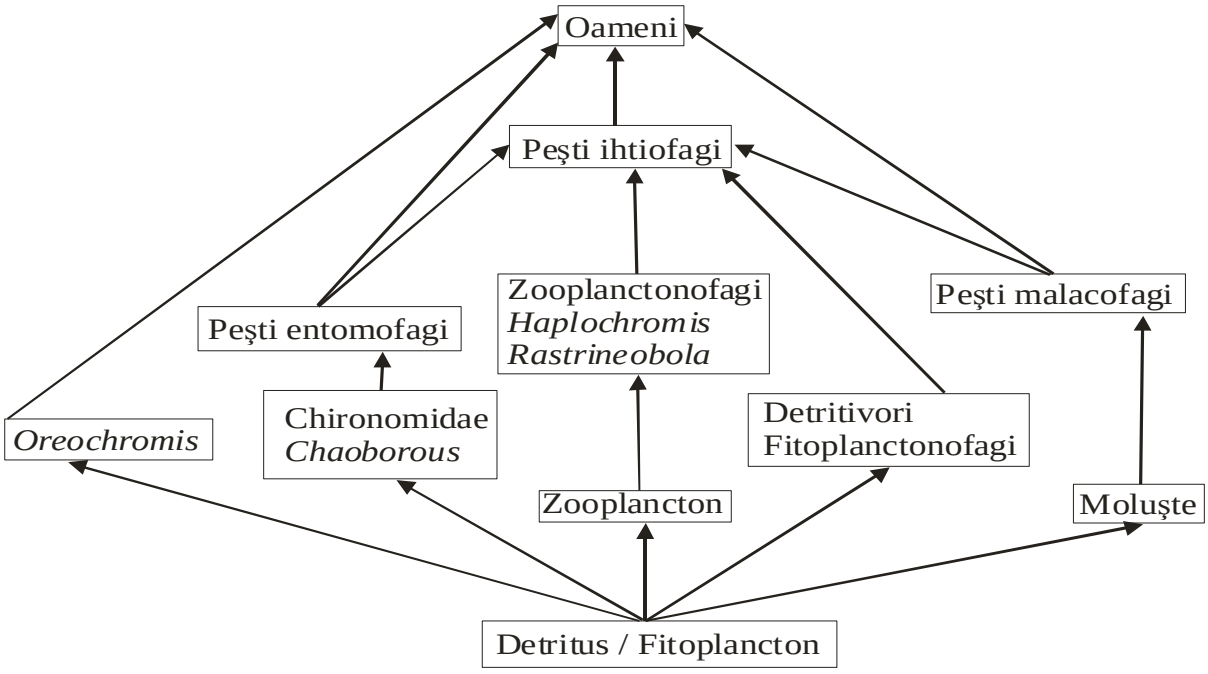


Fig. 23.2. Rețeaua trofică a Lacului Victoria înainte de introducerea bibanului de Nil (anii 1970)

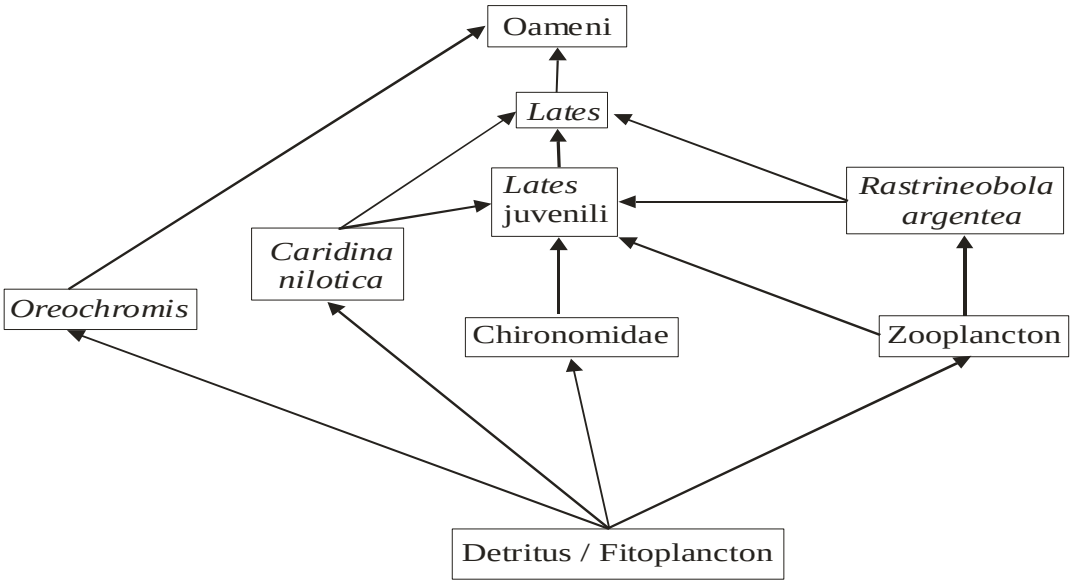


Fig. 23.3. Rețeaua trofică a Lacului Victoria după introducerea bibanului de Nil (1989).

Rezolvare. Valorile celor 7 parametri cantitativi ai rețelelor trofice pentru problema precedentă sunt redate mai jos. Ultima coloană indică consecințele introducerii bibanului de Nil asupra structurii rețelei trofice a lacului Victoria:

Parametru cantitativ al rețelei trofice	Lacul Victoria 1970	Lacul Victoria 1989	Schimbări în rețea
1. Număr grupe trofice	11	9	Grupele trofice au scăzut cu 2
2. Lungimea medie a lanțurilor trofice	Nr. grupe extreme = 2 Nr. rute de circulație a energiei = 7 Media = 7/2 = 3.5	Nr. grupe extreme = 2 Nr. rute de circulație a energiei = 7 Media = 7/2 = 3.5	Lungimea medie a lanțurilor nu a fost afectată de specia introdusă
3. Procentul grupelor din diferitele niveluri trofice	grupe de vârf = 1 grupe intermediare = 9 grupe bazale = 1 9,1%: 81,8%:9.1%	grupe de vârf = 1 grupe intermediare = 7 grupe bazale = 1 11,1%:77,8%:11,1%	Scade procentul grupelor intermediare; creşte cel al grupelor extreme
4. Procentul de legături	Nr. total relații = 16 V-I: 4 = 25% I-I: 7 = 43,75% I-B: 5 = 31,25% V-B: 0 = 0%	Nr. total relații = 14 V-I: 2 = 14,29% I-I: 8 = 57,14% I-B: 4 = 28,57% V-B: 0 = 0%	Scade numărul total de relații, scade proporția celor ale grupelor extreme, creşte proporția relațiilor intermediare.
5. Conectanța (C)	NM_1 = 55 (nr. maxim) C_1 = 29,1%	NM_2 = 36 (nr. maxim) C_2 = 38,9 %	Conectanța creşte
6. Densitatea legăturilor (D)	D_1= 29 relații/11 grupe = 2,63	D_2= 28 relații/9 grupe = 3.11	Creşte densitatea
7. Frecvența omnivorelor (F)	F_1 = (2/11)*100 = 18,18%	F_2 = (3/9)*100 = 33,33%	Creşte frecvența omnivorelor

Concluzie generală: prin comparație cu valorile parametrilor constatați în rețelele sistemelor ecologice naturale, prin introducerea speciei alohtone se constată creşterea fragilității, scăderea diversității, în paralel cu reducerea echilibrului rețelei afectate.

24. ELABORAREA LUCRĂRILOR DE SPECIALITATE

Această temă tratează succint principalele reguli şi principii pe care trebuie să le respectăm atunci când elaborăm **lucrări de specialitate**. A fost concepută sub forma unui ghid practic, ca urmare a observării multor lacune înregistrate în decursul ultimilor ani la studenții şi absolvenții noştri, în ceea ce priveşte scrierea lucrărilor de licență. Scopul acestei teme nu este de a stabili un model ideal, singular şi rigid al lucrărilor voastre. Dimpotrivă, fiecare lucrare trebuie să posede un grad cât mai ridicat de originalitate, în cadrul căruia sunt permise stiluri, abordări şi expuneri ale rezultatelor relativ elastice. Este necesar ca fiecare să-şi adapteze şi formeze propriul stil de scris, în legătură cu personalitatea, cultura şi - nu în ultimă instanță - imaginația. Dar există şi o serie de reguli care au menirea de a ghida tânărul autor, de a creşte şansa ca informația să fie corect şi obiectiv expusă, de a facilita procesul de elaborare şi - nu în ultimă instanță - de a mări şansa de apreciere favorabilă a lucrării, care poate însemna inclusiv o notă mai bună la susținerea lucrărilor de licență.

Prin urmare am alcătuit aici un ghid de reguli generale şi nicidecum un model rigid care trebuie respectat cu strictețe.

Un alt motiv este legat şi de faptul că discipline (materii, ştiințe), şcoli şi chiar profesori diferiți, au adesea vederi mai mult sau mai puțin diferite pentru unele sau altele dintre aceste reguli. În fiecare caz este bine să discutați şi să respectați cerințele particulare; cel mai adesea acestea vor fi de amănunt, fără a împieta asupra principiilor mai generale prezentate în continuare.

În sfârşit lucrări de categorii diferite pot avea la rândul lor unele reguli particulare. De exemplu organizarea şi divizarea unei lucrări ştiințifice menite să fie publicată va diferi în multe aspecte de o lucrare de licență sau dizertație. La momentul potrivit voi expune cele mai importante diferențe, fără a insista prea mult asupra lor: ne intereseaza mai degrabă cerințele de bază ale unei lucrări bune.

Pentru a facilita tratarea şi înțelegerea acestei teme, ea este concepută în manieră sintetică, sub forma unor întrebări şi răspunsuri.

24.1. Ce este o lucrare de specialitate?

În ecologie şi protecția mediului, precum şi în biologie sau multe alte discipline, prin lucrare de specialitate se înțelege un material scris care se poate încadra, cel mai frecvent, la una dintre următoarele categorii:

- lucrare de licență
- lucrare de dizertație (la masterat)
- lucrare de doctorat

- articol ştiinţific (destinat publicării)
- raport ştiinţific (de cercetare)
- carte (volum, monografie)
- altele (recenzii, referate, sinteze etc.) care nu fac obiectul acestei teme.

Oricare lucrare dintre cele care fac obiectul acestui capitol se caracterizează printr-un grad oarecare de originalitate (conţine şi datele noi obţinute de către autor, din laborator, teren sau ambele).

O LUCRARE BUNĂ ESTE CEA CARE ADUCE IDEI, INFORMAŢII ŞI DATE NOI, VALIDATE, VALORIFICABILE, DESPRE CEVA ÎNCĂ NECUNOSCUT, CARE UMPLE UN GOL, RESPECTIV CARE ÎNTREGEŞTE CUNOAŞTEREA UNUI SUBIECT, ŞI CARE POATE FI INTEGRATĂ ÎN CONTEXTUL CUNOŞTINŢELOR EXISTENTE.

24.2. De ce scriem lucrări?

Nu demult o studentă de la masterat m-a întrebat de ce este important să publicăm lucrări? Întrebarea mai generală este: care sunt motivele care ne îndeamnă să elaborăm lucrări de spcialitate? Răspunsurile comportă mai mult aspecte:

- Obligaţii insitituţionale

Numai cei care au lucrări de licenţă (şi prin extensie de dizertaţie) suficient de bune vor fi capabili să absolve studiile de profil.

În cadrul multor instituţii angajaţii trebuie să scrie articole ştiinţifice, rapoarte de cercetare etc. pentru a justifica munca depusă, a onora contractele încheiate cu diverşi, sau pentru a justifica investiţiile.

- Obligaţii legate de carieră, afirmare profesională

În multe domenii şi instituţii cei angajaţi nu pot fi promovaţi decât dacă dau dovada unei activităţi profesionale de marcă, ce se concretizează (şi) prin elaborare de rapoarte, lucrări sau articole de specialitate.

- Recompense

Un angajat cu activitate prestigioasă va câştiga probabilistic mai bine decât unul care nu se remarcă. Publicarea de articole de specialitate este condiţie pentru menţinerea în unele ierarhii (cum ar fi cea de cercetare sau în învăţământul superior). Chiar şi în alte instituţii (şcoli gimnaziale, muzee) un om cu articole de valoare va avea preferenţial un salariu sau gradaţie de merit (15 sau 20% în plus din venitul net). Cei care termină un doctorat, vor câştiga în sistem bugetar încă un plus de 15% tot restul vieţii. Recompensa poate veni şi sub formă de premii, acces la noi contracte, la noi grupuri de lucru, posturi mai bune etc.

- Contracte de cercetare

Multe (cele mai multe) contracte de cercetare sunt obţinute pe bază de concurs de proiecte (granturi). Cine este persoana care scrie proiectul, prin ce s-a remarcat şi valoarea echipei care va lucra, sunt printre cele mai importante categorii de criterii care vor decide câştigarea sau nu a unui grant. Un individ

care s-a remarcat prin mai multe lucrări de valoare va avea o credibilitate mai mare şi şanse superioare de succes.

Multe proiecte şi fonduri nu pot fi accesate decât dacă membrii echipei s-au remarcat deja (şi) prin activitate publicistică. Există o serie de granturi accesibile numai pentru doctori, doctoranzi sau masteranzi.

- "Ce ştie unul nu ştie nimeni" (împărtăşirea noutăților)

Fără a fi prezentate, publicate sau popularizate, noile informații aduse de un profesionist practic nu există, deoarece nu ştie nimeni de ele. Valorificarea unei lucrări se face în primul rând prin publicare.

- Actul creației

Mulți profesionişti nu acceptă să lase în urmă doar urmaşi biologici (toate viețuitoarele fac acest lucru) ci - fiind oameni, înțelepți şi raționali, dotați cu o scânteie a geniului şi mobil al creației - ştiu că adevărata umanitate implică şi producerea de noi informații. O lucrare valabilă publicată este o urmă a existenței noastre, cu valoare pentru restul lumii în care ne-am desfăşurat existența. O lucrare publicată are acelaşi sens pe care îl au şi copiii: de a lăsa urme ale existenței şi bunuri ale inteligenței noastre, care vor contribui la justificarea şi edificarea lumilor viitoare.

24.3. Ce trebuie să conțină o lucrare?

- **informații noi, originale, validate şi relevante**
- **rezultate valoroase**
- **probleme rezolvate sau contribuții semnificative pentru progresul unei teme**

O lucrare bună de specialitate trebuie să îndeplinească **două condiții**: în primul rând să descrie complet şi clar tehnicile şi metodele folosite, precum şi rezultatele la care s-a ajuns. În al doilea rând trebuie să amplaseze rezultatele în câmpul informațiilor cunoscute, să stabilească relații între ceea ce este nou şi ceea ce se cunoaşte deja, precum şi să interpreteze semnificațiile acestora pentru studii viitoare.

Tehnicile, metodele şi materialele pe care se bazează cercetarea (specimene colectate de exemplu) trebuie să fie reproductibile, respectiv verificate. Dacă s-au colectat viețuitoare, acestea trebuie conservate şi etichetate, adică incluse într-o colecție ştiințifică ce poate fi revizuită oricând ulterior, de către autor sau de alți specialişti. Tehnici mai noi implică bănci de date de imagini sau alte forme de înregistrare, pentru a nu sacrifica inutil organismele.

Un alt motiv pentru buna descriere a condițiilor de lucru este posibilitatea ca în viitor să se poată realiza comparații, pentru relevarea modificărilor sau a dinamicii proceselor ecologice. Multe lucrări din trecut, care nu specifică locația stațiilor cu acuratețe, nici tehnica de colectare a probelor, sau numărul şi dimensiunea acestora, nu pot fi folosite astăzi în studii comparative, iar datele publicate sunt în cel mai bun caz valori orientative. Există o imensă cantitate de

studii şi date care şi-au pierdut valoarea, prin insuficienta descriere a condițiilor şi metodelor de lucru.

Amplasarea rezultatelor şi concluziilor în perspectiva cunoştințelor de specialitate este necesară, pentru a crea legăturile necesare promovării noilor informații şi a sesizării semnificației acestora.

După Cox (2002) această **amplasare în context** necesită: (1) prezentarea originii şi istoricului subiectului analizat, (2) prezentarea rezumativă a cunoştințelor cu privire la tema tratată, (3) scopul şi obiectivele studiului prezent, eventual ipotezele avansate, (4) interpretarea rezultatelor din perspectiva acestor obiective şi ipoteze, dar şi a stării generale de cunoaştere a problemei, şi - eventual - (5) identificarea de întrebări şi probleme viitoare, sau care necesită a fi studiate în perspectivă (la multe studii pe parcursul derulării programului, apar noi şi noi întrebări şi probleme).

Datele trebuie clar prezentate în **tabele şi grafice**, care să fie explicate şi interpretate în text.

Pentru adaptarea stilului, citări, concepții şi ghiduri de alcătuire a unei lucrări ştiințifice, există un număr mereu în creştere de manuale (Katz 1986, McMillan 1996, Alley 1996, Day 1998, Huth 1994 etc., ap. Cox, 2002).

O altă tehnică foarte bună, pentru a învăța despre concepție şi stil, este să citim articole de marcă din diferite reviste şi jurnale de mare valoare, cu circulație internațională, şi să le analizăm ca pe nişte modele.

24.4. Cum organizăm o lucrare de specialitate?

Lucrarea trebuie să fie cât mai completă, dar totodată să evite informațiile redundante, nesemnificative în context. Ea trebuie să fie optim organizată şi concisă. Stilul se recomandă a fi clar, lipsit de ambiguități, în conformitate cu rigorile şi cerințele ştiințifice.

În decursul timpului s-a dezvolat un format tipic pentru lucrările de profil, promovat din dorința de organizare a informației şi a sesizării semnificației de către cei care utilizează lucrarea cu pricina. Această organizare poate suferi diverse adaptări în funcție de scopul, tema sau domeniile tratate. În general, distingem cinci părți absolut necesare (**introducerea, metodele de studiu, rezultatele, discuțiile şi concluziile**), la care se adaugă uneori şi alte diviziuni. La lucrările de licență (şi din păcate nu numai) pot fi introduse o serie de alte capitole, mai mult sau mai puțin legate de subiectul tratat, cu scopul de a convinge comisia că studentul "şi-a făcut temele" (adică s-a documentat corespunzător), respectiv că a citit, a analizat, are capacitate de sinteză şi de punere în context a subiectului tratat. Principial acest fapt nu este rău, dar nici nu susțin necesitatea acestui efort. În fond contează ceea ce este original.

Organizarea şi denumirile capitolelor se vor face şi în funcție de tipul de lucrare (dacă este de licență sau o carte poate avea mai multe capitole, fiecare subdivizat după preferințele autorului) şi de subiectul analizat. Pentru a face o distincție primară între organizarea unei lucrări ştiințifice (o vom nota cu **S**) sau

de licență (vom scrie **L**), înaintea fiecărei diviziuni vom trece litera corepunzătoare. Dacă tipul de diviziune este larg utilizat (în toate sau majoritatea lucrărilor de specialitate - vom scrie înainte "**T**" de la "toate")

Organizarea şi divizarea lucrării de specialitate

(T) TITLU
(T) AUTOR(I)
(L) Îndrumător ştiințific/Coordonator(i)
(S) REZUMAT(E)
(S) CUVINTE CHEIE
(T) INTRODUCERE

(L) la licențe se va trata istoricul subiectului/temei (cel mai adesea) separat

(T) METODA DE CERCETARE (DE STUDIU)
sau: MATERIAL ŞI METODĂ

(L) la lucrările de licență, în funcție şi de opiniile îndrumătorului, se vor include diferite alte capitole, cum ar fi: DESCRIEREA ZONEI DE LUCRU sau CADRUL FIZICO-GEOGRAFIC, şi diverse alte caracterizări (ale rețelelor hidrografice, solurilor, vegetației etc. - în funcție de subiectul tratat)

(L) tot la lucrări de licență şi dizertație - se pratică introducerea unui (unor) capitol(e) teoretice, care să demonstreze faptul că studentul a citit mai mult în domeniu, că are o viziune de ansamblu asupra subiectului, precum şi să reflecte capacitatea de sinteză, respectiv de a analiza studiul în contextul tematicii (adică un fel de umplutură...)

(T) REZULTATE
(T) DISCUȚII
(sau combinat: REZULTATE ŞI DISCUȚII)
(T) CONCLUZII
(S) MULȚUMIRI
(T) BIBLIOGRAFIE
(S) ADRESE ALE AUTORULUI (AUTORILOR)

În cele ce urmează vom elabora cîteva linii directoare pentru principalele diviziuni ale lucrării. Să nu se uite că multe reguli, mai ales legate de prezentare, tehnoredactare, lungime etc. sunt variabile şi impuse de tradiția instituției, sau de către edituri şi redactori; nu este nici locul şi nici motiv să dezbatem aici toate aceste variante. Ele sunt adesea relativ arbitrare sau convenționale, cu repercusiuni asupra formei şi prea puțin asupra conținutului.

De exemplu la secția maghiară a ecologiei de la Cluj studenții erau încurajați să nu elaboreze lucrări de licență mai lungi de 30 de pagini, în care să redea rezumativ în mod special rezultatele proprii. La Sibiu sunteți uneori încurajați să depăşiți 60-80 de pagini ... Prin comparație o lucrare de doctorat

rezonabilă are în jur de 200-300 de pagini în biologie sau ecologie, dar poate depăşi 400 - 600 la litere, istorie, teologie etc.

- **Cuvintele cheie**

Sunt folosite numai la lucrări de cercetare, pentru publicații, fiind expresii sau cuvinte singulare, care constituie o indicație asupra aspectelor tratate în lucrare, o direcționare a liniilor tematicii, eventual lămuriri suplimentare ale semnificației titlului. În general se recomandă ca acestea să nu repete cuvinte sau expresii din titlu.

- **Introducerea**

În aceasta se pot trata succint istoricul cercetărilor în domeniu, numele autorilor şi anii contribuțiilor notabile, se pot explica obiectivele studiului şi motivele autorului. O introducere eficientă ar trebui să răspundă la următoarele întrebări (după Cox, 2002) :

- De ce a realizat autorul acest studiu?

Se expun motivele cercetării, cum ar fi observațiile sau problema identificată, lipsa informațiilor (actuale) cu privire la subiect, ipotezele şi originea lor în studii demonstrative etc.

- Care este starea actuală a cunoaşterii subiectului investigat?

Se prezintă în mod succint cine şi ce a mai lucrat la tema în cauză, se prezintă progresul temei analizate, se analizează rezumativ starea de cunoaştere, cu referire şi la ceea ce nu se ştie sau problemele constatate.

- Ce va face autorul?

Se prezintă rezumativ scopul şi obiectivele cercetării, întrebările la care va răspunde lucrarea, eventual ipotezele de plecare.

- **Material (şi Metodă / Metode de cercetare/ de studiu)**

Autorul răspunde pe scurt la întrebările despre unde, când şi cum s-a elaborat respectivul studiu.

Unde?

Localizați zona investigată (o schiță a ariei, amplasarea stațiilor de prelevare, de exemplu), descrieți aspectele relevante ale ariei şi habitatelor, de ce ați ales locația cu pricina şi alte amănunte legate de poziție.

Când?

Amplasați studiul în context temporal, incluzînd datele relevante pentru tema în cauză (periodicitate şi motivația acesteia, de exemplu).

Cum?

Enunțați tehnicile folosite, aparate, instrumente, descrieți echipamentul folosit (fără amănunte inutile deoarece vă adresați unor specialişti şi nu este un material cu valoare didactică), designul experimental, metoda de colectare a probelor, alegerea dimensiunii probei unitare şi a celei statistice, algoritmul de localizare a probelor în teren, metode de analiză, prelucrare şi sinteză a datelor, software utilizat, teste cu indicații bibliografice, tipul parametrilor ecologici cantitativi şi calitativi (fără formule inutile; mai bine indicați o sursă după care v-ați ghidat sau ați selectat indicii cu pricina) şi orice

alte informații care permit altora să înțeleagă cum ați lucrat, respectiv să poată repeta studiul vostru.

- **Rezultate**

În această secțiune se raportează în manieră sintetică, rezultatele (informațiile originale obținute în urma) studiului. În general nu sunt redate date brute sau primare (ocazional, dacă sunt foarte importante sau relevante pot fi incluse în anexe). Se prezintă sinteze statistice descriptive şi inferențiale ale datelor, cu precizarea nivelurilor de semnificație, respectiv a gradului de eroare posibilă sau tolerată. O bună ilustrare a rezultatelor implică tabele şi grafice judicios construite. Pentru decizii asupra testelor se oferă date de identificare (de exemplu $t = 4{,}69$ la 32 grade de libertate, respingem ipoteza nulă la $\alpha < 0{,}05$; prin urmare mediile diferă semnificativ...).

Dacă am optat pentru separarea rezultatelor de discuții, atunci această secțiune nu trebuie să includă interpretări ale datelor.

- **Discuții**

Adesea reunită cu secțiunea precedentă, prezintă interpretarea şi semnificațiile rezultatelor, precum şi legătura dintre acestea şi starea de cunoaştere în domeniu. După Cox (2002) ar trebui atinse obiective dintre cele expuse mai jos:

- elaborarea de concluzii privitoare la ipotezele avansate în cadrul studiului;
- interpretarea semnificației informațiilor obținute;
- compararea rezultatelor proprii cu cele din alte surse sau studii;
- identificarea de erori, probleme legate de tehnici, aspecte critice;
- speculații cu privire la semnificațiile mai largi ale rezultatelor;
- identificarea etapelor viitoare sau prefigurarea continuării studiului;
- sugerare de îmbunătățiri ale metodei, tehnicii etc.;

- **Concluzii**

Constituie un foarte scurt text legat de esența interpretărilor şi semnificațiile mai largi ale rezultatelor şi discuțiilor, în prezentare succintă şi rezumativă. Constituie miezul informațiilor care explică noul adus de lucrare, amplasat în context ştiințific.

Adesea concluziile se redau sub formă de puncte (numerotate de exemplu) sau de paragrafe separate prin marcaje.

Niciodată această secțiune nu trebuie să fi lungă şi nici să conțină fraze cu semnificații prea generale.

Cum cităm informația altora?

În text: (nume, an)

ex. ... (Vasilescu, 2001)

ex. După (în conformitate cu) Vasilescu (2001) ...

ex. (Dacă persoana respectivă ne-a oferit informația direct) Vasilescu (pers. comm., sau in. verbis); (deci comunicare personală sau informație verbală de la autor)

ex. Vasilescu (1996, 1998 a, b)
(se citează trei lucrări diferite din care ultimele două scrise în acelaşi an)

Uneori reproducem exact cuvintele sau frazele unui autor, caz în care punem textul respectiv în ghilimele, sau utilizăm un format special recomandat de revista în cauză (de exemplu cu litere de altă dimensiune sau italice).

Exemplu: *După cum afirma P. M. Bănărescu (1973): "ştiinţa nu înseamnă filatelie; ştiinţă înseamnă a explica".*

Reguli importante:

- Numai ce se citează în text, se citează şi la bibliografie!
- Tot ceea ce apare în bibliografie, obligatoriu se citează (se face referinţă) şi în textul lucrării!
- Nu se citează informaţii nerelevante sau afirmaţii neimportante.

La sfârşitul lucrării se include secţiunea:

- **BIBLIOGRAFIE**

Modul de redare a bibiliografiei este reglementat de Academia Română, de instituţia de învăţământ superior unde se susţine lucrarea de licenţă, sau este un format impus de către revista de specialitate. În toate cazurile fie se citesc cu atenţie regulile, fie se discută cu îndrumătorul în cauză amănuntele legate de această problemă. Câteva idei pentru ghidarea acestui proces sunt redate mai jos.

- **Articol**

(Număr curent) nume de familie, iniţială(e) punct, virgulă (alţi autori), an,
- , titlul articol. *Titlu revistă sau publicaţie (italic),* volum (număr sau fasciculă dacă este cazul; boldate), *cine a editat revista, localitate,* pagini: de la număr la număr.

- **Carte (volum)**

(Număr curent) nume familie, iniţială(e) punct, virgulă (alţi autori), an, linie sau virgulă, titlu carte (eventual subtitlul), editură, localitate de apariţie, număr pagini (fie 1 - număr pagină finală, sau număr total de pagini sau - dacă vă referiţi la un anumit capitol sau o parte, indicaţi prin două valori paginile care delimitează textul utilizat).

- **Alte surse** (de ex. internet)
  www.icup.org.uk/reports%5CICUP210.pdf

ATENŢIE! Utilizarea informaţiei necitată corespunzător, provenită de la alţii, în format care depăşeşte lungimea unei fraze, este considerat plagiat şi face obiectul discreditării sau a urmăririi penale, prin violarea dreptului de copyright.

24.5. Câteva întrebări şi răspunsuri pentru lucrările care urmează să fie publicate

- **În ce limbă publicăm?**
  (articole şi cărţi ştiinţifice): NUMAI ÎN LIMBA ENGLEZĂ!!!
  (lucrări şi cărţi didactice sau de popularizare): în oricare alte limbi
- **Unde publicăm?**

  În reviste, jurnale, periodice de specialitate, incluse (indexate) în baze de date naţionale, sau - de preferinţă - internaţionale (cum este de exemplu ISI - *International Scientific Index*), recunoscute şi cu indice de citare omologat (pe cât posibil). Cu cât revista este mai recunoscută şi cu circulaţie internaţională mai largă, se consideră (nu întotdeauna corect) că articolul este mai valoros.
- **Cu cine publicăm?**

  Cu cei alături de care am lucrat. Dacă studiul s-a efectuat în echipă se discută amiabil ordinea autorilor şi se respectă munca colegilor care au contribuit determinant la elaborarea lucrării. Dacă lucrarea aţi realizat-o (în cea mai mare parte) singuri, atunci publicaţi ca singuri autori, dar nu uitaţi să mulţumiţi (în lucrările de licenţă la introducere, în articole publicate la sfârşitul lucrării, înainte de bibliografie) tuturor celor care v-au ajutat, indiferent în ce fel, la studiul respectiv.
- **Ce facem cu publicaţia?**
  - Dedicaţii şefului, colegilor, familiei;
  - Expediere la baze de date, biblioteci, servicii de indexare;
  - Expediere la relaţii de specialitate;
  - Anexare la Curriculum Vitae şi rapoarte de activitate;
  - Expediere la cerere tuturor celor interesaţi;
- **Ce şi cum NU trebuie să publicăm?**
  - Niciodată munca sau ideile altora;
  - Rezultate parţiale nerelevante;
  - Fragmente prea mici ale unei lucrări mai mari (din dorinţa de a avea cât mai multe lucrări);
  - O lucrare deja publicată;
  - Platitudini;
  - Material prea puţin sau deloc original;
  - Informaţii false sau prea puţin validate;
  - Critici sau laude exagerate, nemotivate;

  Alte două reguli:
  - Nu vă lăudaţi inutil!
  - Nu (vă) criticaţi inutil!

  Alte idei:
  - Învăţaţi cel puţin un editor de texte şi unul de grafice pe calculator!
  - Învăţaţi cel puţin un program de prelucrare a datelor de ecologie!
  - Respectaţi condiţiile de tehnoredactare impuse de redacţie (editori,

îndrumător)!

- Scrieți denumirile ştiințifice ale taxonilor conform uzanțelor internaționale (de exemplu taxon supraspecific cu majusculă, specia cu inițială cursivă, ambele italice, indicare de naş şi an, cu respectarea ortografiei adecvate etc.)

Resurse internet pentru alte informații legate de elaborarea lucrărilor:

- **http://owl.english.purdue.edu/owl/**

Asigură legături spre situri care se referă la elaborarea articolelor şi a referatelor ştiințifice, incluzând stiluri şi formate de scriere, norme ortografice, citarea surselor, precum şi ghiduri pentru elaborarea lucrărilor de specialitate.

- **http://cgi.duke.edu/web/sciwriting/index.php**

24.6. Cum ne documentăm asupra unei teme/subiect?

24.6.1. Ce înseamnă şi la ce foloseşte documentarea?

Documentarea se referă la cunoaşterea şi studiul tuturor informațiilor relevante cu privire la tema, subiectul sau problema abordată.

Aceste informații:

- eşafodează imaginea problemei;
- permit obținerea unei juste perspective asupra temei;
- contribuie la evitarea redundanței;
- dimensionează judicios designului experimental;
- constituie un ghid practic şi teoretic;
- relevă importanța noului adus;
- relevă legăturile (contextul);

Cu alte cuvinte documentarea în sine este o etapă esențială a cercetării, care poate ocupa un interval de timp mare şi efort considerabil. Studiul tuturor informațiilor relevante, disponibile cu privire la un anumit subiect, este o temă de cercetare bibliografică. Istoria ştiinței este plină de studii şi cercetări care nu aduc nimic nou, produc informații care nu pot fi valorificate, deci care nu au nici un rezultat semnificativ.

La începutul drumului în cariera de specialitate, tinerii sunt în general foarte departe de imaginea diversității şi cantității extraordinare de informații disponibile pe plan internațional. Capacitatea de a utiliza sursele informaționale, localizarea şi trierea acestora, relevarea şi discernerea informațiilor, sunt însuşiri esențiale, obligatorii, şi care trebuie dezvoltate permanent de către cercetătorii moderni.

24.6.2. Care sunt principalele surse informaționale?

1. Resurse umane
2. Resurse bibliografice clasice (publicații): cărți, reviste, jurnale etc.
3. Resurse electronice computerizate: bănci de date, reviste pe suport electronic, cataloage, cărți digitale, rezumate ale unor simpozioane, rapoarte, situri guvernamentale sau ale unor organizații neguvernamentale (WWF, IUCN etc.)

4. Colecții de plante, animale, geologice etc.
5. Alte forme de stocare (fotografii, video, audio etc.).

Resursele electronice, internetul în primul rând, au revoluționat conservarea, indexarea, obținerea şi circulația informației. Utilizarea acestor resurse este absolut obligatorie pentru orice profesionist, instruirea în operarea calculatorului şi tehnicile de navigare fiind indispensabile pentru orice carieră modernă.

Până nu demult dădeam vina pe sărăcia şcolilor şi a instituțiilor bugetare ca motiv esențial pentru limitarea informațiilor disponibile. Astăzi - cu marea proliferare a tehnicilor electronice - aceasta nu mai poate servi ca scuză. Problema nu mai este lipsa informației, ci trecerea la un nou sistem în care cei neantrenați se confruntă cu o cantitate mult prea mare de informație. Aceştia trebuie să se antreneze să discearnă, să selecteze informațiile utile şi relevante de cele mai puțin sau deloc importante.

În mod necesar **ORICE PROFESIONIST TREBUIE SĂ CUNOASCĂ ÎN MOD ABSOLUT OBLIGATORIU LIMBA ENGLEZĂ LA UN NIVEL SATISFĂCĂTOR (SCRIS, CITIT ŞI VORBIT).** Indiferent dacă ne place sau nu, orice altă limbă străină are un rol secundar în lumea ştiințifică actuală!

24.6.3. Resurse electronice

Identificarea surselor pe internet se poate face prin utilizarea de cataloage, adrese şi linkuri, prin utilizarea serviciilor de indexare şi rezumate, prin motoare de căutare (ca de exemplu www.google.com) pe bază de cuvinte cheie, sau enciclopedii electronice (de exemplu www.wikipedia.org).

A. **Cataloagele on-line**

Sursele (cărți, articole, rezumate) pot fi identificate şi accesate după:
(1.) titlu, (2.) autor, (3.) subiect, (4.) cuvinte-cheie,(5.) număr sau cod de catalog.

B. **Revistele electronice** sunt din ce în ce mai răspândite. Multe apar atât în formă "clasică" (deci tipărite) cât şi în format electronic, pe internet. Multe cărți, jurnale sau articole nu pot fi debarcate direct şi complet, ci doar după achitarea unei taxe. Cumpărarea adesea se poate evita prin solicitarea de extrase de la autori (printr-o scrisoare politicoasă în care vă prezentați, spuneți cu ce vă ocupați, şi solicitați ajutor adecvat).

C. **Rezumate şi servicii de indexare -** sunt colecții de metadate care permit în timp util identificarea surselor de informații, sau chiar informația însăşi, pe baza unor chei de căutare. Unele sunt disponibile prin internet (on-line), altele sunt tipărite (din ce în ce mai puține). Sunt folositoare şi pentru a obține o listă bibliografică cu privire la un subiect oarecare. Cele mai utilizate sunt enumerate, iar primele trei sunt prezentate succint, mai jos (după Cox, 2002):

1. *BIOSIS*

BIOSIS este o organizație neguvernamentală care se ocupă cu colecționarea de rezumate şi referințe bibliografice internaționale, cu organizarea, respectiv gestiunea acestora. BIOSIS colectează anual în jur de 550000 de subiecte. Sistemul informațional este disponibil într-o varietate de

forme, cum ar fi: *Basic BIOSIS, Biological Abstracts (BA), Biological Abstracts/RRM (BA/RRM)* care acoperă rapoarte, recenzii, rezumate ale comunicărilor de la dferite congrese şi simpozioane, care nu sunt publicate în periodice. *Basic BIOSIS* este un serviciu online bibliografic care indexează şi gestionează rezumate de la cca. 350 de reviste şi jurnale de ştiințe ale vieții, dintre cele mai importante şi mai citate ale lumii. Acesta este actualizat în fiecare lună.

BA şi BA/RRM sunt disponibile online, pe CD-ROM sau publicate, constituind şi astăzi principalele forme de stocare şi gestiune a citărilor şi rezumatelor utilizate în cercetarea ecologică. BA acoperă peste 9 000 de reviste din cca. 100 țări, iar achiziția anuală depăşeşte 350 000 rezumate (Cox, 2002). BA/RRM conține rezumate a peste 192000 de cărți, capitole, bibliografii, rapoarte, recenzii etc.

2. *Science Citation Index*

Gestionează un sistem de citare şi accesare a rezumatelor, incluzând o serie de legături între sursele de informații (articole, jurnale, reviste, cărți). Acoperă cca 35 000 de jurnale, iar versiunea extinsă peste 5 700 de reviste, fiind de obicei accesate prin *Web of Science* (rețeua ştiinței), un serviciu al Institutului pentru Informații Ştiințifice (ISI)

3. *Ecological Abstracts*

Acest serviciu publică lunar rezumate al articolelor de ecologie, grupate după subiect. O versiune online este disponibilă prin baza de date bibliografice GEOBASE.

Alte surse, baze de date şi servicii de indexare sunt:

4. *Zoological Record* (index de bibliografie zoologică);

5. *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts* (index compilat de sistemul de informații pentru ape şi piscicultură a Națiunilor Unite - ASFA care acoperă 5000 de periodice şi este organizat în 5 servicii);

6. *Oceanic Abstracts* (acoperă literatura internațonală legată de mediile marin şi salmastru, incluzând citări şi rezumate);

7. *Environmental Science and Pollution Management* (ştiința mediului şi gestiunea poluării);

8. *Environmental Abstracts* (rezumate ale articolelor cu subiecte legate de mediu);

9. *Current Advances in Ecological and Environmental Sciences* (gestionează noutățile din ecologie şi ştiințe ale mediului);

10. *Forestry Abstracts* (rezumate legate de silvicultură)

11. *Pollution Abstracts* (... poluare)

12. *Animal Behaviour Abstracts* (...etologie) ...

Această listă conține numai câteva dintre serviciile larg consultate. Există o serie de sisteme de gestiune şi indexare cu domeniu mai limitat sau specializat, care trebuie identificate în funcție de tema sau de domeniul studiat.

D. Grupuri de discuții şi dezbateri - sunt reprezentate de oameni de specialitate sau cu preocupări în domeniu, organizați într-un grup de discuții, în care se abordează şi tratează oricare subiect de profil.

E. Împrumuturi între biblioteci - un serviciu larg răspândit în țările avansate occidentale, la noi fiind încă în faşă. Este un sistem bazat pe reciprocitate prin care bibliotecile îşi împrumută cărți sau alte suporturi informaționale, la simpla cerere a unui individ sau colectiv de cercetare.

F. Software pentru cercetare bibliografică constutuie sisteme de programe pe calculator pentru gestiunea materialelor bibliografice, cum ar fi *Pro-Cite, End-Note, Papyrus, RefBase* sau *Reference Manager* (Cox, 2002).

24.6.4. Alte resurse accesibile prin internet

Internetul poate fi utilizat nu numai pentru identificarea informațiilor publicate, ci şi pentru a afla preocupările diferitelor grupuri de cercetare, instituții profesionale, guvernamentale sau neguvernamentale. Numeroase organizații au realizat situri care conțin date extrem de valoroase despre taxoni, date de sistematică, genetică, ecologie, poluare, meteorologie, cartografie etc. Din ce în ce mai des asistăm la trecerea revistelor, a rapoartelor de cercetare sau seturilor de date primare în sistem de liber acces prin internet, care pot la rândul lor să ofere o bază de cercetare şi utilizare pentru alți specialişti. Diverse enciclopedii sau situri de informații sunt accesate şi completate de specialişti din diferite țări, valoarea bazei de date fiind susținută de cei care contribuie cu informații.

- **Situri de legături (Portaluri; *Gateway Sites*)**

Sunt situri care oferă nu numai informații despre instituția sau organizația creată ci şi legături (portaluri) spre alte adrese utile. De exemplu:

- Societatea Americană de Ecologie (http://esa.org) oferă informații despre societăți, publicații, simpozioane, o listă a siturilor guvernamentale, centre şi stațiuni de cercetare, programe universitare, jurnale şi reviste, oferte de slujbe şi altele.
- Pagina Ecology WWW (http://pbil.univ-lyon1.fr/Ecology/Ecology-WWW.html) oferă legături spre organizații ecologice, publicații, surse de software şi acțiuni de conservare.

- **Organizații, societăți şi instituții**

Toate organizațiile sau instituțiile care se respectă au acum cel puțin o pagină web, care poate fi identificată facil, de unde oricine poate afla informații de profil. Există liste deschise de adrese care facilitează căutarea, cum ar fi de exemplu pagina dedicată organizațiilor neguvernamentale de mediu de pe Wikipedia, cu adresa:
http://en.wikipedia.org/wiki/List_of_environmental_organizations

Alte câteva exemple de URL-uri ale unor societăți de ecologie mai cunoscute, sunt redate mai jos:

- Ecological Society of America (*Societatea Americană de Ecologie)*
  http://esa.org
- British Ecological Society (*Societatea Britanică de Ecologie*)
  http://www.britishecologicalsociety.org
- The Wildlife Society (*Societatea pentru viața sălbatică)*
  http://wildlife.org
- Society for Ecological Restoration (*Societatea de restaurare ecologică)*
  http://www.ser.org
- Society for Conservation Biology (*Societatea de biologie conservaționistă)*
  http://www.conbio.org
- International Society for Ecological Modeling (*Societatea Internațională de Modelare Ecologică)*
  http://www.isemna.org

- **Surse de software**

Diferite organizații şi instituții mențin biblioteci electronice cu o varietate de programe pe calculator cu aplicații în ecologie, care pot fi descărcate fără costuri (*freeware* sau *shareware*), variante demonstrative sau cu durată limitată de funcționare, promoționale, sau care pot fi achiziționate contra-cost. Unele sunt extrem de specializate, la anumite teme înguste sau subiecte de studiu, dar altele conțin pachete de programe cu largi aplicații în ecologia practică. Dintre acestea amintim aici arhiva de software Patuxent

http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software.html

- **Baze de date ecologice**

Un număr în creştere de situri conțin bănci de date (adică baze de date şi programe de gestiune) care pot fi utilizate de cercetători şi studenți, în diferite programe educative sau de cercetare. Ocazional aceste bănci conțin metadate (adică informații care descriu tipul, calitatea şi cantitatea datelor), pe baza cărora se poate solicita sau cumpăra acces la informațiile propriu-zise.

De exemplu Societatea Americană de Ecologie posedă o pagină care asigură legături la siturile de cercetare ecologică pe termen lung (*Long Time Ecological Research),* sursele de informații, personalul angajat etc.:

http://www.vcrlter.virginia.edu/ESA_LTSS/database.html.

25. BIBLIOGRAFIE

1. Bănărescu, P.M., 1973 - Principiile şi metodele zoologiei sistematice. Ed. Acad. R.S.R., Bucureşti.
2. Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R., 1986 - Ecology. Individuals, Populations and Communities. Sinauer Associates Inc., Publ., Sunderland, Massachusets.
3. Benedek, A.M., 1999 - Data on the avifauna from the "Sub Arini" Park (Sibiu), in hiemal, prevernal and autumnal aspects. *Transylv. Rev. Syst. Ecol. Res.,* **1**, *The Upper and Middle Olt River Valley, Sibiu,* p. 203 - 214.
4. Benedek, A.M., Sîrbu, I., Coțofană, M., 2002 - Study on the small mammal communities from the Lotrioara River Basin (Lotru Mountains). *Trav. Mus. Nat. Hist. natl. "Grigore Antipa" Bucharest,* XLIV, 455 - 464.
5. Benedek, A.M., Dumitru A., Sbârcea, R., 2007 – Correlation between diet and breeding of *Tyto alba* (Scopoli, 1769) (Aves: Tytonidae). *Trav. Mus. Nat. Hist. natl. "Grigore Antipa" Bucharest,* L, 329-335.
6. Bezzel, E., 1996 - Vögel. BLV München.
7. Bibby, C., Jones, M., Marsden, S., 2000 - Metode de teren pentru studiul păsărilor. *Metode de evaluare a abundenței păsărilor. Publicațiile Societății Ornitologice Române, Red. D. Munteanu,* **10**, *Cluj,* p. 12 - 104.
8. Blab, J., 1993 - Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere (4. Aufl.). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 24, Kilda-Verlag, Bonn-Bad Godesberg.
9. Botnariuc, N., Vădineanu, A., 1982 - Ecologie. Ed. did. şi ped., Bucureşti.
10. Bouchner, M., 1997 - Der grosse Spurenführer. Spuren und Fährten einheimischer Tiere. Gondrom Verlag GmbH, Bindlach.
11. Buiuc, M., 2000 - Meteorologie generală. Vol. I, Caiet de lucrări pentru uzul studenților. Univ. "Lucian Blaga" din Sibiu, Facultatea de Ştiințe, Catedra de Ecologie şi Protecția Mediului.
12. Calow, P., 1983 - Life cycle Patterns and Evolution. *The Mollusca; Ecology,* **6**, *Edit. W.D. Russel-Hunter, Academic Press, Inc., Orlando, San Diego, San Francisco, New York, London, Toronto, Montreal, Sydney, Tokyo, Sao Paulo,* p. 649 - 681.
13. Clyde, J., McSea, W.J., Conroy, M.J., Kunz, T.H., 1996 - Capturing Mammals. In *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard methods for Mammals. Smithsonian Institution Press. Washington and London:* I - XXIII, p. 115 - 131.
14. Cox, G.W., 2002 - General Ecology; Laboratory Manual (Eighth Edition), McGraw - Hill Publ.
15. Cristea, V., 1991 - Fitocenologie şi vegetația României. Îndrumător de lucrări practice. Univ. Cluj - Napoca.
16. Curtean-Bănăduc, A., 2000 - Cibin River (Transylvania, Romania) ecological assessment, based on the benthic macroinvertebrates communities. *Acta oecologica, Univ. Lucian Blaga, Sibiu,* **VII** (1-2), p. 97 - 109.
17. Curtean-Bănăduc, A., 2001 - Practicum de Hidrobiologie. Edit. Mira Design, Sibiu.

18. Curtean-Bănăduc, A., 2001 - Aspects concerning Cibin River (Transylvania, Romania) stonefly (Insecta, Plecoptera) larvae associations. *Ovidius University Annals of Natural Sciences, Biology - Ecology*, **5**, p. 1- 8.
19. Drăgulescu, C., Sîrbu, I., 1997 - Practicum de Fitocenologie. Ed. Univ. "Lucian Blaga" Sibiu.
20. Ebeling, W., Freund, J., Schweitzer, F., 1995 - Entropie - Information - Komplexität. Konzepte SFB 230, Natürliche Konstruktionen, Heft 48, Universität Stuttgart, Universität Tübingen.
21. Elliott, J.M., 1977 - Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. *Freshwater Biol. Assoc. Sci. Publ.*, No. **25**, p. 1 - 142.
22. Falniowski, A., 2003 - Metody numeryczne w taksonomii. Wydawnictwo Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków.
23. Ferry, C., Frochot, B., 1970 - L'avifaune nidificatrice d'une forêt de chênes pedonculés en Burgogne: étude de deux succesion écologiques. *Terre et Vie*, p. 153 - 250; *traducere de Dan Munteanu, 2000* - în: *Metode de evaluare a abundenței păsărilor. Publicațiile Societății Ornitologice Române*, **10**, *Cluj*, p. 127 - 130.
24. Fowler, J., Cohen, L., Jarvis, Ph., 1998 – Practical Statistics for Field Biology. John Wiley & Sons, Chichester.
25. Gannon, W.J., Foster, M.S., 1996 - Recording Mammal Calls. In *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard methods for Mammals. Smithsonian Institution Press. Washington and London:* I - XXIII, p. 311 - 326.
26. Gleason, H.A., 1926 - The Individualistic Concept of the Plant Association. In *Foundations of Ecology, 1991 - Classic Papers with Commentaries. The University of Chicago Press, Chicago & London, Eds. L.A. Real & J.H. Brown*, p. 98 - 117.
27. Gomoiu, M.T., Skolka, M., 2001 - Ecologie; Metodologii pentru studii ecologice. Ovidius University Press, Constanța.
28. Green, R.H., 1979 - Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists; Wiley, New York.
29. Grinnell, J., 1917 - The Niche-Relationships of the California Trasher. In *Foundations of Ecology, 1991 - Classic Papers with Commentaries. The University of Chicago Press, Chicago & London, Eds. L.A. Real & J.H. Brown*, p. 118 - 124.
30. Hamar, J., 1995 - Algological studies of the Maros (Mureş) River. *The Maros/Mureş River Valley; TISCIA Monograph Series, Eds. A. Sárkány-Kiss & J. Hamar, Szolnok - Szeged - Tîrgu Mureş*, p. 149 - 153.
31. Iacobaş, A.D., 1997 - Biostatistică medicală (ed. a 2-a). Ed. Bucura Mond, Bucureşti.
32. Kanji, G.K., 2006 - 100 Statistical Tests; 3rd Edition, Sage Publications, London, Thousand Oaks, New Delhi.
33. Kelemen, A., 1978 - Madaras könyv. Ed. Kriterion, Bucureşti.
34. Kormondy, E.J., 1969 - Concepts of Ecology. Prentice-Hall, Inc., New York.
35. Krebs, C.J., 1989 - Ecological Methodology. Harper Collins Publishers, New York.
36. Lewis, T., Taylor, L.R., 1974 - Introduction to Experimental Ecology. Fifth Edition, Academic Press, London, New York.
37. Lindeman, R., 1942 - The Trophic-Dynamic Aspect of Ecology. In *Foundations of Ecology, 1991 - Classic Papers with Commentaries. The University of Chicago Press, Chicago & London, Eds. L.A. Real & J.H. Brown*, p. 157 - 176.
38. Mayr, E., 2004 - De la bacterii la om; Evoluția lumii vii. Ed. Humanitas, Bucureşti.

39. McDonald, J.H., 2009 – Handbook of Biological Statistics. Second Edition, Sparky House Publishing, Baltimore.
40. Mech, L.D., Barber, S.M., 2002 - A critique of wildlife radio-tracking and its use in national parks: a report to the U.S. National Park Service. U.S. Geological Survey, Northern Prairie Wildlife Research Center, Jamestown.
41. Michener, W.K., Brunt, J.W., 2000 - Ecological Data: Design, Management and Processing. Methods in Ecology; Blackwell Science.
42. Micu, M., 2001 - Pedologie (partea I), note de curs. Fundația Universitară Alma Mater, Universitatea "Lucian Blaga" Sibiu.
43. Mitchell, P., 2000 - 101 Key Ideas: Ecology. Teach Yourself, Hodder & Stoughton, London, NTC Contemporary Publishing, Lincolnwood.
44. Moss, B., 1997 - Ecology of Fresh Waters; Man and Medium (2nd ed.), Blackwell Science, Oxford, London, Edinburgh, Malden, Carlton, Berlin, Vienna.
45. Murariu, D., 2000 - Fauna României, XVI (Mammalia), 1, Insectivora. Ed. Acad. Române, Bucureşti.
46. Murariu, D., 2001 - Fauna României, XVI (Mammalia), 2, Rodentia. Ed. Acad. Române, Bucureşti.
47. Odum, E.P., 1971 - Fundamentals of Ecology. W.B. Saunder's Company, Philladelphia, Toronto.
48. Ricklefs, R.E., 1993 - The Economy of Nature. ed. III, W.H. Freeman, New York.
49. Rudran, R., 1996 - Methods for Marking Mammals. In *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard methods for Mammals. Smithsonian Institution Press, Washington and London*, I - XXIII, p. 299 - 310.
50. Saporta, G., Ştefănescu, V., 1996 - Analiza datelor şi informatică. Ed. Econ., Bucureşti.
51. Sándor, A., 2000 - Metode speciale de numărare a unor categorii de păsări. *Metode de evaluare a abundenței păsărilor. Red. D. Munteanu, Publicațiile Societății Ornitologice Române*, **10**, *Cluj*, p. 134 - 141.
52. Sárkány-Kiss, A., Sîrbu, I., 1998 - Sinteză critică a eficiențelor energetice ecologice. *Acta oecologica, Univ. Lucian Blaga, Sibiu*, **V** (1-2), p. 139 - 153.
53. Scheiber, E., Lixăndroiu, D., 1994 - MathCAD. Prezentare şi probleme rezolvate. Ed. Tehnică, Bucureşti.
54. Schwerdfeger, F., 1975 - Ökologie der Tiere. Band III, Synökologie. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
55. Schwerdfeger, F., 1979 - Ökologie der Tiere. Band II, Demökologie. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
56. Selye, H., 1984 - Ştiință şi Viață. Idei Contemporane, Ed. Politică, Bucureşti, p. 23 - 169.
57. Sîrbu, I., 1998 - Studiu comparativ al variabilității biometrice şi morfologice la diferite populații de *Holandriana holandrii* C. Pfeiffer, 1828 (Gastropoda: Prosobranchia: Pleuroceridae). *Acta oecologica, Univ. Lucian Blaga, Sibiu*, **V** (1-2), p. 45 - 57.
58. Sîrbu, I., 2001 - Bazele metodologiei ecologice. *Cartea Muntelui, eds. I. Sîrbu, A.M. Benedek, Ed. Mira Design, Sibiu*, p. 60 - 99.
59. Sîrbu, I., Sárkány-Kiss, A., Sîrbu, M., 2002 – Evaluarea stării ecologice a râului Mureş pe baza comunităților de macronevertebrate bentonice. *Contribuții la*

cunoaşterea ecologiei râurilor şi zonelor umede din bazinul Tisei, Eds. A. Sárkány-Kiss & I. Sîrbu, Ed. Liga Pro Europa, Tg. Mureş, p. 59 – 71.

60. Sîrbu, I., 2003 - Sisteme ecologice: structură şi funcții. Partea a doua: Ecologia comunităților - note de curs; Ed. Alma Mater, Sibiu.
61. Sîrbu, I., 2003 – A new mathematical measure of ecological niches overlap and similarity assessment. *Acta oecologica, Univ. Lucian Blaga, Sibiu,* **X** (1-2), p. 167 - 172 .
62. Sîrbu, I., 2003 - Studiu asupra moluştelor dulcicole din Transilvania, Banat, Crişana şi Maramureş. Teză de doctorat. Institutul de Biologie al Academiei Române, Bucureşti.
63. Sîrbu, I., Benedek, A.M., 2004 - The genus *Pisidium* C. Pfeiffer 1821 (Bivalvia, Sphaeriidae, Pisidiinae) in the Romanian Inner Carpathian Basin. *Trav. Mus. Nat. Hist. natl. "Grigore Antipa" Bucharest,* **XLVII**, 7-21.
64. Sîrbu, I., 2006 - Aspects concerning the distribution and ecology of the freshwater molluscs from the Romanian Inner Carpathian Basin. *Heldia,* **6** (3/4), *München,* p. 109 - 128.
65. Sîrbu, I., Sárkány-Kiss, A., Sîrbu, M., Benedek, A.M., 2006 - The Unionidae from Transylvania and neighboring regions (Romania). *Heldia,* **6** (3/4), *München,* p. 151 - 160.
66. Sîrbu. I., 2009 – Bazele modelării proceselor şi sistemelor ecologice. Edit. Univ. „Lucian Blaga", Sibiu.
67. Slobodkin, L.B., Smith, F.E., Hairston, H.G., 1967 - Regulation in terrestrial ecosystems and the implied balance of nature. *American Naturalist,* **101**, p. 109 - 124.
68. Smith, R.L., 1986 - Elements of Ecology (second edition). Harper & Row, Publishers, New-York.
69. Smith, R.L., 1990 - Ecology and Field Biology. Harper & Row, Publishers, New York, Grand Rapids, Philadelphia, St. Louis, San Francisco, London, Sydney, Tokyo.
70. Sokal, R.R., Rohlf, F.J., 1981 - Biometry. The Principles and Practice of Statistics in Biological Research (second edition). W.H. Freeman and Company, New York.
71. Southwood, T.R.E., 1978 - Ecological Methods, (2nd ed.). Chapman and Hall, London, Wiley, New York.
72. Stănescu, D., 1971 - Ornitofauna Parcului Sub Arini din Sibiu. Analiza cantitativă şi calitativă a populațiilor de păsări, 1969 - 1970. *Studii şi comunicări, Muzeul Bruckenthal Sibiu,* **17**, p. 247 - 282.
73. Storm, R., 1988 - Wahrscheinlichkeitsrechnung mathematische Statistik und statistische Qualitätskontrolle (9. Auflage).VEB Fachbuchverlag, Leipzig.
74. Stugren, B., 1982 - Bazele ecologiei generale. Ed. Şt. şi Ped., Bucureşti.
75. Stugren, B., 1994 - Ecologie teoretică. Ed. Sarmis, Cluj-Napoca.
76. Tait, R.V., Dipper, F.A., 1998 - Elements of Marine Ecology, Fourth Edition, Butterworth-Heinemann, Oxford.
77. Waijandt, J., 1995 - Physical and chemical characteristics of the Maros (Mureş) River. *The Maros/Mureş River Valley; TISCIA Monograph Series, Eds. A. Sárkány-Kiss & J. Hamar, Szolnok-Szeged-Tîrgu Mureş,* p. 119 - 134.

78. Zsuga, K., 1995 - Zooplankton investigation in a longitudinal section of the Maros (Mureş) River. *The Maros/Mureş River Valley; TISCIA Monograph Series, Eds. A. Sárkány-Kiss & J. Hamar, Szolnok-Szeged-Tîrgu Mureş*, p. 175 - 183.
79. Zsuga, K., 1997 - The ecological condition of the Criş/Körös catchment area on the basis of planktonic fauna. *The Criş/Körös Rivers' Valleys; TISCIA Monograph Series, Eds. A. Sárkány-Kiss & J. Hamar, Szolnok - Szeged - Târgu Mureş*, p. 135 - 152.
80. ***, 1996 - Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard methods for Mammals. Edited by Don E. Wilson, F. Russel Cole, James D. Nichols, Rasanayagam Rudran and Mercedes S. Foster. Smithsonian Institution Press. Washington and London: I - XXIII, p. 1 - 409.

26. ANEXE

Tabele statistice

Tab. 26.1. Extras din tabelul cu valori critice ale distribuției t-Student

	Nivel de semnificație α				
ν	0.10	0.05	0.025	0.01	0.005
1	3.078	6.314	12.706	31.821	63.657
2	1.886	2.920	4.303	6.965	9.925
3	1.638	2.353	3.182	4.541	5.841
4	1.533	2.132	2.776	3.747	4.604
5	1.476	2.015	2.571	3.365	4.032
6	1.440	1.943	2.447	3.143	3.707
7	1.415	1.895	2.365	2.998	3.499
8	1.397	1.860	2.306	2.896	3.355
9	1.383	1.833	2.262	2.821	3.250
10	1.372	1.812	2.228	2.764	3.169
11	1.363	1.796	2.201	2.718	3.106
12	1.356	1.782	2.179	2.681	3.055
13	1.350	1.771	2.160	2.650	3.012
14	1.345	1.761	2.145	2.624	2.977
15	1.341	1.753	2.131	2.602	2.947
16	1.337	1.746	2.120	2.583	2.921
17	1.333	1.740	2.110	2.567	2.898
18	1.330	1.734	2.101	2.552	2.878
19	1.328	1.729	2.093	2.539	2.861
20	1.325	1.725	2.086	2.528	2.845
21	1.323	1.721	2.080	2.518	2.831
22	1.321	1.717	2.074	2.508	2.819
23	1.319	1.714	2.069	2.500	2.807
24	1.318	1.711	2.064	2.492	2.797
25	1.316	1.708	2.060	2.485	2.787
26	1.315	1.706	2.056	2.479	2.779
27	1.314	1.703	2.052	2.473	2.771
28	1.313	1.701	2.048	2.467	2.763
29	1.311	1.699	2.045	2.462	2.756
∞	1.282	1.645	1.960	2.326	2.576

Tab. 26. 2. Valorile critice ale distribuției χ^2

*coloana **a** desemnează limita inferioară a intervalului critic,, iar coloana **b** limita superioară*

grade de libertate	nivel de semnificație α							
	0.10		0.05		0.025		0.01	
ν	a	b	a	b	a	b	a	b
1	0.016	2.71	$39*10^{-4}$	3.84	$98*10^{-5}$	5.02	$16*10^{-5}$	6.63
2	0.21	4.61	0.10	5.99	0.05	7.38	0.02	9.21
3	0.58	6.25	0.35	7.81	0.22	9.35	0.11	11.34
4	1.06	7.78	0.71	9.49	0.48	11.14	0.30	13.28
5	1.61	9.24	1.15	11.07	0.83	12.83	0.55	15.09
6	2.20	10.64	1.64	12.59	1.24	14.45	0.87	16.81
7	2.83	12.02	2.17	14.07	1.69	16.01	1.24	18.48
8	3.49	13.36	2.73	15.51	2.18	17.53	1.65	20.09
9	4.17	14.68	3.33	16.92	2.70	19.02	2.09	21.67
10	4.87	15.99	3.94	18.31	3.25	20.48	2.56	23.21
11	5.58	17.28	4.57	19.68	3.82	21.92	3.05	24.73
12	6.30	18.55	5.23	21.03	4.40	23.34	3.57	26.22
13	7.04	19.81	5.89	22.36	5.01	24.74	4.11	27.69
14	7.79	21.06	6.57	23.68	5.63	26.12	4.66	29.14
15	8.55	22.31	7.26	25.00	6.26	27.49	5.23	30.58
16	9.31	23.54	7.96	26.30	6.91	28.85	5.81	32.00
17	10.09	24.77	8.67	27.59	7.56	30.19	6.41	33.41
18	10.86	25.99	9.39	28.87	8.23	31.53	7.01	34.81
19	11.65	27.20	10.12	30.14	8.91	32.85	7.63	36.19
20	12.44	28.41	10.85	31.41	9.59	34.17	8.26	37.57
21	13.24	29.62	11.59	32.67	10.28	35.48	8.90	38.93
22	14.04	30.81	12.34	33.92	10.98	36.78	9.54	40.29
23	14.85	32.01	13.09	35.17	11.69	38.08	10.20	41.64
24	15.66	33.20	13.85	36.42	12.40	39.36	10.86	42.98
25	16.47	34.38	14.61	37.65	13.12	40.65	11.52	44.31
26	17.29	35.56	15.38	38.89	13.84	41.92	12.20	45.64
27	18.11	36.74	16.15	40.11	14.57	43.19	12.88	46.96
28	18.94	37.92	16.93	41.34	15.31	44.46	13.56	48.28
29	19.77	39.09	17.71	42.56	16.05	45.72	14.26	49.59
30	20.60	40.26	18.49	43.77	16.79	46.98	14.95	50.89
40	29.05	51.81	26.51	55.76	24.43	59.34	22.16	63.69
50	37.69	63.17	34.76	67.50	32.36	71.42	29.17	76.15
60	46.46	74.04	43.19	79.08	40.48	83.30	37.48	88.38
70	55.33	85.53	51.74	90.53	48.76	95.02	45.44	100.43
80	64.28	96.58	60.39	101.88	57.15	106.63	53.54	112.33
90	73.29	107.57	69.13	113.15	65.65	118.14	61.75	124.12
100	82.36	118.50	77.93	124.34	74.22	129.56	70.06	135.81

Tab. 26. 3. Valori critice pentru testul corelației seriale r

a semnifică marginea inferioară a domeniului critic
b semnifică marginea superioară a domeniului critic

	nivel de semnificație (α)			
	0.10		0.02	
n	**a**	**b**	**a**	**b**
5	-0.753	0.254	-0.798	0.297
6	-0.708	0.345	-0.863	0.447
7	-0.674	0.37	-0.799	0.510
8	-0.625	0.371	-0.764	0.531
9	-0.593	0.366	-0.737	0.533
10	-0.564	0.36	-0.705	0.525
11	-0.539	0.353	-0.679	0.515
12	-0.516	0.348	-0.655	0.505
13	-0.497	0.341	-0.634	0.495
14	-0.479	0.335	-0.615	0.485
15	-0.462	0.328	-0.597	0.475
20	-0.399	0.326	-0.524	0.432
25	-0.356	0.276	-0.473	0.398
30	-0.325	0.257	-0.433	0.370

Tab. 26. 4. Valorile critice pentru distribuția normală Z (n>50)

nivel de asigurare (α)	Z
0.0005	3.29
0.001	3.09
0.0013	3.00
0.005	2.58
0.01	2.33
0.0228	2.00
0.025	1.96
0.05	1.64
0.10	1.28
0.159	1.00

Tab. 26. 5. Valorile critice ale testului q = w / s (extras)

a *semnifică limita inferioară iar* ***b*** *limita superioară a domeniului critic.*

n	nivel de semnificație (α)			
	0.05		0.10	
	a	b	a	b
3	1.758	1.999	1.782	1.997
4	1.98	2.429	2.04	2.409
5	2.15	2.753	2.22	2.712
6	2.28	3.012	2.37	2.949
7	2.40	3.222	2.49	3.143
8	2.50	3.399	2.39	3.308
9	2.59	3.552	2.68	3.449
10	2.67	3.685	2.76	3.57
11	2.74	3.80	2.84	3.68
12	2.80	5.9	2.90	3.78
13	2.86	4.00	2.96	3.87
14	2.92	4.00	3.02	3.95
15	2.97	4.17	3.07	4.92
16	3.01	4.24	3.12	4.09
17	3.06	4.31	3.47	4.15
18	3.10	4.37	3.21	4.21
19	3.14	4.43	3.25	4.27
20	3.18	4.49	3.29	4.32
25	3.34	4.71	3.45	4.53
30	3.47	4.89	3.59	4.70
35	3.58	5.04	3.78	4.84
40	3.67	5.16	3.79	4.96
45	3.75	5.26	3.58	5.06
50	3.83	5.36	3.95	5.14
55	3.90	5.43	4.07	5.22
60	3.96	5.51	4.08	5.29
65	4.01	5.57	4.14	5.35
70	4.06	5.63	4.19	5.41
75	4.11	5.68	4.24	5.46
80	4.15	5.73	4.28	5.51
85	4.20	5.78	4.23	5.56
90	4.24	5.82	4.36	5.60
95	4.27	5.86	4.40	5.64
100	4.31	5.90	4.44	5.68
150	4.59	6.18	4.72	5.96
200	4.78	6.39	4.90	6.15
500	5.47	6.94	5.49	6.72
1000	5.79	7.32	5.92	7.11

Tab. 26. 6. Extras din tabelul cu valori critice ale testului U Mann-Whitney, pentru nivelul α= 0.05

(tabelul este simetric, n_1 şi n_2 pot fi considerate în orice ordine)

n_2 / n_1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**
2							0	0	0	0	1	1	1	1	1	2	2	2	2
3				0	1	1	2	2	3	3	4	4	5	5	6	6	7	7	8
4			0	1	2	3	4	4	5	6	7	8	9	10	11	11	12	13	13
5		0	1	2	3	5	6	7	8	9	11	12	13	14	15	17	18	19	20
6		1	2	3	5	6	8	10	11	13	14	16	17	19	21	22	24	25	27
7		1	3	5	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34
8	0	2	4	6	8	10	13	15	17	19	22	24	24	29	31	34	36	38	41
9	0	2	4	7	10	12	15	17	20	23	26	28	31	34	37	39	42	45	48
10	0	3	5	8	11	14	17	20	23	26	29	33	36	39	42	45	48	52	55
11	0	3	6	9	13	16	19	23	26	30	33	37	40	44	47	51	55	58	62
12	1	4	7	11	14	18	22	26	29	33	37	41	45	49	53	57	61	65	69
13	1	4	8	12	16	20	24	28	33	37	41	45	50	54	59	63	67	72	76
14	1	5	9	13	17	22	26	31	36	40	45	50	55	59	64	67	74	78	83
15	1	5	10	14	19	24	29	34	39	44	49	54	59	64	70	75	80	85	90
16	1	6	11	15	21	26	31	37	42	47	53	59	64	70	75	81	86	92	98
17	2	6	11	17	22	28	34	39	45	51	57	63	67	75	81	87	93	99	105
18	2	7	12	18	24	30	36	42	48	55	61	67	74	80	86	93	99	106	112
19	2	7	13	19	25	32	38	45	52	58	65	72	78	85	92	99	106	113	119
20	2	8	13	20	27	34	41	48	55	62	69	76	83	90	98	105	112	119	127

Tab. 26. 7. Extras din tabelul cu valori critice ale testului F-Fischer, pentru nivelul α= 0.05

ν_2 \ ν_1	4	5	6	7	8	9	10	11	12	14	16	20	24	30	40	50	75	100	200	500	∞
4	6.39	6.26	6.16	6.09	6.04	6.00	5.96	5.94	5.91	5.87	5.84	5.80	5.77	5.75	5.72	5.70	5.68	5.66	5.65	5.64	5.63
5	5.19	5.05	4.95	4.88	4.82	4.77	4.74	4.70	4.68	4.64	4.60	4.56	4.53	4.50	4.46	4.44	4.42	4.41	4.39	4.37	4.36
6	4.53	4.39	4.28	4.21	4.15	4.10	4.06	4.03	4.00	3.96	3.92	3.87	3.84	3.81	3.77	3.75	3.72	3.71	3.69	3.68	3.67
7	4.12	3.97	3.87	3.79	3.73	3.68	3.64	3.60	3.57	3.53	3.49	3.44	3.41	3.38	3.34	3.32	3.29	3.27	3.25	3.24	3.23
8	3.84	3.69	3.58	3.50	3.44	3.39	3.35	3.31	3.28	3.24	3.20	3.15	3.12	3.08	3.05	3.02	3.00	2.97	2.95	2.94	2.93
9	3.63	3.48	3.37	3.29	3.23	3.18	3.14	3.10	3.07	3.03	2.99	2.93	2.90	2.86	2.83	2.80	2.77	2.76	2.73	2.72	2.71
10	3.48	3.33	3.22	3.14	3.07	3.02	2.98	2.94	2.91	2.86	2.83	2.77	2.74	2.70	2.66	2.64	2.61	2.59	2.56	2.55	2.54
11	3.36	3.20	3.09	3.01	2.95	2.90	2.85	2.82	2.79	2.74	2.70	2.65	2.61	2.57	2.53	2.51	2.47	2.46	2.43	2.42	2.40
12	3.26	3.11	3.00	2.91	2.85	2.80	2.75	2.72	2.69	2.64	2.60	2.54	2.51	2.47	2.43	2.40	2.36	2.35	2.32	2.31	2.30
14	3.11	2.96	2.85	2.76	2.70	2.65	2.60	2.57	2.53	2.48	2.44	2.39	2.35	2.31	2.27	2.24	2.21	2.19	2.16	2.14	2.13
16	3.01	2.85	2.74	2.66	2.59	2.54	2.49	2.46	2.42	2.37	2.33	2.28	2.24	2.19	2.15	2.12	2.09	2.07	2.04	2.02	2.01
20	2.87	2.71	2.60	2.51	2.45	2.39	2.35	2.31	2.28	2.22	2.18	2.12	2.08	2.04	1.99	1.97	1.92	1.91	1.88	1.86	1.84
24	2.78	2.62	2.51	2.42	2.36	2.30	2.25	2.22	2.18	2.13	2.09	2.03	1.98	1.94	1.89	1.86	1.82	1.80	1.77	1.75	1.73
30	2.69	2.53	2.42	2.33	2.27	2.21	2.16	2.13	2.09	2.04	1.99	1.93	1.89	1.84	1.79	1.76	1.72	1.70	1.66	1.64	1.62
40	2.61	2.45	2.34	2.25	2.18	2.12	2.08	2.04	2.00	1.95	1.90	1.84	1.79	1.74	1.69	1.66	1.61	1.59	1.55	1.53	1.51
50	2.56	2.40	2.29	2.20	2.13	2.07	2.03	1.99	1.95	1.89	1.85	1.78	1.74	1.69	1.63	1.60	1.55	1.52	1.48	1.46	1.44
60	2.53	2.37	2.25	2.17	2.10	2.04	1.99	1.95	1.92	1.86	1.82	1.75	1.70	1.65	1.59	1.56	1.50	1.48	1.44	1.41	1.39
70	2.50	2.35	2.23	2.14	2.07	2.02	1.97	1.93	1.89	1.84	1.79	1.72	1.67	1.62	1.57	1.53	1.47	1.45	1.40	1.37	1.35
80	2.49	2.33	2.21	2.13	2.06	2.00	1.95	1.91	1.88	1.82	1.77	1.70	1.65	1.60	1.54	1.51	1.45	1.43	1.38	1.35	1.32
100	2.46	2.31	2.19	2.10	2.03	1.97	1.93	1.89	1.85	1.79	1.75	1.68	1.63	1.57	1.52	1.48	1.42	1.39	1.34	1.31	1.28
200	2.42	2.26	2.14	2.06	1.98	1.93	1.88	1.84	1.80	1.74	1.69	1.62	1.57	1.52	1.46	1.41	1.35	1.32	1.26	1.22	1.19
400	2.39	2.23	2.12	2.03	1.96	1.90	1.85	1.81	1.78	1.72	1.67	1.60	1.54	1.49	1.42	1.38	1.32	1.28	1.22	1.16	1.13
10^3	2.38	2.22	2.11	2.02	1.95	1.89	1.84	1.80	1.76	1.70	1.65	1.58	1.53	1.47	1.41	1.36	1.30	1.26	1.19	1.13	1.08
∞	2.37	2.21	2.10	2.01	1.94	1.88	1.83	1.79	1.75	1.69	1.64	1.57	1.52	1.46	1.39	1.35	1.28	1.24	1.17	1.11	1.00

Tab. 26. 8. Valorile critice ale testului Tukey (extras) pentru α=0.05

a *semnifică numărul total de medii care sunt comparate* ***ν*** *numărul de grade de libertate a numitorului parametrului F (testul F-Fischer)*

a / ***ν***	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**
1	17.97	26.98	32.82	37.08	40.41	43.12	45.40	47.36	49.07	50.59	51.96	53.20	54.33	55.36	56.32	57.22	58.04
2	6.08	8.33	9.80	10.88	11.74	12.44	13.03	13.54	13.99	14.39	14.75	15.08	15.38	15.65	15.91	16.14	16.37
3	4.50	5.91	6.82	7.50	8.04	8.48	8.85	9.18	9.46	9.72	9.95	10.15	10.35	10.52	10.69	10.84	10.98
4	3.93	5.04	5.76	6.29	6.71	7.05	7.35	7.60	7.83	8.03	8.21	8.37	8.52	8.66	8.79	8.91	9.03
5	3.64	4.60	5.22	5.67	6.03	6.33	6.58	6.80	6.99	7.17	7.32	7.47	7.60	7.72	7.83	7.93	8.03
6	3.46	4.34	4.90	5.30	5.63	5.90	6.12	6.32	6.49	6.65	6.79	6.92	7.03	7.14	7.24	7.34	7.43
7	3.34	4.16	4.68	5.06	5.36	5.61	5.82	6.00	6.16	6.30	6.43	6.55	6.66	6.76	6.85	6.94	7.02
8	3.26	4.04	4.53	4.89	5.17	5.40	5.60	5.77	5.92	6.05	6.18	6.29	6.39	6.48	6.57	6.65	6.73
9	3.20	3.95	4.41	4.76	5.02	5.24	5.43	5.59	5.74	5.87	5.98	6.09	6.19	6.28	6.36	6.44	6.51
10	3.15	3.88	4.33	4.65	4.91	5.12	5.30	5.46	5.60	5.72	5.83	5.93	6.03	6.11	6.19	6.27	6.34
11	3.11	3.82	4.26	4.57	4.82	5.03	5.20	5.35	5.49	5.61	5.71	5.81	5.90	5.98	6.06	6.13	6.20
12	3.08	3.77	4.20	4.51	4.75	4.95	5.12	5.27	5.39	5.51	5.61	5.71	5.80	5.88	5.95	6.02	6.09
13	3.06	3.73	4.15	4.45	4.69	4.88	5.05	5.19	5.32	5.43	5.53	5.63	5.71	5.79	5.86	5.93	5.99
14	3.03	3.70	4.11	4.41	4.64	4.83	4.99	5.13	5.25	5.36	5.46	5.55	5.64	5.71	5.79	5.85	5.91
15	3.01	3.67	4.08	4.37	4.59	4.78	4.94	5.08	5.20	5.31	5.40	5.49	5.57	5.65	5.72	5.78	5.85
16	3.00	3.65	4.05	4.33	4.56	4.74	4.90	5.03	5.15	5.26	5.35	5.44	5.52	5.59	5.66	5.73	5.79
17	2.98	3.63	4.02	4.30	4.52	4.70	4.86	4.99	5.11	5.21	5.31	5.39	5.47	5.54	5.61	5.67	5.73
18	2.97	3.61	4.00	4.28	4.49	4.67	4.82	4.96	5.07	5.17	5.27	5.35	5.43	5.50	5.57	5.63	5.69
19	2.96	3.59	3.98	4.25	4.47	4.65	4.79	4.92	5.04	5.14	5.23	5.31	5.39	5.46	5.53	5.59	5.65
20	2.95	3.58	3.96	4.23	4.45	4.62	4.77	4.90	5.01	5.11	5.20	5.28	5.36	5.43	5.49	5.55	5.61
24	2.92	3.53	3.90	4.17	4.37	4.54	4.68	4.81	4.92	5.01	5.10	5.18	5.25	5.32	5.38	5.44	5.49
30	2.89	3.49	3.85	4.10	4.30	4.46	4.60	4.72	4.82	4.92	5.00	5.08	5.15	5.21	5.27	5.33	5.38
40	2.86	3.44	3.79	4.04	4.23	4.39	4.52	4.63	4.73	4.82	4.90	4.98	5.04	5.11	5.16	5.22	5.27
60	2.83	3.40	3.74	3.98	4.16	4.31	4.44	4.55	4.65	4.73	4.81	4.88	4.94	5.00	5.06	5.11	5.15
120	2.80	3.36	3.68	3.92	4.10	4.24	4.36	4.47	4.56	4.64	4.71	4.78	4.84	4.90	4.95	5.00	5.04
∞	2.77	3.31	3.63	3.86	4.03	4.17	4.29	4.39	4.47	4.55	4.62	4.68	4.74	4.80	4.85	4.89	4.93