

LUCRAREA NR. 1

PRINCIPIILE CERCETĂRII ECOLOGICE

Cercetarea ecologică constituie un studiu planificat, în abordare sistemică, în scopul cunoașterii structurii, dinamicii și/sau a funcțiilor sistemelor ecologice. Orice studiu poate fi abordat prin prisma a trei metode: teoretică, de laborator sau de teren. Toate aceste metode sunt interdependente. Probleme apar atunci când rezultatele obținute în urma unei abordări nu verifică pe cele obținute prin utilizarea altei metode. Deoarece toate sistemele și procesele ecologice există sau se desfășoară în natură, înseamnă că terenul va fi întotdeauna stadiul etalon sau baza la care vom raporta celelalte rezultate.

În centrul cunoașterii științifice se află *observația și măsurarea*, activități pe baza cărora, omul de știință construiește o imagine fenomenologică a realității pe care o studiază. În legătură cu aceasta, el formulează o serie de ipoteze, efectuează noi observații, introduce o serie de corecții, uneori recurge la reformulări și transformări, pentru ca, în final, să ajungă la conturarea unui ansamblu sistematizat de opinii/idei și reguli/legi relative la obiectul investigat, deci la o teorie corespunzătoare.

Evident, deși un concept poate fi atrăgător pentru mintea omului de știință, în interacțiunea dintre teorie și experiment, predominante vor fi rezultatele reale. În științele naturii și în tehnică, experimentele, observațiile și măsurările sunt activități/faze fundamentale.

Reprezentarea (imaginea pe care și-o construiește subiectul investigator despre realitatea studiată) - **modelul** cu care acesta operează – este o construcție care poate cu greu să fie separată de observațiile și măsurările/experimentările anterior menționate și apare de o importanță, practic, la fel de mare.

Modelul se definește ca “o reprezentare a aspectelor esențiale ale unui sistem existent sau ale unui sistem ce urmează a fi realizat, care reflectă – sub o formă utilizabilă – cunoștințele despre acel sistem” (*Alexandrescu, Ov., Chiriac, C., 2001*). În această definiție, termenul “sistem” trebuie interpretat în sensul general, de colecție de obiecte/ elemente aranjate într-o structură ordonată, care – într-un anumit sens – este dirijată spre un scop sau țintă.

Modelarea este considerată ca fiind un instrument al cercetării fundamentale și de prognoză a compartimentului ecosistemelor. Aceasta nu constituie o activitate nouă, omul folosind, încă de la începuturile istoriei, modelul pentru a reprezenta obiecte sau idei. De la cel mai simplu act de comunicare până la acte foarte complexe, omul a utilizat modelele pentru a-și exprima ideile.

Se poate evidenția un domeniu de diferențiere a complexității ecosistemelor naturale, inclusiv a celor dirijate. Cu toate acestea, putem aprecia că ecosistemul, ca unitate organizatorică, este deosebit de complex.

Această complexitate rezidă din faptul că ecosistemul este alcătuit dintr-o multitudine de componente biotice și abiotice, numite subsisteme, aflate în interacțiune și integrate astfel

încât ecosistemul se comportă ca un întreg în relațiile sale cu alte ecosisteme. Din interacțiunea părților componente rezultă trăsăturile structurale și funcționale ale întregului, reprezentat, în esență, de structura biotopului, structura trofică, fluxul de energie, circuitul elementelor minerale și autocontrolul stărilor acestuia.

Știința se bazează pe conceptul modelării, evoluția științei fiind, de fapt, evoluția modelării fenomenelor/proceselor și a ideilor.

Această imagine a complexității oricărui sistem natural este recunoscută în analiza sistemică sub denumirea de **model de bază** sau **model izomorf**, dar acesta și, în consecință, ecosistemul real nu poate fi cunoscut în întregime tocmai datorită complexității sale, oricât de bine am organiza cercetarea.

Caracterizarea unui ecosistem pe baza unui model izomorf ar implica o cantitate foarte mare de informații și, mai ales, timp, astfel încât cunoașterea stării nu ar mai avea nici o valoare practică. În aceste condiții, singura modalitate practică ce se impune este simplificarea modelului izomorf la un model reprezentat de componentele dominante și de interacțiunile dintre acestea, care participă, în general, la conturarea și desfășurarea funcțiilor ecosistemului.

Un asemenea model simplificat al modelului izomorf, care aproximează numai ecosistemul natural, este cunoscut în analiza sistemică sub denumirea de **model homomorf**. În consecință, prima etapă în procesul de modelare o reprezintă stabilirea modelului homomorf (Chapelle, A., 1990; Gose, P., 1990).

Un model este astfel construit încât să poată fi folosit pentru a releva ceea ce se întâmplă în interiorul sistemului sau al procesului/fenomenului pe care îl reprezintă. Modelele bune ajută la rezolvarea problemelor, pentru că ele permit să se aprecieze, să se prevadă consecințele sau utilitatea diferitelor intervenții legate de conducerea/dirijarea sistemului. În secundar, modelul servește și pentru descrierea concretă a elementelor la care se referă.

În general, nu este necesar ca modelul să fie o reprezentare amănunțită a mecanismului real al sistemului. Este suficient ca acesta să poată doar simula ("mima") comportarea sistemului reprezentat.

Aceasta cere, în primul rând, o respectare riguroasă a scopului urmărit, astfel încât ceea ce rezultă să constituie un model care corespunde obiectivului studiului. Pe de o parte, modelul trebuie să fie suficient de simplu de utilizat și, în acest sens, el trebuie să constituie o abstracție de la realitate, o schematizare a acesteia, obținută prin considerarea doar a aspectelor esențiale pentru studiu și neglijarea celorlalte (care vor putea fi avute în vedere, eventual, în cadrul unui alt model, mai rafinat). Pe de altă parte, însă, modelul trebuie să constituie o reprezentare cât mai fidelă a sistemului pe care îl reprezintă. Realizarea unui echilibru între aceste două contrarii cere, de regulă, subtilitate și pricepere.

De obicei, modelele sistemelor sunt construite ca o combinație a celor trei tipuri "fundamentale" de modele, combinație ce depinde de complexitatea sistemului reprezentat și de scopurile urmărite în studiu.

Orice sistem (subsistem sau componentă a unui sistem) poate fi reprezentat prin mai multe modele, cu un grad de complexitate foarte diferit – de la elementar la complex și de la conceptual – fizic la matematic. De fapt, sunt foarte rare cazurile când, pentru un sistem sau pentru componentele acestuia, se construiește câte un singur model. De regulă, modelele simple conduc spre modele complexe, în același mod în care experimentele simple orientează

organizarea și desfășurarea experiențelor complexe. Dacă, anterior, clasificarea modelelor a avut drept criteriu conținutul în cunoștințe al modelului și gradul de claritate a reprezentărilor, care condiționează, până la urmă, utilitatea acestora, în practica cunoașterii, modelele pot fi diferențiate și în raport cu modul de concretizare.

Se disting, în acest sens: **modele "hardware"** (echipamente sau materiale) și **modele "software"** – expresii matematice, programe de calcul/prelucrare automată a datelor. Comun tuturor modelelor este faptul că, în reprezentările construite, cunoștințele trebuie redade sub o formă utilizabilă, modelul urmând să servească pentru elaborarea de noi decizii.

În cercetare, se urmărește, de obicei, găsirea de interpretări corespunzătoare unor cunoștințe sau date noi, dobândite prin observare și/sau măsurare. Utilitatea imediată nu trebuie să fie neapărat clară, de la început, important fiind câștigul în înțelegerea proceselor/fenomenelor studiate și conturarea căilor de continuare a investigațiilor.

Sistemele constituie părți ale realității obiective în mișcare, care nu pot fi cunoscute de către subiecții ce doresc să le descrie sau să le conducă, decât prin imagini, evident subiective, ale acestora – **modelele**.

Construit prin sinteza structurată a răspunsurilor la o serie de întrebări privind părțile componente (elementele) sistemului, legăturile dintre acestea și cu ambientul, interacțiunile lor și ale ansamblului cu exosistemul, evoluția sistemului (ca urmare a evoluției componentelor și a interacțiunilor specifice lui), obiectivele funcționării sistemului etc., modelul cuprinde, în interdependență, o serie de clișee/imagini relative la anatomia (elemente, relații, obiective), fiziologia (modul în care se desfășoară interacțiunile dintre elemente, care caracterizează funcționarea sistemului) și comportamentul sistemului (dinamica observabilă), imagini care vor avea un caracter subiectiv, indisolubil legat de subiectul investigator – creator de imagini.

Demersul sistemic constă în continua confruntare a imaginilor alternative și refuzarea reduționalismului inert, atașat unui singur punct de vedere, în aplicarea consecventă a metodei complexe ce sintetizează trăsăturile esențiale ale behaviorismului și fenomenologiei, cu cele ale structuralismului și istoricismului (Agafitei, Alina, 2013).

Constituind elementul major al analizei sistemice, **modelul** – ca o abstracție formală a lumii reale – este utilizat pentru predicția efectului schimbărilor introduse în sistem asupra comportării sale. Din această perspectivă, modelul este construit potrivit scopului/aspectelor urmărite. În general, modelul prezintă trei tipuri de cunoștințe:

- **structura**, exprimată în funcție de identități matematice, scheme – bloc, diagrame de transmisie sau grafuri, matrice de conexiune;
- **parametrii** – mărimile care nu depinde de variabilele independente și nici de mărimile prin care sistemul este excitat de ambientul său;
- **starea sistemului**, la un moment dat sau ca o funcție de timp, caracterizată prin setul valorilor variabilelor dependente, specifice acestuia, la un moment dat.

Structura modelului redă elementele – de obicei, eterogene – ce compun sistemul (în raport cu aspectele studiate) și relațiile dintre acestea, organizate/ordonate corespunzător logicii fenomenului/procesului abordat. Aceasta se diferențiază în funcție de modul în care, în problema supusă rezolvării, predomină aspectele funcționale, cele constructive sau cele informaționale, relative la sistemul interesat. În acest sens, structura unui model poate corespunde uneia din categoriile:

- **structură funcțională** a sistemului, o organizare care trebuie să răspundă la întrebarea: “ce trebuie să facă sistemul?”;

- **structură morfologică**, care descrie în mod comprehensibil alcătuirea concretă - compoziția sistemului/facilitățile tehnice ale acestuia;

- **structură informațională**, care prezintă informația cu care operează sistemul și maniera în care acesta poate fi controlat.

Alegerea tipului de structură a modelului se conduce în funcție de tipul aplicației în care acesta este folosit și poate fi decisivă pentru succesul final sau eșecul schemei de utilizare a reprezentării în cauză.

Parametrii reprezintă acele mărimi implicate în analiză care nu depind de variabilele independente și nici de mărimile ce caracterizează acțiunile ambientului asupra sistemului. Aceștia reflectă, de regulă, o serie de proprietăți/caracteristici specifice naturii sistemului sau procesului/ fenomenului modelat (proprietăți fizice, caracteristici biologice, indicatori specifici domeniului abordat etc.).

În practică/realitatea obiectivă, în general, constanța parametrilor este mai degrabă un deziderat legat de simplificarea modelelor matematice. Totuși, în cele mai multe probleme curente, cel puțin pe anumite domenii de variație a variabilei independente sau ale mărimilor de stare ale sistemului, respectiv – în anumite condiții de perturbații, considerate normale -, aceste mărimi – **parametrii** – pot fi acceptate drept constante ale problemei, în multe cazuri putând fi stabilite încă în faza de formulare a acesteia.

Starea sistemului reflectă funcționarea acestuia ca rezultat al interacțiunilor dintre elementele sale componente și ale acestora în ansamblu cu exosistemul. Caracterizând “fiziologia” sistemului la un moment dat, aceasta este apreciată prin setul valorilor – în respectivul moment – al unei serii de mărimi extensive și intensive – funcții de variabilele independente – **mărimile de stare**. Modificarea chiar și numai a unei singure mărimi de stare atrage după sine definirea unei alte stări a sistemului.

Delimitarea/demarcarea sistemului față de ambient/exosistem, determinată, în general, prin modul în care se stabilește domeniul în care acesta este plasat și funcționează, permite definirea unor relații de intrare/ieșire și perturbare.

Mărimile de ieșire ale sistemului sunt acele mărimi de stare a căror evoluție interesează în studiul problemei/sistemului, din rațiuni diverse, dar bine precizate. Mărimile de intrare sunt constituite de acele mărimi de stare ale sistemului care, prin modificarea lor controlată, acționând din exteriorul acestuia, conduc la modificări corespunzătoare ale mărimilor de ieșire, care nu pot fi controlate direct/nemijlocit.

Perturbațiile sunt reprezentate de acele mărimi de stare care pot suferi modificări necontrolabile direct – consecințe ale acțiunii influenței exosistemului.

Dinamica sistemului reflectă maniera în care se produce trecerea de la o stare la alta a acestuia, trecere ce se desfășoară într-un anumit interval de timp, pe parcursul căruia mărimile de stare prezintă variații caracteristice, care definesc regimurile tranzitorii. Durata regimului tranzitoriu este relativ redusă, mai ales în raport cu mărimea intervalelor de timp în care se menține o anumită stare de funcționare – regimul staționar, de “croazieră”, regim caracteristic pentru evoluția normală/naturală, respectiv pentru utilizarea practică a sistemului.

Deși pot fi practic neglijabile ca pondere în timpul total de funcționare a unui sistem, în cele mai multe situații întâlnite curent în practică, regimurile tranzitorii, niște regimuri permanente, prezintă un interes deosebit în tentativele de cunoaștere a sistemelor, deoarece, în cursul desfășurării lor, unele mărimi de stare pot prezenta variații care, prin particularitățile lor, apar ca dăunătoare/periculoase pentru sistem sau pentru finalitatea proceselor ce se desfășoară în interiorul acestuia (Alexandrescu, Ov., Chiriac, C., 2001).

În numeroase aplicații practice, poate apare, însă, și o altă categorie de probleme: cunoscând mărimile de intrare și mărimile de ieșire corespunzătoare acestora, în cazul unui sistem ce aparține unei clase determinate de sisteme, se cere să se definească sistemul în cauză, mai precis să se stabilească structura și parametrii acestuia, ceea ce în multe cazuri înseamnă determinarea ecuațiilor (diferențiale) care descriu comportarea sistemului. Denumită uneori **problema inversă**, aceasta este cunoscută în literatura de specialitate ca problemă a identificării sistemelor. În cadrul acesteia, un loc central îl ocupă **estimarea parametrilor** – determinarea experimentală a valorilor parametrilor care guvernează comportarea dinamică, liniară sau neliniară a sistemului a cărui structură este, în principiu, cunoscută (Varduca, A., 2000; Alexandrescu, Ov., Chiriac, C., 2001). Se întâlnesc, de asemenea, situații în care interesează o cunoaștere mai detaliată, bazată pe o informare continuă asupra stării sistemului, care conduc la **problema estimării stărilor**, activitate utilă fie în predicția comportării sistemului, fie în determinarea unor parametri prin metode indirecte, fie în ridicarea incertitudinii asupra unui număr de parametri.

Un pas important în dezvoltarea modelelor matematice în tehnică l-a constituit momentul când activitatea inginerescă, în toată amploarea sa, de la proiectare până la exploatare - pe orizontală - și de la necesitățile economiei naționale la fenomenele ce se petrec în sol și plantă în legătură cu apa – pe verticală -, a fost considerat ca un tot, ca un amplu **sistem**.

În ultimele patru decenii, în ceea ce privește dezvoltarea ciberneticii și îndeosebi a modului de gândire pe care l-a generat, au fost elaborate idei și concepte încadrate sub denumirea generală de **teoria matematică a sistemelor**, care permite descrierea matematică mai clară și mai precisă a unor lanțuri de procese ce se petrec în natură și societate.

Studiul sistemelor are ca scop perfectarea metodelor de modelare cu intenția optimizării și identificării, alegerii bune între mai multe opțiuni posibile în activitatea practică.

Ecologia reprezintă o știință empirică și, de aceea, nu poate fi realizată numai pe hârtie sau la calculator (Krebs, 1989). Laboratorul constituie o reprezentare simplificată a naturii, un model al terenului, unde se simulează procesele care se desfășoară în natură, selectându-se un număr redus de variabile de stare și de proces. Avantajele laboratorului sunt legate de posibilitatea de urmărire și control al acțiunii unui număr redus de variabile, provocarea artificială a fenomenelor și divizarea sistemelor complexe în subsisteme pe care se poate experimenta mai ușor. Dezavantajele metodei constau în faptul că nu se pot surprinde toate relațiile din natură, numeroși 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 și date experimentale, și are ca scop generalizarea și 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 obișnuit să-și 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, și nu tehnicile și metodele, cu excepția cazurilor în care cercetarea aduce sau propune ca rezultat tehnici noi. Dar nici în ecologie nu se aplică principiul "scopul scuza 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 cunoaște.

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 să se descrie ceva nou, ci să se stabilească relații solide, validate, între ceea ce era deja cunoscut și informațiile noi obținute.

De aceea, crearea legăturii poate fi mai importantă chiar decât noutatea în sine. Adesea, lipsa de documentare sau ignorarea rezultatelor celorlalți, conduce, atât pe specialiștii consacrați, cât și pe studenți, la o cheltuială inutilă de timp și efort în studiul a ceea ce este de multă vreme cunoscut.

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

Cunoașterea biologică este extrem de neuniformă, atât din punct de vedere al repartiției geografice cât și 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 și date de profil) decât malacologi sau briologi, de exemplu. Așa se explică faptul că acumularea inegală de cunoștințe duce la exigențe și domenii de acoperire foarte dezechilibrate. În unele domenii, ecologul poate intra în munca de amănunt, în timp ce zone geografice și unele grupe sistematice încă mai așteaptă primele liste faunistice, respectiv cataloage de specialitate.

Un studiu care implică tehnică de vârf în genetică sau biochimie nu este în mod necesar superior unui studiu care lămurește relațiile filetice între anumiți taxoni sau alcătuiește un prim catalog sistematic sau zoogeografic, de exemplu. Există o anumită reticență 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 doar subtabele taxonomice pentru diviziuni ale unor arii, reticența este justificată. Nu însă și atunci când, într-adevăr, aria respectivă este necunoscută sub aspectul grupului investigat. Pe de altă parte, depinde foarte mult cum se alcătuiesc aceste liste și cum se clasifică prezența/absența speciilor

în funcție de diferenții factori ai mediului. Pornind de la listele de specii, se pot realiza o serie de analize de biogeografie, cenologie, de nișe ecologice etc. 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 acestora pentru mediu și toleranța la diferenții factori putând fi utilizate în sensul invers: al caracterizării stării mediului pe baza cunoașterii speciilor prezente.

Orice informație, fie cât de simplă, poate fi utilizată de specialist într-o multitudine de modalități. Evident, studiul are foarte mult de câștigat atunci când includem date despre abundența taxonilor, descriem structura sau urmărim dinamica diferitelor comunități, iar în analizele de productivitate și energetică, evaluăm în mod necesar și date despre creștere, 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.) și 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 și foarte rar cele cu densitate scăzută sau caracteristice unor microhabitate mai rare sau dispersate în aria de interes), precum și 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 ca fiind doar o "biologie matematizată" și consideră că multă alergătură, dar de scurtă durată, colectarea câtorva probe și oferirea de valori pentru unii parametri ecologici ai populațiilor sau comunităților înseamnă exclusiv cercetare ecologică (*Malschi, Dana, 2014*).

Orice bun ecolog știe că investigația unei arii, tronson de râu, lac etc. se realizează pe baza atât a probelor cantitative cât și a celor calitative (ultimele având o șansă mult mai mare de a releva prezența unor specii rare sau care preferă microhabitate care nu fac, adesea, obiectul investigațiilor cantitative).

Analiza grupului și ariei de referință trebuie să se facă prin alocarea unui timp suficient pentru strângerea informațiilor, fapt care necesită echipament și aptitudini pentru munca de teren. Există tot mai mulți "ecologi specializați" exclusiv pe structuri de comunități ale unor grupe sistematice supraspecifice, care redau valorile aceluiași parametri (precum abundența relativă, indicii de Dzuba și altele), fără a-și depăși vreodată limitele.

Este evident că evaluarea modificărilor (frecvent prea puțin evidente) în starea mediului se realizează infinit mai bine pe baza datelor cantitative și nu prin prezența-absența speciilor, dar acest proces nu se face la întâmplare. Există un algoritm stabilit pentru evaluarea parametrilor ecologici și ai celor de mediu, precum și tehnici de comparare a acestora, care vor fi studiate în cele ce urmează. Prin contrast, o serie de erori se pot strecura și 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 și 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).

Un alt aspect al cercetării explorative este acela că, adesea, numai după inițierea unui anumit program de cercetare, apar semnele de întrebare și 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, în consecință, să modifice în mod adecvat orice element al planului și să adapteze tehnica și metodele la noile condiții. Nici cercetarea explorativă și nici cea demonstrativă nu trebuie absolutizate; cel mai adesea, se manifestă împreună sau se completează reciproc. De multe ori, s-a constatat că ipotezele și demonstrațiile s-au realizat pe baza unui număr foarte mare de date obținute în decursul a numeroși 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 adresată în mod eronat, rezultă o problemă falsă și toate etapele ulterioare sunt sortite eșecului. O întrebare, pentru simplul motiv că este adresată, nu înseamnă că devine neapărat și legitimă. Conform legii lui Katz, "este mult mai ușor să se inventeze o problemă, decât să se sesizeze una reală și 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, precum: este această problemă importantă și 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 specialiști și a fondurilor disponibile?, este aceasta o problemă locală sau are valabilitate 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 să apară oricând elemente noi sau putem elimina altele ca fiind ne semnificative în context), ecologul sugerează un răspuns posibil, care se numește **ipoteză**.

După *Krebs (1989)*, știința modernă operează printr-un sistem dualist, format din ipoteze și date. Prin urmare, orice studiu trebuie văzut ca un ansamblu de idei și informații din lumea reală. Ipotezele fără date nu sunt de nici un folos și invers. Orice ipoteză trebuie să avanseze una sau mai multe prognoze. Ipotezele sunt testate prin observații și determinări care urmăresc dacă se verifică sau nu prognozele. Definim **experimentul** ca reprezentând orice set de observații care testează o ipoteză. Experimentele pot fi naturale sau artificiale (de exemplu, cele de laborator).

Protocolul pentru etapele ce trebuie parcurse în procesul de verificare a ipotezelor se numește **design experimental** și include totalitatea metodelor care trebuie utilizate, programul de colectare a probelor, parametrii ecologici urmăriți, periodicitatea de colectare a datelor, resursele umane și 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, se impune studierea a diferite tehnici de prelevare a probelor, dimensionarea acestora, metode de prelucrare și analiză, precum și unele aplicații statistice fundamentale.

În urma prelucrării probelor, se obțin date (informații) care vor fi analizate și utilizate în testarea ipotezelor. În această etapă, trebuie să cunoaștem diferitele tipuri de teste, algoritmul utilizării acestora, limitările și 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 și interpretarea eronată a rezultatelor, motiv pentru care o temă independentă din această carte este dedicată acestui subiect. Dacă datele obținute confirmă prognozele (și, prin acestea, confirmă și ipotezele), cercetarea poate continua, iar, în caz negativ, trebuie refăcuți pașii preliminari ori de câte ori este nevoie. Erori se pot strecura în oricare dintre etapele precedente, fiind o problemă de intuiție și de 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 greșit să se încerce o generalizare prea largă a fenomenului, pe cât este și contrariul - să se restrângă numai la cazul particular studiat. Aceste lucruri pot fi evitate prin explicarea și identificarea cauzelor care determină fenomenul particular.

Nu trebuie însă uitat că toate sistemele și procesele ecologice au o istorie evolutivă, iar acest fapt constituie o bogată, dar controversată, sursă de explicații.

Ultima etapă a cercetării este cea de **valorificare a rezultatelor**. Valorificarea trebuie văzută în sens larg, în primul rând din perspectivă științifică (publicarea rezultatelor cercetărilor efectuate, de exemplu), apoi de popularizare și mediatizare și, numai în ultimul rând, din perspectiva economică.

Ecologia este, în primul rând, o știință. De aceea, ea nu trebuie redusă la un mod de rentabilizare a proceselor și 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 și societății umane). Este simplu să cădem în greșeala identificării aparente a unei logici superioare naturii, uitând că aceasta din urmă a avut timp milioane de ani să experimenteze, pe baza legităților universale și ale evoluției. După cum se exprima atât de inspirat *B. Commoner (1980)* - "Natura se pricepe cel mai bine".

Omul și mediul sunt entități inseparabile, existența primului depinzând de cel de al doilea, iar factorii mediului (aer, apă, sol etc.) sunt modificați în urma acțiunii omului (antropice).

Component (subsistem) și progenitură tânără a travaliului evolutiv al biosferei, omul este expresia trendului ascendent al acestui proces, fiind singura ființă vie dotată, pe lângă inteligență, cu conștiință – capacitatea de a gândi și abstractiza, corect sau eronat. Greșelile sunt fapte inconștiente, erorile sunt idei și fapte conștiente, produse ale gândirii umane superficial "alimentată" cu informații diverse sau care primește informații false ce distorsionează ori ascund adevărul.

De-a lungul evoluției sale fără om (miliarde de ani), biosfera, în care toată lumea vie era inconștientă, dar inteligentă, s-a organizat și a funcționat după **legi** foarte precise și neiertătoare, astfel încât timpul a însemnat progres evolutiv pentru toate structurile sale vii sau inerte și o anume stabilitate a cadrului natural propice unei vieți bogate și diversificate, făcând posibilă și apariția speciei umane.

„Natura este singura adevărată, serioasă și severă. Ea nu greșește niciodată. Erorile, ca și greșelile, sunt doar ale omului ...”, spunea J.W. Goethe.

Omul, deși și-a îndeplinit misiunea de a descifra legile care guvernează natura cu mult timp în urmă, dacă am lua în considerație măcar timpul când a scris marele enciclopedist motto-ul înscris mai sus, în viața și activitatea sa, și-a permis, cu aroganță, să nu le respecte. Ele sunt, însă, singurele adevărate și natura, severă, îi răspunde astăzi cu un feed-back negativ generalizat – **criza ecologică complexă**, gravă, de nivel global.

Fiind obiective și clare, **legile naturii** își găsesc aplicabilitatea atât în activitățile economice, cât și în viața socială și în decizia politică, cu condiția ca ele să fie bine cunoscute, iar omul să fie dispus să facă unele eforturi și sacrificii (*Axinte, Stela, 2006*).

Cunoașterea legilor după care s-au organizat și funcționează sistemele naturale de tip biotic x abiotic rezultă din studiul științei “Ecologiei teoretice”.

Eforturile și sacrificiile necesare respectării și aplicării lor reprezintă o problemă de conștiință și de morală, impunând lepădarea de egoismul și aroganța generațiilor de azi, pentru a da o șansă celor de mâine, esența conceptului de **sustenabilitate**.

Într-o laconică aserțiune, putem afirma că **ecologia** s-a structurat ca știință atunci când cunoștințele noastre au devenit suficiente pentru a studia corelativ regiuni întinse și fenomene (proces) diverse, iar consecințele pozitive ale acestora să rezulte în validarea aforismului lui *Bacon*, conform căruia “putem comanda natura, supunându-ne legilor ei”.

Ca știință a interacțiunii organismelor vii cu mediul lor geografic, ecologia studiază doar un sector restrâns al mediului ambient, și anume – cel al interacțiunilor din cadrul lumii vii, care, la nivelul planetei, alcătuiește **biosfera**.

La nivel global, la scară planetară, lumea vie are o arhitectură complexă, cu numeroase niveluri de organizare și integrare.

Nivelul fundamental de organizare a lumii vii este reprezentat de **individul organic** – organismul individual.

Ecologia nu studiază în mod special organizarea individului și nici nivelurile sale inferioare (organe, țesuturi, celule, molecule etc.), ci pe cele superioare de organizare: populații, biocenoze și biosferă (sistemele biologice ale planetei – **ecosisteme**).

În disciplina Ecologie și în Știința Mediului, ca în orice știință, mai ales nouă, abundă o diversitate de termeni, definiții sau formulări ale legilor și principiilor, nu o dată contradictorii.

Se pot accepta păreri contradictorii, dar nu un alt mod de abordare și interpretare în afara celui sistemic, relativist, informațional, fiind neavenit (o întoarcere în copilăria și tinerețea dintâi a Ecologiei și renunțarea la progresul științific al disciplinei) și inutil, ca bază teoretică pentru rezolvarea complexelor probleme practice ale contemporaneității și viitorului.

Redăm, în figura 1.1, sub forma unui algoritm, principalele etape ale unei cercetări ecologice demonstrative (după *Green, 1979*).

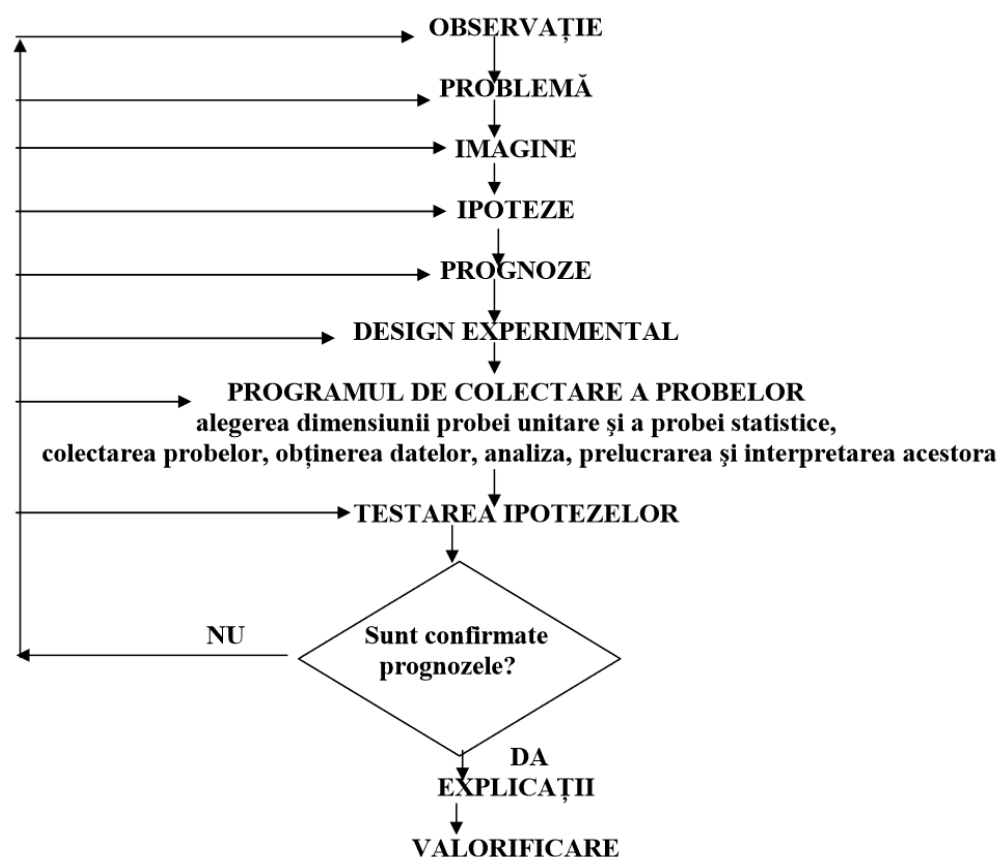


Fig. 1.1. Algoritmul cercetării ecologice demonstrative (după Green, 1979)

Acest algoritm reprezintă un concept extrem de simplist, dar există numeroase elemente și 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 și improbabile) și 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 ce țin de timp și de bani. Cel mai adesea vom prefera să enunțăm o serie de ipoteze pertinente și raționale, eliminând din start pe cele improbabile sau absurde. Ipotezele trebuie să fie cât mai simplu formulate, pentru a putea fi testate mai ușor (Krebs, 1989). Fiecare ipoteză trebuie să interzică ceva, și acest lucru trebuie să fie ilustrat în prognoză. Ipotezele care prognozează totul și nu interzic nimic sunt nefolositoare în parcursul procesului de cercetare.

Progresul unei cercetări de ecologie depinde de mai mulți factori, dintre care esențiali sunt patru: echipa, tehnica de cercetare, metoda utilizată și bugetul disponibil.

Uneori, cercetarea individuală, cu sau fără finanțare, este mult mai valoroasă și răspândită decât se recunoaște 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 și aptitudinile fizice, nivelul profesional și științific al indivizilor implicați, numărul acestora, domeniile și disciplinele acoperite și modul în care aceștia 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, trebuie să stimuleze formarea și progresul profesional al acestuia prin cointerесare, iar, pe de altă parte, se impune să promoveze o politică profesională pe termen lung în scopul pregătirii de specialiști locali, fapt care se va resimți în viitor prin economisire de timp și de bani. Nici aceste principii nu trebuie, însă, absolutizate.

Calitatea cercetării este determinată, în primul rând, de calitatea specialiștilor implicați. Este de preferat ca, până la consacrarea indivizilor care vor acoperi domeniile de interes, să se apeleze la specialiști din afară, invitați, pe lângă care tinerii cercetători să se formeze. Acest lucru va spori și credibilitatea rezultatelor, dar și eficiența specializării noilor cercetători. În selectarea viitorilor specialiști, trebuie găsit întotdeauna un compromis amical între interesele instituției și cele ale tinerilor. Simplul fapt că un domeniu trebuie acoperit pe moment nu justifică obligarea unui individ cu aptitudini să treacă imediat și necondiționat la rezolvarea acestuia. Ca în orice meserie, și în ecologie domeniul de specializare trebuie ales în funcție de aptitudinile, interesul profesional, dar și, 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 (Malschi, Dana, 2014).

O cale de rezolvare este împărțirea/repartizarea sarcinilor peste care trebuie să se treacă repede la mai mulți dintre membrii echipei, precum și o specializare secundară a celor mai apti, pe baza liberului consimțământ exprimat de aceștia, fără a afecta negativ interesele lor majore. Modul de lucru în echipă trebuie să se bazeze pe respect și încredere reciprocă, pe împărțirea echitabilă a sarcinilor (plăcute și neplăcute) și a beneficiilor.

Tehnica de lucru abordată se referă la ansamblul dotărilor materiale științifice și auxiliare de care dispune echipa de cercetare, precum și la alegerea celor mai adecvate cercetări în cauză. Orice instituție sau colectiv trebuie să acorde un interes major sporirii bazei materiale prin diverse mijloace. Evaluarea corectă a performanțelor instrumentelor și aparatelor disponibile, precum și a preciziei lor, este o condiție indispensabilă pentru determinarea posibilității de atingere a obiectivelor propuse.

În ecologie, metoda se referă atât la designul experimental, care include programul de colectare a probelor, cât și la modul de prelucrare, analiză, interpretare și raportare a datelor. Aceasta prezintă o importanță covârșitoare în atingerea obiectivului dorit.

Oricare ar fi proveniența banilor (sponsorizări, granturi, contracte de cercetare etc.) întrebarea de bază care se ridică este: "cât de mult se poate face cu acești bani, astfel încât să poată fi atinse și obiectivele cercetării, să rezulte și ceva dotare pentru instituție, dar să poată fi retribuită și 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 științifice de mare valoare au fost obținute de indivizi motivați numai de frumusețea domeniului, înzestrați cu sclipirea de geniu și 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 și proiecte este extrem de negativă. În cazul sarcinilor prea complexe și prea numeroase, cei care suferă cel mai mult sunt tinerii, iar știința nu are decât de pierdut. Există o limită, dictată de timpul fizic și de bunul simț, a numărului de activități și teme de cercetare alese.

Teoretic, uneori și practic, nu bugetul este garanția calității cercetării și nici numărul de contracte sau granturi, ci rezultatele obținute. Valoarea publicațiilor, a problemelor rezolvate și a recunoașterii științifice trebuie să fie măsura calității oamenilor și a cercetării, iar nu banii acumulați prin proiecte, nici numărul acestora sau poziția ierarhică în instituții.

Orice ecolog trebuie să-și însușească **regulile cercetării ecologice**, elaborate de *Krebs, Ch. (1989)*, și anume:

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

Regula 2. Găsește, definește, formulează corect o problemă și învață să gândești întrebări.

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

Regula 4. Colectează date care răspund la întrebările puse și care îi vor face fericiți pe statisticieni (cele două obiective de obicei coincid, însă, atunci când aceasta nu se întâmplă, răspundeți la întrebare și ignorați statisticianul, întrucât un ecolog poate extrage informații foarte utile și din acele date care par inabordabile pentru un statistician; ceea ce pare o simplă valoare numerică poate conține profunde semnificații biologice pentru un specialist).

Regula 5. Să nu se confunde niciodată semnificația 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 și din alte puncte de vedere).

Regula 7. Nu raporta niciodată valoarea unui parametru ecologic fără a oferi și 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 obținute și introdu-le pe un calculator într-un format accesibil atât mașinii, cât și operatorilor.

Regula 9. Dacă introduci eronat, obții erori (datele eronate, insuficiente sau irelevante nu vor fi utilizabile indiferent de tehnica de prelucrare și analiză, fie aceasta oricât de sofisticată).

Regula 10. Dacă ai, folosește. Dacă nu ai, procură. Dacă nu poți face rost, de fapt, nu ai nevoie. În orice situație, vei trece la rezolvarea problemei.

Regula 11. Cel mai bun echipament este cel pe care îl posezi (regula se referă atât la dotările personale, cât și la cele instituționale, științifice sau auxiliare, incluzând automobilele cu care ieșim pe teren, echipamentele etc.).

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 software este cel pe care îl cunoști și îl poți/știi utiliza.

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 informație primită de la alții (numeroase greșeli se fac pe baza unor afirmații de la oameni cu greutate, care se presupun a fi adevărate; ori de câte ori este posibil, verifică informația originală și încearcă să nu repeți greșeala altora; alteori, informația preluată din bibliografie a fost extrem de corectă la data respectivă, dar între timp multe s-au schimbat și nu mai corespunde cerințelor actuale).

Regula 16. „Numai rezultatele contează” - este adevărat. „Scopul scuză mijloacele” - este fals.

Regula 17. Principiul lui Peter este perfect aplicabil și în cercetarea ecologică (conform acestuia, “muncesc numai cei care nu și-au atins nivelul de incompetență”, dar: 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 și regulile cuprinse în acest material, să nu se uite niciodată că “Murphy a fost un optimist” (sau alte expresii cu semantică asemănătoare: “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 abilități de adaptare urgentă a planului, cercetarea devine brusc imposibil de îndeplinit; de exemplu, nu o dată trebuie să colectăm probe dintr-un transect de-a curmezișul unui râu, parcurgem sute de 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 menține suficientă vreme încât să ne întoarcem fără rezultate; dacă grupul studiat este mai evident sau poate fi capturat cu preponderență, 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 și exemplele ar putea continua).

Primul contact cu realitatea disciplinelor biologice, din care ecologia face parte integrantă, este adesea o coborâre cu picioarele pe pământ pentru mulți cercetători.

Cercetarea fundamentală nu devine atât de repede utilă, dar nici nu încetează de a fi utilă atât de repede ca cercetarea aplicativă.

Un rol important în cadrul cercetării ecologice îl au observația, îndemânarea tehnică, capacitatea de a putea executa în mod corect o campanie de teren, pregătirea fizică și psihică pentru a face față condițiilor din teren, disponibilitatea și întreținerea unui echipament adecvat.

Ecologul care deține multiple cunoștințe din domenii asociate va putea pătrunde în medii mai variate și va realiza potențial mai mult, comparativ cu unul cu opțiuni limitate.

LUCRAREA NR. 2

CERCETAREA SISTEMELOR ECOLOGICE

Ecologia reprezintă acea disciplină integrată în vastul câmp al biologiei care studiază structura, dinamica și funcțiile sistemelor supraindividuale ale materiei vii precum și interacțiunile dintre acestea și cu factorii de mediu.

Este o ramură a biologiei, care operează cu mijloace și metode interdisciplinare - așa cum, de altfel, o fac și majoritatea celorlalte ramuri ale științei mamă. Chiar dacă este adevărat că ecologia cuprinde multe sectoare încadrate la (sau care operează cu metode și 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 reuși să analizeze interacțiunile vieții cu mediul abiogen, pe niveluri supraindividuale, dar, mai presus de toate, se cere cunoașterea biologiei sistemului analizat.

Schröter (1896, 1902) clasifică ecologia în **autecologie** (acea parte care se ocupă cu studiul relațiilor dintre individ, populație sau specie și mediu) și **sinecologie** (care ar studia relațiile dintre organisme, precum și cele dintre mediu și sistemele suprapopulaționale). *Gams (1918)* susținea, însă, că numai ceea ce *Schröter* ar fi definit ca sinecologie constituie ecologie propriu-zisă.

Întâlnim frecvent, în literatură de specialitate, termeni precum biocenologie (disciplina care descrie și compară sistemele suprapopulaționale, asemănător cum face taxonomia cu speciile) sau demecologie (*Gisin, 1949, Frank, H., 1950, Schwerdtfeger, 1975, 1979*).

Biocenologia este considerată a fi o disciplină descriptivă, analitică, pe când ecologia ar avea un caracter predominant cauzal și sintetic. În sfârșit, demecologia ar fi acea parte a ecologiei care are ca obiect de studiu nivelul populațional, în accepțiunea lui *Schwerdtfeger (1979)*.

Baza ecologiei este cunoașterea obiectului supus investigației, sistematica grupului fiind miezul oricărei cercetări. De asemenea, ne vom feri să utilizăm pleonasmul "ecologie sistemică" în cadrul îndrumarului, deoarece: cum ar putea fi altfel ecologia actuală?

Se ocupă cu ecologia cel care studiază un sistem supraindividual, indiferent de abordare și de nivelul de organizare. Altfel spus, această disciplină presupune studiul organizării și interacțiunilor la nivel supraindividual, precum și studiul însușirilor emergente rezultate din aceste interacțiuni. Atât abordarea prin prisma populațională (așa-zis "reducționistă"), cât și cea la nivel ecosistemic (căreia i se atribuie adesea calificativul utilizat abuziv, de "holism") sunt complementare și dezvăluie, fiecare, o parte din realitate. Nici un punct de vedere nu trebuie absolutizat. Adesea, știința nu a progresat prin negarea sau afirmarea absolută a unei teorii, ci prin îmbinarea și întrepătrunderea a ceea ce a părut la un moment dat ireconciliabil. Amintim

aici natura dublă a luminii sau cauzalitatea internă și externă a comportamentului (instinctivism vs. ambientalism) (Malschi, Dana, 2014).

Warning, E.(1896-1909) și Dajos, R. (1975) au definit **trei orientări majore** ale ecologiei:

1. **Autecologia** (gr. „auto” = însuși): studiază raporturile indivizilor dintr-o anumită specie cu mediul lor de viață (până la nivelul de populație sau specie), cu mediul înconjurător (abiotic și biotic).

2. **Demecologia** (gr. „demos”= popor sau mulțime): studiază relațiile dintre indivizii aceleiași populații, precum și raporturile dintre populații cu factorii ecologici.

3. **Sinecologia** (gr. „syn” = împreună): studiază raporturile existente între indivizii și populațiile ce aparțin unei biocenoze cu mediul lor de viață și raporturile existente între biocenoze la nivel de biosferă.

Barbour, Burks și Pitts (1987) au realizat următoarea clasificare a specializărilor ecologiei plantelor:

- **Sinecologia** (**Paleoecologia/Sociologia** plantelor în trecutul lor ecologic; Sociologia plantelor/clasificarea comunităților vegetale conform hărților de vegetație; **Ecologie evoluționistă** /stabilitatea comunităților, diversitatea speciilor; **Dinamica comunităților /sisteme ecologice**);

- **Autecologia** (**Ecologia populației**/mărime, hibridări evolutive, speciații ; **Ecofiziologie** /perturbări, limite de toleranță, interacțiuni biotice, fenologie ; **Ecologie evoluționistă** (idem clasificarea anterioară)).

După **mediul de viață** în care trăiesc organismele, ecologia se împarte în trei **ramuri** (Muntean & Știrban, 1995): **oceanologia** (ecologia marină); **limnonologia** (ecologia apelor interioare) și **ecologia terestră** (din care s-a desprins ecologia solului sau **ecopedologia**).

Pe baza **criteriului taxonomic**, aceiași autori au definit trei **clase**: **ecologia vegetală**; ecologia **animală** și ecologia **microorganismelor**.

Ecologia reprezintă o cerință de aprofundare a cunoștințelor științifice ale complexității naturii, de cunoaștere a relațiilor organismelor vii cu mediul natural și a relațiilor dintre specii și dintre populațiile care conviețuiesc în aceleași teritorii (numite **ecosisteme**), a cerințelor de protejare și de asigurare a menținerii **biodiversității**, a echilibrului natural și a productivității ecosistemelor, precum și pentru asigurarea protecției mediului biotic și abiotic de pe Terra.

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 aceștia și/sau cu mediul lor de trai.

Clasificarea spațiului populat de sistemele supraindividuale se lovește de aceleași probleme, legate de existența unui număr foarte mare de păreri și teorii. Pentru că în această lucrare pe primul loc se află criteriul practic, vom utiliza numai un singur termen și anume cel de habitat, înțelegând prin acesta nu numai localizarea și dimensiunea spațiului geografic în care trăiește un anumit sistem supraindividual, indiferent de poziția ierarhică a acestuia, ci și 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 și alți termeni de specialitate. De exemplu, *Schwerdtfeger* definea **monotopul** ca fiind "locul de viață al unui individ sau al unei specii", care

nu semnifică numai spațiul geografic în care acesta (aceasta) se găsește sau îl preferă la un moment dat, ci și condițiile locale necesare pentru existența sistemului. Corespunzător, o populație va ocupa un dematop, iar o biocenoză un biotop. În ceea ce privește ultima parte a definiției anterioare, *Dahl, Schmidthusen, Günther, Renkonen, Stugren și alții*, utilizează termenul de biotop ca ansamblul condițiilor de mediu abiogene în cadrul cărora există o biocenoză. În sfârșit, foarte rar, se utilizează termenul de cenotop, ca fiind locul de viață al unei comunități. Prin contrast, adesea se folosește termenul de bioregiune ca reprezentând zona geografică în care se întinde un biom.

Dezvoltarea societății umane a determinat și determină, în fiecare etapă, apariția și dezvoltarea acelor științe capabile să răspundă întrebărilor și provocărilor momentului.

Problematika deosebit de complexă și acută a crizei ecologice din ultimele decenii a dat un impuls, pe alocuri revoluționar, dezvoltării accelerate a două științe relativ noi, fiecare dintre ele având obiective și preocupări specifice, dar interdependente: știința mediului (ambientica) și ecologia.

Interdependența dintre ele creează confuzie, mulți crezând că ecologia se ocupă de studiul mediului, ca ansamblu de factori (forțe) care intervine în viața organismelor vii.

În realitate, știința mediului studiază structura mediului, ca sistem unitar, parametrii săi, subdiviziunile teritoriale și tipurile de mediu, iar ecologia pune în evidență legile după care se organizează și funcționează sistemele biologice supraindividuale și mai ales cele mixte, de tip viață x mediu.

Ecologia nu are ca obiect de studiu nici mediul și nici lumea vie, ci relația de interacțiune dintre mediu și lumea vie, principiile, regulile, legile care o guvernează, consecințele acestei interacțiuni, atât pentru mediu, cât și pentru lumea vie (*Axinte, Stela, 2004*).

Pentru înțelegerea ecologiei, sunt necesare temeinice cunoștințe despre mediu, ca structură complexă și unitară, dar și despre lumea vie (sistemele vii, ierarhia lor spațio-temporală și genetică, modul de funcționare).

În sens **larg, general**, prin mediu înțelegem ambianța rezultată din interacțiunea ansamblului de substanțe și energii care influențează direct sau indirect, pozitiv sau negativ, viața unui organism viu (**mediu eficient** sau **individual**). Substanțele, ca și energiile, fiecare prin natura și concentrația sa, reprezintă forțe ce determină schimbări în viața organismului viu, schimbări a căror intensitate, amploare și direcție depinde de interacțiunea dintre ele, adică de mediul – ambianța – pe care o formează împreună. Totodată, natura, concentrația, ca și efectele fiecărei substanțe și energii, parametrii ambianței – mediului individual, suferă schimbări în viitor, provocate de prezența și activitatea vitală a organismului viu implicat.

La **nivel planetar** funcționează **mediul general de nivel global** – ambianța rezultată din interacțiunea tuturor substanțelor și energiilor care se întrepătrund spațial și interacționează la suprafața planetei noastre, în limitele orizontale și verticale în care este răspândită viața, de care depinde însăși răspândirea, concentrația substanței organice vii și diversitatea sa genetică și ecologică.

Este punctul de vedere ecologic asupra noțiunii de mediu general de nivel global, diferit de alte puncte de vedere, în special de cel geografic care limitează mediul, ca structură și funcționalitate, la necesitățile și influențele speciei umane, deși îl consideră unul dintre

învelișurile planetare externe, în care este răspândit omul, alături de întregul regn vegetal și animal de pe planetă.

Mediul, indiferent de scară de reprezentare, funcționează ca un sistem unitar, caracterizat prin integralitate – cea trăsătură fundamentală a sistemelor ce le permite să-și păstreze funcțiile chiar dacă, în timp, se schimbă și își modifică parametrii funcționali și structurali, datorită caracterului deschis.

Funcțiile mediului sunt sumar exprimate prin serviciile aduse vieții, iar cuantumul de servicii și calitatea lor depind de starea – “sănătatea” sistemului care este mediul.

Deși pare lipsit de consistență și concretețe, mediul este un sistem complex, practic infinit, dacă ne referim la cel global, care are, însă, o structură și organizare interioară bine definită, concretă și coerentă.

Stugren, B. (1982) definea **mediul** ca totalitatea lucrurilor materiale, evenimentelor și energiilor de care depinde viața unei ființe. Adaptând această definiție largă, care cuprinde atât forțele planetare, cât și pe 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 și colab., 1949, Stugren, B., 1982*).

Componentele acestui mediu care influențează sistemele vii se numesc **factori** ai mediului, aceștia având o semnificație energetică și informațională, forțe care determină modificări ale structurii și funcțiilor acestora.

Componentele mediului (factorii săi) se înscriu într-un inventar imens și pot fi ordonate, după originea și natura lor, în planuri de structură ale mediului, nouă la număr, din care opt naturale și unul antropic.

La aceeași scară, funcție de macorelief, mezoclimă, hidrografie, circulația curenților de aer, în cadrul domeniilor și al zonelor se diferențiază **mediul regional** sau **regiunile de mediu**: montană, de deal, de podiș, de câmpie, deltaică, litorală, marină. La nivel de **microscală**, în fiecare regiune se formează **medii locale** (ale peisajelor), diferențiate datorită reliefului local (detaliilor macro și mezoreliefului), climei locale pe care acesta o modifică, rețelei hidrografice superficiale, mozaicului de soluri și ecosisteme din diferite segmente teritoriale ale regiunii. Nici mediul unui peisaj, deși tinde spre omogenitate în raport cu cel regional, nu este omogen, din cauza mezo, micro și nanoreliefului, a solurilor diferite, a topoclimiei și ecoclimiei determinată de tipul biocenozelor prezente, precum și din cauza modului concret de utilizare a terenurilor. În fiecare peisaj se pot individualiza și delimita concret, uneori mai precis, alteori nu, **teritorii cu mediu relativ omogen**, numite **biotopuri**. **Biotopul este, deci, unitatea teritorială de mediu**, acel fragment de spațiu terestru sau acvatic, caracterizat printr-un mediu relativ omogen, pe întreaga sa suprafață și în decursul timpului.

Prin mediu relativ omogen înțelegem că ansamblul factorilor ecologici care se intersectează în spațiul respectiv variază, sub aspectul concentrației lor, în limite restrânse (diferența dintre concentrația maximă și cea minimă este mică), atât pe întreaga suprafață a biotopului, cât și la anumite intervale de timp (după același regim).

În interiorul unui biotop, când factorii ecologici își modifică concentrația, datorită micro și nanoreliefului, schimbării proprietăților solului, stratificării apei, în cel acvatic,

distribuției spațiale și activității plantelor și animalelor se pot delimita microbiotopuri. Asemenea biotopuri (mozaicate) nu-și pierd integralitatea (Axinte, Stela, 2003; 2004).

Clasificarea factorilor în **biogeni** sau **abiogeni** este una artificială, deoarece aproape niciun factor al mediului nu este exclusiv abiogen. De aceea, vom prefera termenul de **factori ecologici** (Dahl, 1921; Sukacev, 1926; Stugren, B., 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 (după Schwerdfeger, 1975):

- **Colective de organisme conspecifice**

Criteriul de subdivizare este primordial cauzal: ce anume determină gruparea indivizilor? Legătura dintre aceștia poate fi de natură fizică (de exemplu, cazul diferitelor grupe de briozoare sau celenterate). Noi indivizi apar prin înmugurire sau diviziune incompletă, aceștia rămânând legați de vechea colonie. Alteori, legătura dintre indivizi se face pe seama unor mecanisme psihosenzoriale: 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 cârdușii 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, și din întâmplare (ex.: vânt, inundații, marea, 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.

- **Colective de organisme heterospecifice**

Comunitatea se referă la un grup de populații simpatrice și sincronice aflate în interacțiune și 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 vorbește frecvent de o **asociație** (deși, în multe domenii de specializare, s-a renunțat la acest termen). De exemplu, utilizăm mai nou expresiile "comunități planctonice sau de macronevertebrate bentonice" și "asociații de cormofite, de moluște terestre sau de oligochete acvatic". Corespunzător, și 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 botaniști, semnifică originar o serie de populații diferite, care există în același timp și spațiu, dar care posedă trăsături anatomo-morfologice asemănătoare, ca urmare a evoluției în condiții similare de mediu (deci care aparțin aceleiași bioforme). Cel mai adesea, în fitocenologie, se aplică **criteriul lui Raunkiaer** în definirea bioformelor, și anume modul în care speciile își 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)*, citat de *Schwerdtfeger (1977)*. Acesta definește **stratocenoza** ca fiind totalitatea organismelor care aparțin unui strat (în sensul structurii pe verticală a ecosistemului). Astfel, într-o pădure, stratocenozele sunt formate de comunitățile vegetale și animalele din sol, frunzar, straturile ierboase, tufărișuri, trunchiuri etc.

O altă clasificare, "**pe orizontală**", ar începe cu **bioskena**, noțiune elaborată de *Popovici-Bâznoșanu (1937, 1969)*, care este definită ca cel mai mic spațiu cu condiții uniforme de existență și un fond propriu de animale și plante (*Stugren, B., 1982*).

Consortiul (biocoria) reunește în aceeași arie mai multe organisme din diverse specii, mai multe bioskene, care se influențează reciproc și 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 și trofofiziologic. Din această perspectivă, **sinuzia** (termen definit anterior din punctul de vedere al botaniștilor) este o grupare de consortii care are ca nucleu central o populație.

În mod asemănător, totalitatea organismelor dintr-un spațiu unitar, definit prin dimensiunea orizontală (un ciot de arbore, un tufiș, o grămadă de pietre), formează o **choriocenoză**. *Tischler* sublinia că **cenoza** este un termen general, care definește 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 și unele față de altele, legate într-un întreg care se schimbă odată cu schimbarea condițiilor 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)*. Și în legătură cu acest concept există o largă varietate de păreri contradictorii. Astfel, de exemplu, *Evans (1956)* considera că denumirea de ecosistem definește orice tip de sistem ecologic, iar *Schferdtfeger (1977)* denumea sistemul format din biocenoză și biotop - **holocen**. Corespunzător, sistemul populație - mediu era definit prin termenul **democen**.

Analiza ecologică la nivel ecosistemic, așa cum am mai menționat, se numește **holistă**, denumire utilizată excesiv și adesea impropriu.

Factorii din toate planurile de structură ale mediului se întrepătrund spațial pe toată suprafața planetei, în raporturi și concentrații diferite și interacționează, rezultanta acestei interacțiuni complexe fiind mediul – ambianța de nivel global.

Caracterul, ca și particularitățile informaționale ale mediului, imprimate de structurile biotice (biocenotice și biochimice), îi imprimă capacitate de reglare și autoreglare, limitate, însă, de caracterul limitat al planetei însăși (*Axinte, Stela, 2004*).

În numeroase lucrări clasice de ecologie se face distincția între sistemele populaționale și cele ecologice, oferindu-se chiar ierarhii diferite. Astfel, un sistem suprapopulațional 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 problematicei ecologice. Numai din punct de vedere conceptual, putem separa o populație sau o comunitate de mediul neviu în care aceasta își desfășoară existența. În

realitate, factorii de mediu sunt printre principalii răspunzători (alături de relațiile intra- și interspecifice) de edificarea și funcționarea acestor sisteme. Vom adopta un punct de vedere actual, prin negarea diferențelor dintre cele două categorii (populaționale și ecologice).

Flora și fauna sunt concepte sistematice și biogeografice, care grupează lumea animală sau vegetală dintr-un anumit teritoriu (continent, țară, regiune, lac, peșteră etc.). Acestea au conotații ecologice funcție de obiectul cercetării, precum și de locul de viață (de exemplu, flora halofilă de la Ocna Sibiului, malacofauna acvatică macrofitofilă din lunca Oltului etc.).

Un termen mai general este **biomul**, care semnifică asociațiile vegetale și animale dintr-o unitate teritorială biogeografică, ale cărei granițe sunt determinate, în primul rând, de către condițiile de climă (tundre, stepe, deșerturi etc.). Ansamblul vieții de pe planeta noastră este definit ca **biosferă**, uneori considerându-se și un sistem integrator superior, denumit **ecosferă** (unii autori sinonimizează termenii).

Definiția clasică consideră **populația** ca fiind un ansamblu de indivizi conspecifici, simpatrici și sincronici, cu un fond genetic comun, care se pot încrucișa liber și nelimitat între ei. Putem sesiza trei 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 își duce existența o populație (multe populații nu au granițe, altele 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 multidimensională este o comunitate reproductivă de populații, izolată reproductiv de alte comunități similare și care ocupă o **nișă ecologică** specifică în natură, posedând o constelație proprie de gene coadaptate. Teoretic, criteriul izolării reproductive este necesar și 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) și cel al speciilor polimorfe (polimorfismul poate fi definit ca reprezentând variațiile intrapopulaționale determinate genetic și care au manifestare fenotipică discontinuă).

Cele mai mari dificultăți obiective în aplicarea conceptului biologic al speciei sunt reprezentate de speciile asexuate, partenogenetice și hermafrodite cu posibilități de autofecundare.

Este evident faptul că speciile asexuate sau cele partenogenetice nu reprezintă comunități reproductive. În acest caz, se aplică atât criteriul morfologic, cât și cel ecologic. După *Mayr (1984)*, specia se caracterizează nu numai prin izolarea reproductivă, ci și prin nișa sa ecologică, specifică.

Indivizii și clonele asexuate care provin dintr-un părinte comun și care ocupă aceeași nișă ecologică pot fi grupate în aceeași specie. În majoritatea cazurilor, există corelații între condițiile abiotice și biotice dintr-o nișă ecologică și caracterele morfo-fiziologice ale indivizilor care o ocupă, astfel încât aceștia formează un grup morfologic și funcțional aparte, care poate fi încadrat într-o specie distinctă (*Bănărescu, P., 1973*).

În a doua jumătate a secolului XX și astăzi, ecologia se fundamentează pe **paradigma sistemică**, pe teoria informației și a relativității, mult evaluate, dar imbatabile fiecare dintre ele, fiind **știința despre interacțiunile complexe** care au loc atât în interiorul macrosistemelor biologice (supraindividuale, de tipul populațiilor, bisistemelor sau biocenozelor), cât și între acestea și mediu, condiție obligatorie a existenței și devenirii lor în timp.

Toate aceste interacțiuni de tip **viață organizată supraindividul x mediu** au loc în mod concret și particular în **ecosistem**, de aceea ecologia modernă este pe drept cuvânt știința despre legile de organizare, funcționare și evoluție a **ecosistemului** și nivelului ierarhic superior, în care acesta este integrat și subordonat, **biosfera**.

Toate sistemele biologice și mixte de care se ocupă ecologia modernă: **biosfera, ecosistemul, biocenoza și populațiile** sale sunt sisteme deschise, informaționale, capabile de reglare și autoreglare, dinamice, evoluând programat, funcție de informația genetică și istorico – adaptativă a componentelor vii. Sunt sisteme termodinamice, în care entropia informațională și energetică crește o dată cu timpul, dar ritmul său de creștere nu este nici continuu și nici înalt, astfel că tendința lor evolutivă este spre negentropie.

În funcționarea lor, fluxurile substanțelor și cel al energiei, deși împletite și interdependente, au trasee diferite ca formă (circulare pentru substanțe, quasiliniare pentru energie), conform ecuației lui *Einstein*: $E = mc^2$ și realității că în microcosmosul planetar substanțele antrenate pe flux nu ating niciodată viteza luminii (C), deci travaliul lor energetic este totdeauna mai mic decât potențialul masei lor la viteza luminii.

În cercetare, ecologia sistemică modernă utilizează **metoda analizei sistemice**, abordând mai întâi sistemul cel mai mare și integrator, **biosfera**, apoi **ecosistemul** și fiecare subsistem al său (**biotopul și biocenoza**) cu subsistemele și componentele specifice și mai ales cu interacțiunile dintre ele, mecanismele și rezultatul acestora, fluxul substanței și al energiei și productivitatea, fluxul informației, reglarea și autoreglarea, evoluția, ordinea în timp.

În cursul evoluției, populațiile s-au diferențiat și, ca urmare, în aceeași biocenoză, se pot întâlni populații care, în aparență, au același mod de viață, dar, în realitate, folosesc resurse diferite.

Nișa ecologică (fr. “niche” = cuib) constituie modul propriu în care fiecare populație utilizează resursele mediului său de viață, având relații caracteristice cu mediul abiotic, cu hrana și competitorii (dușmanii, concurenții, paraziții, prădătorii). Prin diferențierea nișelor, resursele mediului sunt integral utilizate și competiția dintre populații este atenuată, ecosistemul tinzând spre un număr optim de populații. De exemplu:

- Plantele de pe pajiști au sistemul radicular dezvoltat la adâncimi diferite.
- Plantele ierboase de pădure fie s-au adaptat condițiilor de umbră, fie activează intens primăvara, înainte de înfrunzirea plantelor lemnoase.
- Păsările răpitoare vânează fie noaptea, fie ziua, iar vânatul este de mărimi diferite și face parte din specii diverse, așa cum și modul de vânatoare diferă de la o specie la alta.

Nișele ecologice ale diferitelor populații se pot suprapune parțial. În cazul în care suprapunerea este totală, una dintre populațiile care ocupă aceeași nișă este eliminată. Nicio resursă a mediului nu rămâne mult timp neutilizată, nișa ecologică respectivă fiind ocupată mai devreme sau mai târziu de către o populație.

Populația grupează toți indivizii unei specii care trăiesc pe un areal bine determinat. Membrii unei populații formează o comunitate de reproducere.

Fiecare populație, ca și în cazul biocenozei, prezintă anumite **caracteristici**, dintre care cele mai importante sunt:

- dimensiunea populației;
- densitatea populației;
- distribuția indivizilor în spațiu;
- structura pe vârste;
- structura pe sexe;
- dinamica populației;
- reglarea densității populaționale.

Dimensiunea unei populații reprezintă numărul de indivizi al unei populații la un moment dat. Pentru majoritatea speciilor, efectivul se aproximează pe baza unor eșantioane din mai multe puncte ale biocenozei.

Cifre exacte se cunosc doar în cazul unor specii rare de plante sau animale, în cazul celor cultivate și îngrijite de om, precum și în cazul populației umane. În funcție de zonă, variază atât numărul de specii, cât și efectivul acestora (numărul de indivizi). În zonele temperate, speciile sunt puține și cu efective mari; în zonele calde și stabile, speciile sunt extrem de numeroase, dar cu efective reduse.

Populațiile numeroase sunt mai stabile decât cele mici. O specie devine rară sau cu efectiv redus atunci când condițiile de pe areal se restrâng, datorită excluderii prin competiție cu alte specii ori datorită prădătorilor și paraziților.

Densitatea populației reprezintă numărul de indivizi ai acesteia raportat la dimensiunea spațiului de viață respectiv. Spre exemplu, 1 000 arbori/ha, 10 000 larve de insecte/m³ de apă etc.

Scăderea densității sub limita inferioară este nocivă atât speciei respective, cât și întregului ecosistem. Pentru specie, prin faptul că nu asigură perpetuarea sa (indivizii nu se pot întâlni pentru reproducere), iar pentru ecosistem deoarece nu asigură valorificarea eficientă a resurselor biotopului.

Speciile a căror densitate scade sub limita inferioară sunt specii protejate. Supraaglomerarea este și ea dăunătoare speciei întrucât sursele de hrană sunt limitate și intensifică concurența interspecifică.

Distribuția indivizilor în spațiu reprezintă repartitia indivizilor unei populații în spațiu (areal) și poate fi:

- uniformă, când distanța dintre indivizi este aproximativ egală (de ex.: arborii care, în concurență pentru lumină, sunt la distanțe egale între ei);
- grupată, când indivizii sunt concentrați în locurile cu factori de mediu mai favorabili (de ex.: majoritatea nevertebratelor din sol, omizile unor fluturi, insectele, cârdurile de păsări, bancurile de pești etc.).

Dispersia grupată este cel mai des întâlnită în natură, atât la plante, cât și la animale.

- întâmplătoare, care presupune o aranjare neuniformă a indivizilor ce trăiesc în medii omogene (de ex.: specii de paraziți, păianjeni, insecte răpitoare etc.).

Structura pe vârste rezultă prin împărțirea indivizilor după clasa de vârstă, în: tineri, maturi și vârstnici. Aceasta influențează direct numărul și densitatea indivizilor.

În funcție de reproducere, se cunosc trei vârste ecologice:

- pre-reproducătoare, vârsta de până la prima reproducere;
- reproducătoare, cuprinsă între prima și ultima reproducere;
- post-reproducătoare, de după ultima reproducere.

Numeroase plante și animale au vârsta pre-reproductivă foarte lungă. La unele insecte, vârsta reproductivă este foarte scurtă, cu unic rol de a asigura perpetuarea speciei, iar vârsta post-reproductivă lipsește.

Determinarea vârstei se realizează diferit, în funcție de specie. Spre exemplu, la scoici, aceasta se determina după inelele de creștere ale cochiliilor; la insecte, vârsta este ușor de stabilit, larvele constituind vârsta reproductivă, iar în cazul peștilor, aceasta se determină după inelele de creștere ale solzilor.

Structura pe vârste influențează viabilitatea unei populații.

Predominanța indivizilor tineri indică, de regulă, o creștere a densității populației. În cazul unui număr ridicat de indivizi bătrâni, densitatea populației va scădea. Dacă numărul de indivizi aparținând diverselor clase de vârstă este aproximativ același, atunci densitatea respectivei populații are șanse ridicate de a se menține constantă pe o perioadă lungă de timp.

În ceea ce privește structura pe sexe, dominarea femelelor presupune dezvoltarea numerică a populației, iar cea a masculilor – regresul populației și raportul de egalitate 1:1 implică o populație stabilă.

Pentru majoritatea speciilor, la naștere, raportul femele / masculi este de 1:1, însă acesta suferă modificări pe parcurs, în dezvoltarea ulterioară. Spre exemplu, femelele păsărilor care cuibăresc pe sol au o mortalitate superioară, ca urmare a acțiunii prădătorilor.

Dinamica (creșterea) unei populații reprezintă totalitatea modificărilor cantitative care au loc în interiorul acesteia, sub influența variațiilor diversilor factori biotici și abiotici.

Etapa inițială de constituire a unei populații, pornind, spre exemplu, de la câțiva indivizi și ajungând la ocuparea unui nou areal, este urmată de o sporire caracteristică a numărului de indivizi, deci de creșterea populației.

Fazele de creștere a unei populații sunt următoarele:

1. faza de început, constând în creșterea treptată a densității populației; este dependentă, în general, de numărul inițial de indivizi (de ex.: câteva organisme unicelulare, o pereche – masculul – femela – sau mai multe perechi);
2. faza creșterii exponențiale, în care, într-un timp foarte scurt are loc creșterea extreme de rapidă a numărului de indivizi;
3. faza staționară, de la o anumită valoare a densității populaționale începând să acționeze factori inhibitori (concurența pentru spațiu și hrană), astfel încât creșterea populației în dimensiune se diminuează și, treptat, devine constant (figura 2.1).

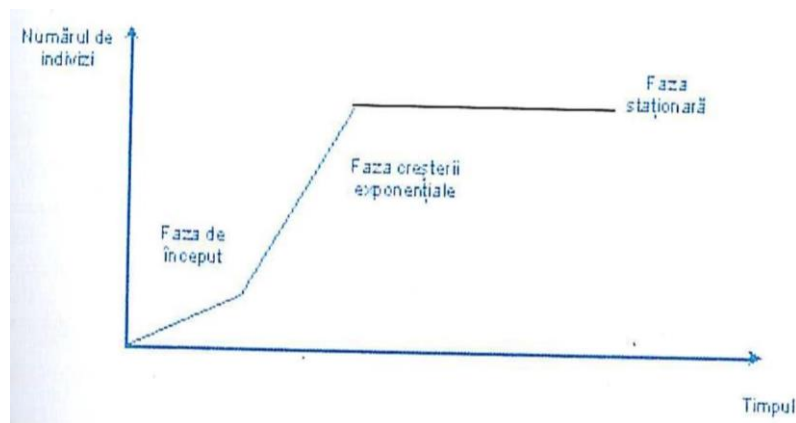


Fig. 2.1. Creșterea unei populații (Axinte, Lorica ș.a., 2005)

Unele modificări cantitative sunt aritmice, produse accidental, datorită unor calamități (incendii, cutremure, inundații ș.a.); alte modificări sunt ritmice, produse de succesiunea anotimpurilor (de ex.: numărul indivizilor din majoritatea populațiilor este mai redus iarna decât vara; totodată, iarna, majoritatea viețuitoarelor migrează).

Densitatea populațională este reglată de factori care nu depind de aceasta, precum factorii abiotici de mediu, concurența interspecifică, disponibilitatea hranei, unele boli netransmisibile, dar și de factori aflați într-o directă corelație: competiția pentru spațiu și hrană, numărul dușmanilor, bolile transmisibile etc.

Factorii ce depind de densitatea populațională o influențează printr-un mecanism de feedback, redat în figura 2.2.

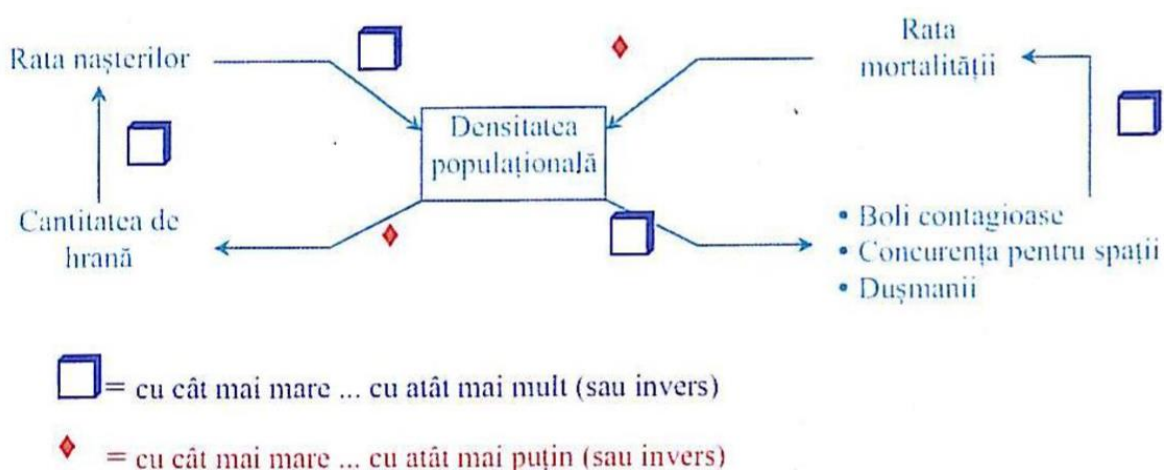


Fig. 2.2. Reglarea densității populaționale (Agafiței, Alina, 2013)

Definirea indivizilor este, în multe cazuri, simplă. **Indivizii** populațiilor de gastropode, mamifere, lumbricide etc. sunt bine delimitați, aceste populații numindu-se și "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 și atunci când genitorul a dispărut.

Putem deosebi 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 și însușiri diferite dar sunt identice din punct de vedere genetic.

Creșterea modulară este foarte frecventă la populațiile vegetale, dar și unele animale (spongieri, corali, hidroide, brizoare, ascidii coloniale etc.). *Smith (1986, 1990), Begon și colab. (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).

Creșterea modulară a populației este un proces demografic. Pe de altă parte, frunzele, ramurile, tulpinile și rădăcinile plantelor pot fi de asemenea considerate populații în sens larg (*Begon și colab., 1986*).

Acestea sunt în competiție cu module similare din vecinătate pentru lumină, nutrienți, răspund diferențiat condițiilor de mediu, au rate proprii de formare, creștere, mortalitate și structuri diferite pe vârste.

Aparent, problema distincției între populațiile unitare și 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 brizoare sau într-un crâng (*Malschi, Dana, 2014*).

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 brizoarelor sau a unei populații dintr-un crâng, raportată la unitatea de suprafață. În investigarea populațiilor modulare, mult mai practică este determinarea distribuției și abundenței modulelor.

Dacă studiem baza trofică a unei populații care se hrănește cu frunzele unui arboret sau nectarul din flori, este mult mai important să cunoaștem 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 și 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 aceluiași stadiu de creștere sau de dezvoltare, indivizii diferă prin însușiri genetice, fenotipice, funcționale etc. Numai din punct de vedere practice, considerăm adeseori indivizii unei populații sau a unei categorii morfo-funcționale ca fiind echivalenți între ei. De asemenea, când vom compara două populații și 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 proporției categoriilor de indivizi care au însușiri sau desfășoară funcții asemănătoare în cadrul populației permite descifrarea structurii populației. Urmărirea modificării în timp a unor funcții, structuri, efectiv sau biomasă a unei populații definește dinamica populației.

Stugren, B. (1982) distinge o "statică a populației" - care se referă la o descriere formală, cantitativă a populației pe baza unor parametri biostatistici, și la o "dinamică a populației" privind la oscilațiile numărului de indivizi și transformările structurale.

Recunoașterea comunităților 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 privește recunoașterea naturii comunității.

Clements (1916) consideră comunitatea ca un superorganism, cu membrii legați intim între ei, atât în prezent cât și de-a lungul evoluției lor comune (baza concepției integraliste). Indivizii, populațiile și comunitățile împart o relație care amintește de cea a celulelor și a țesuturilor într-un organism. Acest curent este reflectat încă din definiția originală a biocenozei, având numeroși susținători.

Botnariuc și Vădineanu (1982) se situează tranșant pe această poziție, afirmând că: "biocenoza este un sistem supraindividual care reprezintă un nivel de organizare a materiei vii, alcătuit din populații simpatrice și interdependente funcțional, interdependență care este rezultatul evoluției în comun, și deci a adaptării reciproce, cauză dar și efect al transferului și acumulării energiei, materiei și informației, procese care determină dezvoltarea integralității, biodiversității și a celorlalte însușiri ale sistemului, iar în ierarhia sistemelor de organizare a materiei vii biocenoza reprezintă primul nivel la care apare însușirea productivității biologice".

Exacerbarea rolului producției în această definiție, prea integralistă, derivă din teoriile holiste și economice ale vremii.

Prin contrast, concepția individualistă promovată de *Gleason (1926)* consideră relațiile dintre speciile coexistente ca fiind simple rezultate ale similarității cerințelor față de mediu și a toleranțelor acestora, iar parțial și rezultatul întâmplării.

Ecologia contemporană recunoaște că adevărul este undeva pe la mijloc, dar mai aproape de concepția individualistă (*Begon și colab., 1986; Smith, 1990; Mitchell, 2000*).

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 și de cea cenotică.

Indivizii diferitelor specii prezintă amplitudini diferite ale valențelor ecologice, fapt care se regăsește și în interiorul speciei, iar pe de altă parte condițiile mediului variază de asemenea pe bază de gradienti. Deci, cu excepția cazurilor în care condițiile de mediu variază foarte brusc, nu apar limite discrete ale comunităților.

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 și între acestea și 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 și cel terestru par a fi o asemenea “graniță” dar păsările, vidrele, broaștele 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 trăiește sub scoarța arborilor toată viața, atunci precizarea spațiului locuit se face mai simplu (Sîrbu, I., Benedek, A.M., 2012).

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 și până la vărsare, modificări pe latitudine etc.).

Modificarea stării competitive de-a lungul unui gradient poate genera granițe nete (delimitări clare), dar și 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 și cum este alcătuită o comunitate. Semnifică identificarea elementelor acesteia (pe baze sistematice, calitative sau funcționale), precum și/sau proporțiile sau abundența lor, sau, pe de altă parte, relațiile spațiale și 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 fiind factorul determinant al limitelor vegetației.

În cadrul acestei comunități, ecologul poate studia subansambluri mai reduse, subordonate ierarhic în termeni de structură și 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 și fauna din stomacul unui cerb. Niciuna 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 (de scopul cercetării).

Comunități biocenotice. Tipologie ecologică

Pentru delimitarea biocenozelor, este important să se ia în considerație: spectrul de forme biotice și compoziția fondului de specii. În descrierea fizionomiei biocenozelor, ecologia utilizează formele biotice ca unități vitale de expresie concretă a unității viață-mediu.

Compoziția fondului de specii vegetale și animale cuprinde analiza compoziției taxonomice. Analiza compoziției taxonomice a covorului vegetal este absolut necesară deoarece vegetația delimitează un fragment definit de spațiu, în conexiune cu speciile de animale coadaptate, formând cadrul biocenozei.

Tipurile de comunități biocenotice se stabilesc pe baza unor specii caracteristice, adică specii fidele locului, lagate de anumite biotopuri și prezente întotdeauna în aceste biotopuri. Exemplu: *Quercus ilex* este o specie caracteristică pentru biocenozele de pe terenurile calcaroase din țările mediteraneene.

Fidelitatea de loc (constanța) se exprimă după scara Braun-Blanquet (1928) prin cinci grade de constanță: 1 – tulpini răzlețe; 2 – plante în grupe mici, cete; 3 – mici pete sau perne de vegetație; 4 – pete mari sau covoare; 5 – agregări masive.

Metoda diferențierii fondurilor de specii din biocenoze, prin comparație

După **criteriul calitativ** cel mai simplu, se face constatarea prezenței sau absenței unei specii din biocenoză.

După **criteriul cantitativ**, se calculează **coeficienți ai gradului de comunitate** între două fonduri de specii, care redau aproximativ unitățile existente în natură, fidelitatea de asociație a speciilor.

Indicele de fidelitate (comunitate floristică) **al lui Jaccard**:

$$J = \frac{c}{a+b} \times 100; \quad J = \frac{c}{a+b-c} \times 100$$

în care: a = numărul de specii prezente în biocenoza A și absente în B;
 b = numărul de specii prezente în biocenoza B și absente în A;
 c = numărul de specii prezente în ambele biocenoze, A și B

Pentru a se elucida afinitatea și asociația reală între fondurile (combinațiile) de specii de pe suprafețele de probă, se calculează seria de indici întemeiați pe principiul corelației.

O metodă obiectivă pentru aprecierea corelației între grupele de specii este **testul χ^2** sau **testul Pearson**, care permite descoperirea diferențelor semnificative între două fonduri de specii alcătuite din aceleași specii, deci nediferențiate calitativ, dar diferite cantitativ prin numărul de indivizi ce reprezintă speciile în fiecare fond.

Două biocenoze pot adăposti aceleași specii, dar repartizarea indivizilor pe specii poate fi diferită, dominanța speciilor fiind una diferită. Prin testul χ^2 , se clarifică dacă apartenența la o specie și prezența în biocenoză sunt proprietăți întâmplătoare sau nu, adică se verifică dacă există o asociație asigurată statistic.

Probabilitatea ipotezei de repartiție independentă a speciilor în cele două biocenoze, adică a ipotezei că între cele două proprietăți nu există nici o asociație, se citește în tabelele parametrului χ^2 (conform Margalef, 1959, "Analiza fondurilor de crustacee din apele dulci ale Spaniei").

Tabel de contingență m x n (2 x 2) pentru aprecierea asociației între specii			
Specia	S ₁	S ₂	Sume:
Biocenoza			
A	a	b	a+b
B	c	d	c+d
Sume:	a+c	b+d	a+b+c+d = N

Se calculează χ^2 după formula:

$$\chi^2 = \frac{(a+b+c+d) (bc - ad)^2}{(a+b) (c+d) (a+c) (b+d)}$$

Ideea fundamentată a concepției ecologice despre biocenoze postulează că fondul de specii din care este alcătuită o bioceoză corespunde cu condițiile de existență din biotop. În biotopuri similar, se formează biocenoze cu combinații de specii și spectre de forme biotice similare.

Unitatea biotop-biocenoză este clar evidențiată în ecosistemele marine, unde se deosebesc, în bentos, biocenoze asociate cu substratul (facies) de stâncă și cu faciesuri nisipoase. În toate mările și oceanele, biocenozele bentale de pe facies de stâncă se aseamănă între ele prin spectrul de forme biotice, prin care se deosebesc net de biocenozele de pe faciesurile nisipoase.

În mediul terestru, s-a evidențiat faptul că în biotopuri cu condiții fizice echivalente se dezvoltă și biocenoze echivalente cu covor vegetal alcătuit din specii cu ecologie similară. Acest principiu nu este universal valabil, deoarece atunci când factorii abiogeni au oscilații extreme pe același substrat se formează biocenoze ecologic și faunistic diferite, așa cum se întâmplă pe substraturile nisipoase din Marea Baltică și Marea Nordului (*Malschi, Dana, 2014*).

LUCRAREA NR. 3

CERCETAREA PRACTICĂ A ECOSISTEMELOR

3.1. Noțiuni generale

Conceptul de **ecosistem** a fost introdus, în anul 1935, de A.G. *Tansley*. După *Stugren, B. (1982)*, ecosistemele sunt unități funcționale fundamentale ale biosferei, formații spațio-temporale care integrează local viața și mediul într-un tot unitar. Ecosistemul cuprinde întreaga substanță vie dintr-un spațiu finit, substanța organică moartă, părți ale scoarței terestre și 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 și posedă o circulație internă a substanței. *Naumov (1971)* și apoi *Stugren (1982)* merg și mai departe atunci când afirmă că "sub aspect strict cantitativ se poate considera ecosistem numai combinația viață-mediul în care volumul schimburilor interne este mai mare decât volumul schimburilor externe de substanță".

Când vorbim de **ecoton** (limita dintre două ecosisteme adiacente), nu înțelegem o graniță distinct, 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 și 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 și teorii, este și cel cu semnificațiile cele mai relative și discutabile. Este evident că majoritatea practicienilor evită să folosească acest termen. Prin contrast, este cel mai frecvent utilizat în texte didactice, de popularizare și în lucrările teoretice.

În unele tratate de ecologie, cum ar fi cel elaborat de *Begon, Harper și Townsend (1986)*, nu există un capitol care să se refere la ecosisteme. În lucrarea menționată, se afirmă că: "... distincția între comunitate și ecosistem ar putea fi oportună într-un anumit fel, dar implicația că ecosistemele și comunitățile ar putea fi studiate ca entități separate este greșită. 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 și dinamica nutrienților mai degrabă la nivelul ecosistemic decât la cel al comunității (așa cum o fac cele mai multe tratate de specialitate). Este adevărat că aceste fenomene depind explicit de fluxuri între componentele vii și nevii ale ecosistemului, dar punctul fundamental este că acestea reprezintă metode suplimentare de abordare și înțelegere ale structurii comunităților".

Ecosistemele sunt unități funcționale ale biosferei, construcții eterogene cu limite în spațiu și timp, în care viața și mediul sunt inseparabil reunite într-un spațiu restrâns. Ecosistemul integrează într-un tot unitar, prin interacțiuni ale elementelor sale, un subsistem biotic – **biocenoza** și unul primar fizic – **biotopul**.

Eterogen prin compoziția sa, ecosistemul posedă o structură internă definită și un ciclu intern al materiei, un ciclu biogeochimic local.

O baltă temporară de apă de ploaie în pădure nu este un ecosistem, fiindcă nu posedă un ciclu biogeochimic propriu, ci numai o parte din ciclul biogeochimic local al ecosistemului de pădure, funcționalitatea bălții temporare de apă depinzând de materia care provine din coroanele arborilor. Nu reprezintă un ecosistem nici fâșia îngustă de pământ situată între dunele maritime de nisip cu vegetație și marginea țărmului, în care lovesc valurile mării; aceasta este numai o parte a ecosistemului supralitoral. Nu este ecosistem nici fâșia îngustă de pământ între șirul de arbori (sălcii, arini) de pe malul apei curgătoare, deoarece viiturile împiedică formarea unor conexiuni stabile între viețuitoare și mediu, "măturând" periodic populațiile speciilor din apă (Malschi, Dana, 2014).

Orice ecosistem este un sistem **termodinamic**, funcționând pe seama aceleiași surse de energie exterioară – **energia solară** -, care, în corpul producătorilor fotosintetizanți (plante verzi), face trunchi comun cu energia geochimică furnizată de biotop, transformându-se în energie chimică potențială, formă sub care se redistribuie, migrează, pe tot fluxul energetic al ecosistemului, transformându-se în alte forme de energie și contribuind la toate transformările substanței ecosistemului.

Din organizarea și funcționarea celor două fluxuri, în cea mai mare parte împletite spațio-temporal, rezultă caracterul oricărui ecosistem, de **sistem productiv**, funcția de producție fiind extrem de important pentru orice ecosistem, alături de cea mediogenă (formatoare/generatoare de mediu) sau/și medioreglatoare și protectoare, mai pregnantă la unele ecosisteme.

Orice ecosistem este și un **sistem informațional**, capabil să recepționeze informații de la alte sisteme exterioare, să le decodifice și codifice în propriul limbaj (molecular), să le conducă pe căi diferite, să le prelucreze/moduleze, având o memorie informațională foarte vastă și diversificată, care formulează comenzi conduse la diferiți efectori din cadrul sistemului, efectori care reacționează, răspund comenzilor, dar emit și informații spre receptorii sistemului, sub formă de feedback ($\pm$), organizându-și astfel un flux circular al informației.

La orice input/stimul, datorită complexității structurale, ecosistemul poate edifica un număr mult mai mare de output-uri/răspunsuri și tot atâtea circuite feedback, care produc relarea/ajustarea fină, astfel încât informația liberă emisă de către ecosistem în afara sa este mult mai redusă decât cea care circulă în interiorul acestuia, sub formă de circuite feedback.

Sistemele exterioare vor recepționa doar această informație liberă, laconic și puțin diversificată, ceea ce le permite să funcționeze în limite mai restrânse ale parametrilor proprii, să fie, deci, mai stabile funcțional și structural.

Dacă funcția **mediogenă** (capacitatea de a-și edifica propriul mediu) se întemeiază pe funcționarea circuitelor feedback ce se închid între biotopul și biocenoza proprie, funcția **medio-reglatoare**, echilibrantă și **medio-protectoare** se întemeiază pe penuria de informații libere emise de ecosistem în afara sa și pe caracterul de regim al variației acesteia, care permite ecosistemelor învecinate să-și construiască, prin adaptare, un regim propriu de funcționare, în ciuda dependențelor reciproce, determinate de natural or de sisteme deschise.

Dacă aceste generalități sunt valabile pentru toate ecosistemele, indiferent de tipul lor, la fel de adevărat este și faptul că fiecare ecosistem reprezintă o **individualitate**, un **unicat** în

natură, mai întâi pentru că biotopul său are caracterul de fragment limitat în spațiu (o teritorialitate concretă), fiind irepetabil, din cauza poziției geografice, a substratului litologic și hidrogeologic, a reliefului și solului, toate la un loc, în interacțiunea dintre ele, edificând un climat și un chimism propriu fiecărui biotop.

Cum biotopul este matricea biocenozei, fiecare ecosistem întemeiat pe un biotop unic în natură își construiește și o biocenoză unicat. Prin urmare, își organizează într-un mod particular propriul flux al substanței, energiei și informației, având și funcții productive, mediogene, medio-reglatoare și/sau medio-protectoare, care îl caracterizează.

Fiecare ecosistem este și o **entitate evolutivă**; el a apărut într-o anumită perioadă de timp, având la bază un biotop original, cu o anumită structură de factori ecologici și o biocenoză pionieră și a suferit, în timp, anumite schimbări în biotop și, succesiv, în biocenoză și invers, astfel că el se poate deosebi structural și funcțional de oricare alt ecosistem și din această cauză (a originii în timp și spațiu, a istoricului/dinamicii în timp).

Fiecare ecosistem, în dinamica sa evolutivă naturală, a suferit direct sau/și indirect diferite modificări antropice, atât ale biocenozei, cât și ale biotopului, deci are propriul istoric al relațiilor sale cu specia umană, ceea ce îi accentuează caracterul de individualitate (*Axinte, Stela ș.a., 2003*).

Structura, funcțiile, funcțiile de stare, comportamentul sunt, prin urmare, **caracteristicile** fiecărui ecosistem la un **moment dat** al evoluției sale. Cercetarea, cunoașterea lor (în istoric și în actualitate) sub diferite aspecte, cu atât mai bine sub mai multe aspecte (ideal – exhaustiv) ar permite descifrarea programului evolutiv, a comportamentului în viitor, adică **modelarea** și **simularea** cu scop de **prognoză** și, în ultimă instanță, de **optimizare** a ecosistemului.

3.2. Necesitatea cercetării practice a ecosistemului

Cercetarea – studiul ecosistemelor - sub aspect practice, pe teren și în laborator, este necesară din motive complexe și variate, cum sunt:

- **motive științifice:** îmbogățirea patrimoniului de informații științifice din domeniul ecologiei sistemice, cu informații noi, din cât mai multe ecosisteme, capabile să contribuie la clarificarea aspectelor teoretice asupra cărora nu există unitate de vederi sau la abstractizări; formularea de principii și legi noi, în baza cărora s-au organizat și funcționează ecosistemele;
- **motive practice:** culegerea/colectarea de informații cât mai actuale și mai autentice, în baza cărora practicienii din diferite domenii să poată realiza:
 - delimitarea spațială, cartarea, inventarierea mozaicului de ecosisteme dintr-un teritoriu dat, în vederea evaluării sustenabilității peisajului ("landscape"-engl., "Landschaft"-germ. etc); preocuparea pentru evaluarea sustenabilității peisajelor (în special, rurale) s-a intensificat în ultimele decenii, după Conferința de la Rio din 1992, în cadrul U.E. desfășurându-se o activitate susținută de punere la punct a unei metodologii de evaluare, în cadrul căreia delimitarea spațială și cartarea ecosistemelor naturale sau artificial (agricole și silvice) ocupă o poziție de prim rang;
 - întocmirea unui sistem de monitorizare cât mai adecvat particularităților structurale, funcționale și cu starea fiecărui ecosistem;

- luarea unor decizii juste și correct fundamentate cu privire la statutul de “ecosisteme protejate”, incluse sau nu în “arii protejate”, în cazul celor ce se prezintă din diferite cauze ca “modele structural neperturbate” ori ca depozitare a unor genuri, specii endemice și/sau pe cale de dispariție, în scopul conservării biodiversității;
- exploatarea tuturor ecosistemelor pe criteria ecologice, în funcție de spectrul de produse, producția netă, ritmicitatea sa concretă (variațiile în timp, ciclurile productive), astfel ca exploatarea producției, ca resursă pentru activități din afara ecosistemului, să nu deregleze ireparabil structura și funcționalitatea biocenozei în perioada următoare sau să producă schimbări rapide și drastice în biotop;
- identificarea ecosistemelor deteriorate, dereglate, a naturii și proporțiilor deteriorărilor, în vederea întocmirii unor proiecte bine fundamentate de amenajări, restructurări, cu scop reparatoriu (pentru ecosistem) sau ameliorativ;
- găsirea celor mai indicate soluții pentru reconstrucția ecologică a ecosistemelor sau ariilor cu mai multe ecosisteme profund dereglate sau prăbușite;
- acumularea de informații cel puțin suficiente dacă nu complete, care să deservească rularea programelor de prognoză și optimizare elaborate pe principii matematice sau informatice, astfel ca răspunsul/soluția să fie elaborat(ă) nu în baza unor date fictive, aproximative ori obținute indirect, printr-o serie de calcule preliminare, ci în baza unor date obiective, beneficiind de o cât mai înaltă acuratețe și relevanță, în același timp.

Un motiv extrem de important, prin adevărul și gravitatea sa, care trimite un feedback pozitiv cercetării practice a ecosistemului, este acela că dispunem de foarte puține informații bazate pe studii/cercetări complexe și sistematice, referitoare la diferite ecosisteme, cu atât mai puține dacă reamintim că există un număr imens de ecosisteme, fiecare constituind o entitate/un unicat, care ar trebui studiat separat.

Pe de altă parte, se impune identificarea acestor studii, datorită **dinamicii** ecosistemului în general, ceea ce determină ca datele obținute într-o etapă a cercetării să nu mai reflecte, după un anumit interval de timp, realitatea, care poate fi mai bună sau mai rea, dar obligatoriu diferită.

Această dinamică (intensitatea, direcția schimbărilor, intervalul de timp, mai mare sau mai mic, în care se produc schimbări decisive) este, în ultimele decenii, accelerată intens de intervențiile antropice, directe și indirecte, în toate ecosistemele, astfel încât studiile ar trebui să se repete la intervale mai scurte de timp, pentru a-și putea valorifica utilitatea, în special cea practică.

Analiza sistemică practică a ecosistemelor, în ciuda importanței sale teoretice și practice, a rămas în urmă, în întreaga lume, cu mult față de dezvoltarea ecologiei teoretice fundamentale, ca știință sistemică.

Există, pentru aceasta, minim trei motive justificative întemeiate:

- ecologia teoretică sistemică este o știință relativ nouă, iar specialiștii săi – ecologii au apărut cu mult mai târziu, și-au conturat destul de dificil profilul și sunt puțini;
- având în vedere complexitatea ecosistemului, există serioase dificultăți în conturarea unei metodologii unitare, practicabilă, în același timp, de aceea o asemenea metodologie încă nu a fost pusă la punct;

- cercetarea practică a ecosistemului este extrem de laborioasă, dificilă, necesită un volum mare de eforturi fizice, intelectuale, de timp, financiare etc. și o dotare complexă cu aparatură și material extreme de costisitoare, greu de realizat.

3.3. Colectarea datelor de mediu

Datele de mediu reprezintă fiecare dintre numerele, mărimile, relațiile etc. care servesc pentru rezolvarea unei probleme de mediu sau care sunt obținute în urma unei cercetări ori măsurători pe teren și urmează să fie supuse unor prelucrări. Dintre acestea, datele brute sunt acele categorii de date care nu au fost prelucrate pentru a fi utilizate.

Datele de mediu pot fi nominale (numerice sau bazate pe numere), ordinale (date nenumerice) și categorice (bazate pe o scară categorială) (*Braase și Braase, 2009*).

Colectarea datelor de mediu constituie un proces complex, care depinde de eroarea acceptată, scara de abordare, obiectivele-țintă și disponibilitatea informațiilor (*Jones et al., 2000*).

Scara de abordare influențează, în primul rând, densitatea rețelei de monitorizare și cantitatea de date necesare. Unii autori (*de Vivo et al., 2008*) consideră că scara de abordare influențează modul de obținere a datelor în toate cele trei faze ale analizei de mediu, respectiv:

- recunoaștere (evaluarea preliminară a condițiilor locale pentru stabilirea protocoalelor de obținere a datelor),
- prospectare (obținerea ori producerea efectivă a datelor),
- cartare detaliată (interpretarea datelor și analiza lor spațială și temporală).

Abordarea se poate realiza la scară globală, continentală (numărul de puncte este mic în comparație cu dimensiunea teritoriului analizat), națională, regională (densitatea de 0,01-0,1 puncte/km²), locală (1-10 puncte/km²) ori detaliată (100-1000 puncte/km²).

Densitatea acestor puncte poate să scadă în cazul în care modelarea poate substitui deficitul de date.

Astfel, pentru evaluarea și monitorizarea poluării aerului în context transfrontalier, în România sunt amplasate trei stații de monitorizare EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) la Poiana Ștampeii, Semenici și Fundata. Rețeaua națională de monitorizare a calității aerului numără 117 puncte (0,0005 puncte/km²), iar în Regiunea de Dezvoltare București-Ilfov există 8 puncte (0,004 puncte/km²), din care 6 sunt în municipiul București (0,06 puncte/km²).

3.3.1. Surse și sisteme de colectare a datelor de mediu

A. Obținerea datelor de mediu

Datele de mediu pot fi obținute din surse externe (date de fluxul administrativ, studii și cercetări existente, hărți, fotografii) ori interne (colectate în timpul derulării studiului prin utilizarea unei metodologii proprii și adecvate) (*Ioja, 2008*).

Datele de mediu, pentru a putea fi prelucrate, trebuie să aibă specificate informații despre colectarea datelor - metadate (momentul, locația și caracteristicile acestora, evaluarea factorilor de influență, persoana care a colectat informațiile, metoda de prelevare sau de măsurare utilizată, alte informații ce pot influența valoarea finală) (*Watts și Halliwell, 2005*).

De acuratețea datelor brute depinde corectitudinea rezultatelor obținute (*Jones et al., 2000*). În acest context, sursa datelor brute de mediu devine foarte importantă în evaluarea calității mediului.

A.1. Tipuri de rețele de colectare a datelor de mediu

Rețelele de colectare a datelor se proiectează diferit funcție de scopul studiului, de acuratețea solicitată, de specificul componentei ce urmează a fi analizată, de scara spațială și temporală, de resursele disponibile etc (*Langstaff et al., 1967*).

După frecvența de colectare a informațiilor rețelele de colectare a datelor pot fi permanente, periodice (multianuale, anuale, sezoniere, lunare, săptămânale, zilnice), momentane și aleatorii. Unele analize de mediu presupun existența doar a unui punct de colectare a datelor, altele au nevoie de rețele complexe (*Lundgren et al., 1994*).

Cercetările de mediu pot fi **totale** (atunci când se analizează întreaga populație statistică) sau **parțiale** (când se analizează eșantioane din populații statistice, care sunt considerate reprezentative pentru întreaga populație).

O cercetare totală poate fi considerată numărarea câinilor fără stăpân dintr-un parc la un moment dat (numărarea acestora pe întreaga suprafață a parcului), evaluarea numărului de autovehicule care trec printr-o intersecție într-o oră (numărarea tuturor autovehiculelor care traversează intersecția analizată pe întreaga durată).

În cele mai multe situații însă, din cauza insuficienței resurselor materiale, umane sau de timp, se utilizează cercetările parțiale, adică extragerea unor eșantioane reprezentative din populațiile analizate (proces, fenomene etc.), prin a căror analiză se obțin rezultate ce pot fi generalizate (*Braase și Braase, 2009*). Astfel, în această situație, colectarea datelor trebuie să urmărească obținerea unor rezultate care pot fi considerate reprezentative pentru întreaga populație analizată (*Watts și Halliwell, 2005*), mai exact, rezultatele obținute se pot replica pentru oricare din situațiile date.

În situațiile citate ca exemple de cercetări totale considerăm numărul câinilor din anumite eșantioane din parc reprezentative ori realizăm monitorizarea traficului doar pe un interval mai scurt. De asemenea, dacă dorim să evaluăm lungimea urechilor vulpii argintii și avem o populație totală de 1000 exemplare, selectăm un eșantion reprezentativ (să presupunem 30 de vulpi), iar prin măsurarea urechilor acestora putem obține informații care vor fi valabile pentru toată populația.

Trochim și Donnelly (2008) consideră că trebuie să se țină seama de toate obstacolele care pot apărea într-o cercetare, reținând între altele:

- prezența proprietăților private ori a unor spații cu acces interzis sau restricționat (baze militare, arii protejate, zone de protecție specială, zone de frontieră etc.);
- existența unor pericole (specii veninoase sau agresive, hazarde naturale, zone contaminate chimic sau biologic etc.);
- convingerile populațiilor locale (simboluri ale comunităților locale etc.);
- accesul dificil spre spațiile țintă.

Dintre sistemele de colectare parțială a datelor, cele mai întâlnite sunt: aleatoriu (randomizat), stratificat, sistematic și accidental (*de Vivo et al., 2008, Watts și Halliwell, 2005*), cu variantele lor combinate.

a. Rețeaua de colectare a datelor de tip aleatoriu (figura 3.1 – punctele de prelevare sunt evidențiate ca pătrate negre) se organizează folosind tabele de numere randomizate, pe baza cărora se selectează componentele populației statistice care urmează să fie analizate.

Punctele în care urmează să fie realizate evaluări sunt alese aleator, fără a ține cont de nici un parametru de mediu.

Acest model prezintă restricții legate de dimensiunea sitului analizat (nu este pretabil la suprafețe mari) și de faptul că nu sunt luate în considerație condițiile locale (Andersson, 2011).

Precizia nu este întotdeauna foarte ridicată, existând riscul de a nu identifica cu claritate zonele cele mai importante din arealul de studiu (Stehman, Sohl și Loveland, 2003).

Rețeaua de colectare a datelor de tip randomizat poate fi aplicată cu succes în evaluarea impactului asupra mediului al surselor de degradare difuze (terenuri agricole, așezări umane etc.) (Bowes et al., 2008), în monitorizarea calității apelor subterane, a celor de suprafață ori a solului (Bartolucci et al., 2006), evaluarea calității habitatelor (Stafford et al., 2006), monitorizarea speciilor (Engen, Aagaars și Bongard, 2011), evaluarea caracteristicilor fluxurilor de vizitatori în parcurile urbane (Ioja et al., 2011), evaluarea percepției populației față de o anumită problemă de mediu (Stronegger, Titze și Ioja, 2010).

În proiectarea unei astfel de rețele de colectare a datelor, se impune a fi parcurse următoarele **etape** (Braase și Braase, 2009):

- stabilirea dimensiunii populației statistice ce urmează a fi analizată (n) și acordarea unui număr unic de la 1... n , fiecărui membru al populației respective;
- stabilirea dimensiunii eșantionului analizat din întreaga populație statistică;
- utilizarea unui tabel de numere randomizate sau a unui program care generează astfel de numere;
- alegerea orărbă a coloanei sau rândului din tabelul random de unde se începe citirea (prin aruncarea unui pix pe acel tabel, numărul de start fiind acela de la care va începe distribuirea) și stabilirea sensului de citire (de obicei este de la stânga la dreapta și de sus în jos);
- alegerea numerelor din tabel, care corespund de fapt probelor ce vor fi analizate.

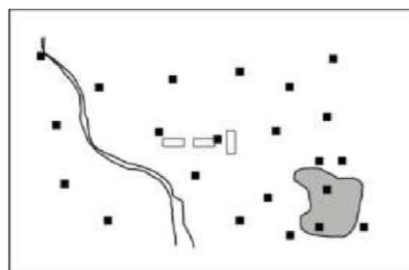


Fig. 3.1 - Rețeaua de colectare a datelor de tip aleator simplu

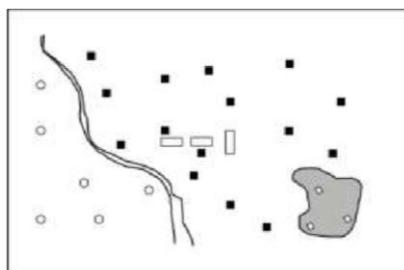


Fig. 3.2 - Rețeaua de colectare a datelor de tip aleator stratificat

De exemplu, ne interesează să evaluăm, utilizând un sistem randomizat de colectare a datelor, care este suprafața spațiului verde pe cap de elev în școlile dintr-un oraș. Numărul de

școli din orașul analizat este 500 (fiecare școală va avea un cod de la 1 la 500), iar pentru analiza noastră calculăm că este optim să alegem 20 școli la nivelul cărora să evaluăm acest indice. Utilizând tabelul de numere randomizate din anexele cuprinse în legislație, presupunem că, prin alegere oarbă, am selectat rândul 7, unde avem următoarele numere:

00209 90404 99457 72570 42194 49043 24330 14939 09865 45906

Observăm că numerele sunt formate din 5 cifre, iar în cazul nostru acestea trebuie să fie din maxim 3 cifre. Astfel, numere randomizate din cinci cifre sunt rupte și cuancatenate în numere din trei cifre, rezultând:

002 099 040 499 457 725 704 219 449 043 243 301 493 909 865 459

Din rândul analizat, au fost selectate 12 numere (corespunzătoare codurilor a 12 școli), diferența până la 20 fiind selectată din rândul următor din tabelul de random, folosind același principiu. Astfel, rezultă că școlile care au codurile

2, 99, 40, 499, 457 etc. vor fi evaluate la indicatorul spațiu verde per elev.

Alegerea acestor numere se poate realiza și utilizând diferite programe informatice sau diferite pagini web (www.random.org/integers/), ce le pot genera automat.

b. Rețeaua de colectare a datelor de tip aleator stratificat (figura 3.2) presupune împărțirea unui teritoriu în zone omogene (straturi), în cadrul cărora sunt plasate aleator puncte de colectare.

Această metodă presupune luarea în considerare a unor criterii în selectarea zonelor omogene (tip de sol, de vegetație, categorie de arie protejată, expunere a versanților, densitatea surselor de degradare a mediului etc.) (*Wallenius, Niemi și Rita, 2011*).

Relevanța datelor obținute este mai mare în comparație cu metoda anterioară. Se poate folosi pentru siturile contaminate (*Wang și Qi, 1998*), analiza densității unor populații (*Ohyama, Doi și Yanagawa, 2008*) ori pentru modelare (*Hirzel și Guisan, 2002*).

De exemplu, în cazul în care avem un bazin hidrografic în care dorim să evaluăm dacă există diferențe între gradul de acoperire cu vegetație forestieră funcție de expoziția versanților, putem utiliza colectarea datelor de tip aleator stratificat.

Straturile pot fi reprezentate de tipurile de versanți după expoziție (umbrit, semiumbrat, semiînsorit, însorit). În fiecare strat se delimitează areale cu suprafețe egale, care au șanse egale de a fi alese pentru a fi evaluate. În cadrul fiecărui strat, fiecărei suprafețe i se alocă un număr de 1 la n (numărul de eșantioane potențiale). Eșantioanele pe care se va evalua gradul de acoperire cu vegetație forestieră sunt extrase randomizat.

c. Rețeaua de colectare a datelor de tip sistematic (grid) (figura 3.3) nu ia în considerare distribuția probabilă a elementului ce urmează a fi analizat într-un teritoriu (*Wagner și Esbensen, 2011*).

Rețeaua de colectare a datelor este regulată, distanța de la un punct la altul fiind predeterminată. Erori pot apărea din cauza faptului că amplasarea punctelor nu ia în considerare variațiile locale ale configurației teritoriului (*de Vivo et al., 2008*).

Acest tip de rețea este foarte costisitor, deși erorile sunt reduse. Poate fi utilizat pentru evaluarea calității mediului în siturile contaminate (*Wang și Qi, 1998*), monitorizarea nivelului de zgomot (*Ioja et al., 2007*), evaluarea distribuției fenomenului de insulă de căldură într-un

ecosistem uman (Pătroescu et al., 2012), evaluarea calității mediului în interiorul spațiilor de locuit (Pătroescu et al., 2010).

De exemplu, dacă avem un teren agricol cu o suprafață de 1 km², în care dorim să evaluăm remanența DDT-ului (Diclor-Difenil-Triclorețan), insecticid organoclorurat, se realizează împărțirea acestuia în 100 de pătrate egale cu suprafața de 1 ha, iar în centrul fiecărui pătrat se realizează o măsurătoare a concentrației de DDT.

Rețeaua sistematică poate fi combinată cu cea aleatoare (rețea sistematică stratificată), ce presupune împărțirea spațiului în unități omogene și plasarea aleatoare în cadrul fiecărei unități omogene a câte unui punct de măsurare (figura 3.4) (Watts și Halliwell, 2005).

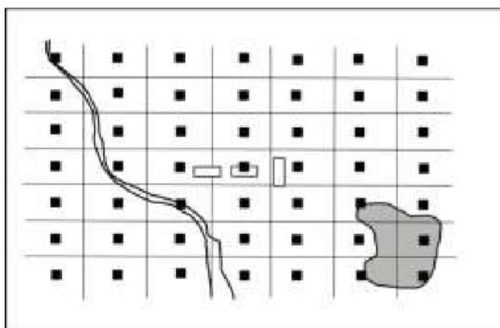


Fig. 3.3 - Rețeaua de colectare a datelor de tip sistematic

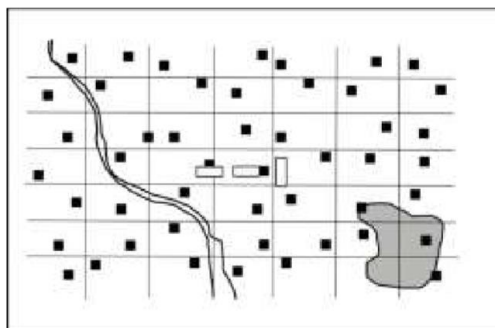


Fig. 3.4- Sistem de colectare a datelor aleator și stratificat

d. Rețeaua de colectare a datelor de tip rațional (figura 3.5) ține cont de caracteristicile mediului, resursele existente, comportamentul factorilor analizați (poluanți, populație), de factorii timp și distanță (Poma et al., 2012).

Erorile rezultate din colectarea datelor sunt strict controlate, pentru a putea trece testele statistice.

Acest tip de rețea se utilizează mai ales în cazurile în care există suficiente informații referitoare la teritoriul ori problema analizată (istoric, activități specifice, factori de influență).

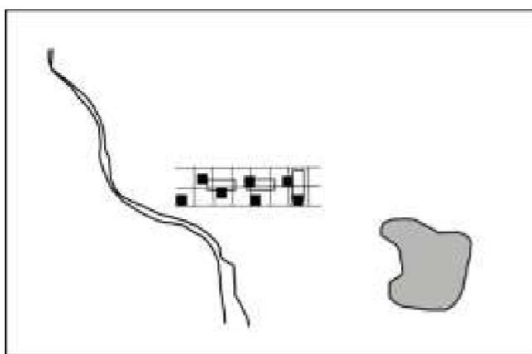


Fig. 3.5 - Rețeaua de colectare a datelor de tip rațional

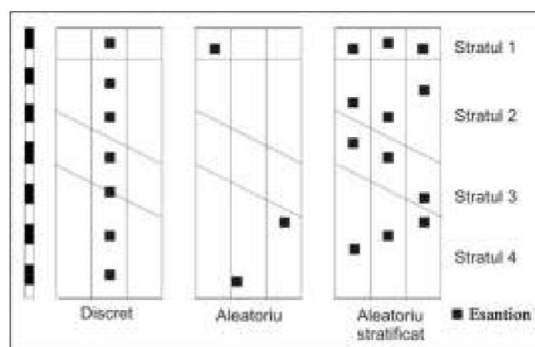


Fig. 3.6 - Sistem de colectare a datelor pe verticală (de exemplu pentru profil de sol)

Acest tip de rețea poate fi combinată cu cele aleatorii ori cu cele sistematice (fig.3.5 și fig. 3.6). În categoria rețelelor de colectare a datelor de tip rațional mai pot fi menționate:

- **colectarea de tip cotă** – când există o distribuție cunoscută a elementelor care sunt analizate, iar selectarea eșantionului se realizează luând în considerare această distribuție. De exemplu, dacă într-un parc, structura vizitatorilor este 60% bărbați și 40% femei, samplingul care va fi realizat pentru a analiza frecvența vizitelor în parc, va ține cont de acest aspect, adică vor fi intervievați 60% bărbați și 40% femei.
- **colectarea de tip bulgăre de zăpadă** – identificarea unui membru al populației care îndeplinește criteriile studiului și apoi prin recomandarea acestuia se trece la alți membri ai studiului. Astfel, în cazul în care avem de-a face cu un studiu în care mediul analizat este mai greu accesibil (de exemplu, evaluarea calității aerului în spațiile de locuit) acest tip de abordare este perfect adaptabil. Concret, o persoană careia i s-au realizat măsurători de calitate a aerului în locuință recomandă alte persoane care acceptă evaluări similare. În felul acesta, dimensiunea rețelei de colectare crește, iar rezultatele pot avea o precizie mult mai ridicată.

e. Rețeaua de colectare de tip accidental, hazardat sau prin conveniență ține seamă doar de disponibilitatea unui membru al unei populației, de întâmplare sau de voința celui care realizează colectarea datelor.

Deși nu este o metodă de colectare pentru care se pot aplica metode statistice probabilistice, este folosită frecvent în evaluările de mediu datorită organizării facile.

Astfel, în cazul în care ne interesează să aflăm care este viteza medie cu care se circulă pe o arteră rutieră, luăm la întâmplare viteza a cinci autovehicule și le considerăm relevante pentru acel tronson.

Deși nu este o metodă greșită de colectare a datelor, erorile aferente acestui tip de rețea sunt foarte ridicate și determină ca datele să nu fie adaptabile pentru studii statistice.

Avantajele și dezavantajele fiecărui tip de rețea prezentate în tabelul 3.1 ne permit să alegem în evaluările noastre unul dintre sistemele de colectare a datelor menționat anterior.

Tabelul nr. 3.1

Avantajele și dezavantajele diferitelor tipuri de rețele de colectare a datelor de mediu

Tip de rețea	Dimensiunea eșantionului	Exactitate	Modalitate de selectare a punctelor
Rațională	Foarte mic	Cea mai mare	Pe baza cunoștințelor existente
Sistematică	Mare	Medie	Model logic
Aleatorie	Foarte mare	Redusă	Utilizând tabele de numere aleatoare
Accidentală	Mic	Foarte redusă	Nu există metodă prestabilită

Rețelele de colectare a datelor, indiferent de tipul lor, trebuie să fie adecvate (puncte – fig.3.7a, suprafețe geometrice – fig.3.7b, transecte – fig.3.7c sau transecte raportate la drum – fig.3.7d) și se impune să aibă un număr suficient de unități de sampling pentru a ajuta la generarea unui volum de date care să ducă la îndeplinirea obiectivelor propuse (*Watts și Halliwell, 2005*).

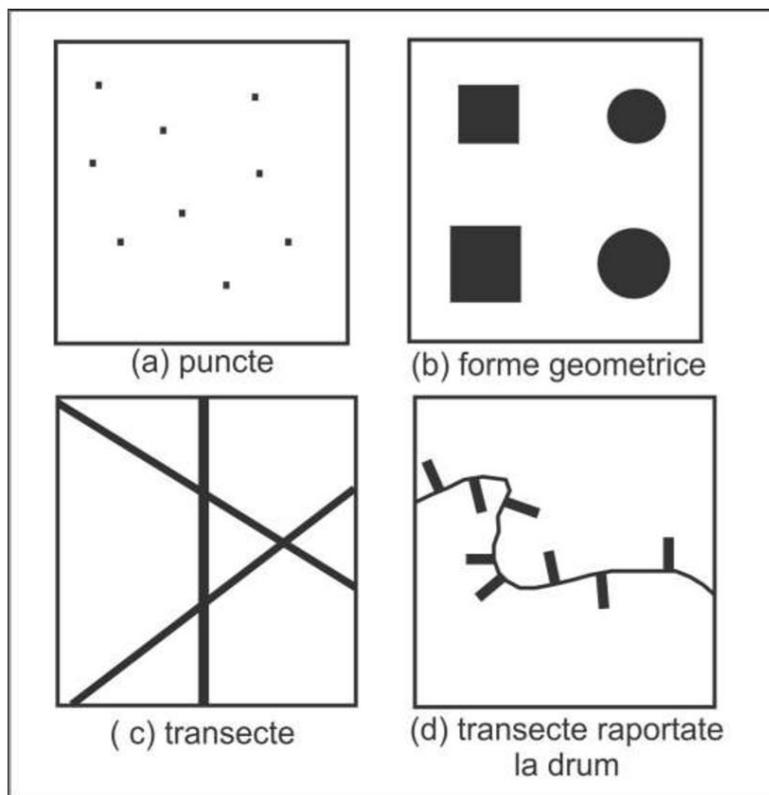


Fig. 3.7 – Categoriile de unități de sampling
(Pătroescu, Maria, 2013)

Distribuția punctelor în cadrul rețelelor de colectare a datelor este condiționată, după *Jones et al. (2003)*, de răspunsurile la următoarele întrebări:

- Câte zone distincte există în arealul analizat?

- Câte metode analitice sunt necesare?
- Câte prelevări/chestionări ori alte metode de colectare a datelor sunt necesare pentru fiecare indicator monitorizat?
- Câte prelevări/chestionări ori alte metode de colectare a datelor trebuie realizate și care este eroarea permisă pentru realizarea lor?
- Care sunt fondurile disponibile?

A.2. Dimensiunea sampling-ului

O întrebare foarte frecventă în procesul de colectare a datelor prin cercetări parțiale se referă la dimensiunea sampling-ului (*Chow, Shao și Wang, 2008*). Astfel, un număr redus de puncte poate genera rezultate false, iar un număr prea ridicat poate să fie inutil (*Schulz și Grimes, 2005*).

Se pune întrebarea câte puncte, câte chestionare, câte măsurători trebuie efectuate astfel încât ele să fie relevante (*Denne și Jennison, 1999*). *Elzinga et al. (2001)*, pentru a răspunde la aceste întrebări, propune următoarea abordare (figura 3.8):

1. Selectarea în mod randomizat a cinci puncte, efectuarea de măsurători la nivelul acestora și calcularea mediei aritmetice a valorilor obținute.
2. Selectarea a încă cinci puncte, efectuarea de măsurători și calcularea mediei aritmetice pentru 10 puncte.
3. Continuarea acestei abordări, până când variația mediei de la un pas la altul este sub variația acceptată de studiul nostru.

Cunoscând intervalul de încredere, nivelul de încredere și dimensiunea întregii populații care se dorește a fi evaluată se pot utiliza formule ori instrumente web pentru determinarea mărimii optime a eșantionului care trebuie selectat (de exemplu, <http://www.macorr.com/sample-size-calculator.htm>).

În cazul utilizării ipotezelor statistice, pentru un nivel de semnificație α și o putere de $1-\beta$, determinarea mărimii optime a sampling-ului se poate realiza utilizând formula:

$$n = \left[\frac{(Z_{\alpha} + Z_{\beta})\sigma}{(\mu - \mu_0)} \right]^2$$

unde Z_{α} este valoarea Z corespunzătoare pentru distribuția normală standard (pentru $Z_{0.05}$ și pentru $Z_{0.1}$ valorile sunt 1.64485 și respectiv 1.28155), μ este valoarea mediei din șirul experimental de valori (obținută prin metoda menționată anterior), μ_0 este valoarea ipotetică a mediei, σ este deviația standard a valorilor șirului experimental (obținută prin metoda menționată anterior).

Și în această situație există numeroase instrumente web de determinare automată a mărimii optime a eșantionului ce trebuie evaluat (de exemplu, <http://homepage.cs.uiowa.edu/~rlenth/Power/>).

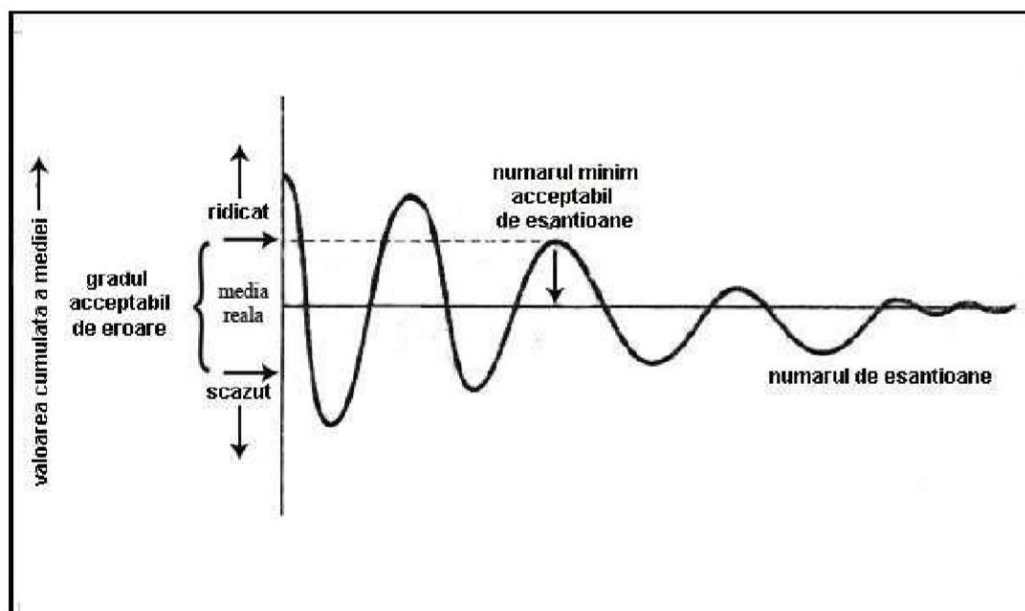


Fig. 3.8 – Determinarea numărului de unități de sampling optime (Elzinga et al. 2001)

A.3. Erorile din procesul de colectare a datelor

Datele obținute din surse externe ori din rețele de monitorizare proprii sunt transformate în informații, controlate prin îndepărtarea erorilor întâmplătoare și cunoscute, prin prelucrări statistice (îndepărtarea datelor irelevante, aplicarea de teste statistice etc.) (Dăneț, 2005).

De exemplu, în procesul de colectare a datelor pot apărea erori determinate de înregistrarea unor situații necaracteristice (de exemplu excluderea unei valori a nivelului mediu al sunetului foarte ridicate datorită efectuării în acel moment a unei activități accidentale de reparație a unor structuri metalice), erori generate de amplasarea punctelor de colectare a datelor în cadrul rețelei, erori legate de colectarea datelor, de procesul de măsurare ori de manipulare a aparatelor (Braase și Braase, 2009).

Unele erori sunt măsurabile (erorile aparatelor, erorile de metodă etc.), altele nu. Astfel, realizarea necorespunzătoare a rețelei de colectare a datelor, contaminarea probelor, amestecarea probelor în timpul etichetării, conservarea necorespunzătoare a probelor, calibrarea necorespunzătoare a instrumentelor, încălcarea protocoalelor de colectare a datelor, documentarea deficitară sunt printre cele mai întâlnite tipuri de erori (de Vivo et al., 2008).

În scopul micșorării acestor erori întâmplătoare, Jones et al. (2000) propun următoarele metode:

- **duplicarea** (colectarea a două probe din același sit și evaluarea prin aceeași metodă sau printr-o metodă mai precisă);
- **replicarea** (crearea unui etalon în laborator la care se raportează toate probele);
- **materialul de referință** (raportarea la standarde naționale și internaționale de colectare a informațiilor și respectarea protocoalelor sugerate de acestea);

- **proba curată** (utilizarea unei probe curate, de obicei cu apă distilată, folosind toate protocoalele de colectare ca și la celelalte probe, în scopul determinării contaminărilor ce pot apărea din procesul de manevrare, îmbuteliere, fixare, depozitare).

În cazul **duplicării**, pentru estimarea erorilor se folosește formula:

$$RPD = \frac{(C1 - C2) * 100}{(C1 + C2) / 2},$$

unde **RPD** este diferența relativă între cele două duplicate, **C1** este valoarea din măsurătoarea 1, iar **C2** este valoarea din măsurătoarea 2.

În cazul în care se folosesc mai mult de trei măsurători, atunci se poate folosi formula: unde **RPD** este diferența relativă între cele două duplicate, **C1** este valoarea din măsurătoarea 1, iar **C2** este valoarea din măsurătoarea 2.

În cazul în care se folosesc mai mult de trei măsurători, atunci se poate folosi formula:

$$RSD = (s/Z) * 100,$$

unde **RSD** este deviația standard relativă, **s** este deviația standard și **Z** este media aritmetică a evaluărilor replicate.

Erori frecvente pot apărea datorită unităților de măsură în care sunt exprimate diferite date de mediu. De asemenea, este foarte importantă cunoașterea exactă a ordinelor de mărime pentru unitățile de măsură pentru a putea prelucra corect o dată de mediu.

O greșeală frecventă în studiile de mediu este compararea rezultatelor care sunt obținute prin metode diferite. Astfel, temperatura aerului poate fi determinată utilizând termometrele cu mercur ori cu alcool, senzorii de temperatură sau printr-o apreciere calitativă (de exemplu, percepția temperaturii de către un individ).

Valorile obținute, deși exprimă aceeași proprietate a aerului, nu sunt comparabile, datorită erorilor diferite cu care sunt încărcate aceste date (Rowse, 1980). După îndepărtarea erorilor poate începe procesul de prelucrare și interpretare a informațiilor de mediu (EPA, 1995).

Referitor la sursele de date utilizabile pentru analiza calității mediului, specialiștii au opinii contradictorii, unii fiind de acord cu utilizarea datelor publice (sisteme de monitorizare a componentelor mediului, recensăminte, anchetele socio-ecologice, date obținute de la administrații locale, institute de cercetare etc.), a informațiilor existente în bibliografie (Scherer et al., 1994), iar alții cu generarea de date prin metode proprii (Soobader et al., 2006).

3.3.2. Date din surse administrative

Administrația publică gestionează un volum mare de date care pot servi drept sursă în evaluarea calității mediului, mai ales că nu sunt afectate de erorile specifice cercetărilor selective, au caracter exhaustiv, pot fi actualizate foarte rapid, costurile preluării și prelucrării datelor fiind reduse (Iojă, I.C., 2008).

Utilizarea datelor existente, în diferite compartimente ale sistemului administrației publice centrale, regionale sau locale ridică uneori multe semne de întrebare, chiar dacă în unele domenii aceste date sunt indispensabile (Ezzamel, 1990).

Modul de obținere și “cosmetizările” fac ca în multe situații ele să nu reprezinte cea mai corectă alternativă pentru studii de mediu (Tuțuianu, 2006). Astfel, în multe cazuri, lipsa fondurilor face ca o mare parte din informațiile ce sunt raportate anual de la nivel local spre diferite compartimente ale administrațiilor naționale, regionale sau județene să fie “adaptări” ale datelor din anii anteriori, dinamica pe termen scurt neputând evidenția procesele reale ce caracterizează un anumit spațiu. Din acest motiv, utilizarea datelor din surse administrative trebuie să fie dublată de un control al corectitudinii lor (Ioja, 2008).

Datele din Recensăminte se caracterizează prin numărul redus de informații directe de mediu (Guillem et al., 2012). În România, s-au realizat recensăminte ale populației (1966, 1977, 1992, 2002, 2011) și ale activităților agricole (2002), care au evidențiat aspecte ce caracterizează demografia, dotările, așezările umane și domeniul agricol.

Aceste informații pot folosi ca date de intrare pentru diferite modele de analiză a calității mediului doar în situația în care există și informații de mediu obținute din sisteme de monitorizare sau prin alte mijloace.

Cea mai utilizată metodă de analiză a calității mediului în România este cea a interpretării datelor obținute din sisteme de monitorizare permanente sau temporare a diferitelor componente ale mediului (Tuțuianu, 2006). Aceasta presupune prelucrarea statistică a datelor și compararea lor cu o serie de normative, STAS-uri, Standarde Române sau recomandări, adoptate prin legislație și stabilirea calității mediului pe baza acestui raport.

Utilizarea acestei metode prezintă dezavantaje legate de numărul redus de puncte de monitorizare și de lipsa de corelare a indicatorilor. În cazul datelor de mediu, principalele surse de date sunt reprezentate de monitorizări cantitative prin sisteme de monitorizare permanente și temporare pentru:

- **apele de suprafață și subterane:** Institutul Național de Hidrologie și Gospodărire a Apelor, Compania Națională Apele Române, folosințele de apă, institute de cercetare (Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare pentru Protecția Mediului, Institutul de Ecologie Industrială-ECOIND etc.), laboratoare de profil, gestionarii locali ai serviciilor publice de alimentare cu apă și canalizare, administratorii fondurilor piscicole;
- **calitatea aerului** (Agențiile pentru Protecția Mediului, Agenția Națională de Meteorologie, administrații locale prin departamentele de protecție a mediului, agenții economici poluatori, institutele și centrele de cercetare, laboratoare de specialitate, Registrul Auto Român);
- **zgomot** (administrațiile locale, agenții economici, institutele și centrele de cercetare, laboratoare de specialitate);
- **calitatea solurilor** (direcțiile agricole și de dezvoltare rurală, institute de cercetare – de exemplu Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare pentru Pedologie, Agrochimie și Protecția Mediului - ICPA, laboratoare de profil, oficiile județene de studii pedologice și agrochimice, departamentele de îmbunătățiri funciare); calitatea solurilor (direcțiile agricole și de dezvoltare rurală, institute de cercetare – de exemplu Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare pentru Pedologie, Agrochimie și Protecția Mediului - ICPA, laboratoare de profil, oficiile județene de studii pedologice și agrochimice, departamentele de îmbunătățiri funciare);

- **specii de floră, faună și habitate naturale** (Autoritatea Centrală pentru Protecția Mediului, administratorii fondurilor piscicole și de vânătoare, institute sau centre de cercetare, Agențiile de Protecție a Mediului, direcții silvice, ocoale silvice, unități care au implementat diferite proiecte europene, organizații non guvernamentale);
- **gestionarea deșeurilor** (agenții economici generatori de deșeuri, firme de salubritate, administratorii depozitelor controlate de deșeuri, administrațiile locale prin departamentele de salubritate);
- **spații verzi** (administrații locale prin departamentele de spații verzi, institute și centre de cercetare – Centrul de Cercetare a Mediului și Efectuarea Studiilor de Impact, ONG-uri etc.);
- **date demografice** (Institutul Național de Statistică, Institutul Național de Sănătate Publică, direcțiile județene de sănătate publică, institute și centre de cercetare, agenții pentru ocuparea forței de muncă, direcții de asistență socială);
- **modul de utilizare a terenurilor și gradul de utilizare/dotare** al acestora (direcțiile județene de statistică, administrațiile locale, direcțiile agricole);
- **marii poluatori** (Agențiile de Protecție a Mediului, agenții economici).

În afara acestor surse naționale, nu trebuie neglijate nici bazele de date internaționale și naționale, accesabile prin intermediul internetului, foarte numeroase și care conțin un volum de informații impresionant. Acestea se regăsesc enumerate în Bibliografia Îndrumătorului.

Dintre bazele de date deținute de Agenția Europeană de Mediu (EEA), recunoscute ca fiind cu utilizare largă, amintim:

- EUNIS - baze de date despre specii, habitate și situri din rețeaua Natura 2000,
- CORINE Land Cover – bază de date cu modul de utilizare a terenurilor la nivelul țărilor Uniunii Europene și a țărilor din centrul și estul Europei (Belarus, Ucraina, Moldova etc.) în anii 1990 (CLC 1990), 2000 (CLC 2000) și 2006 (CLC 2006),
- E-PRTR – bază de date cu emisiile atmosferice de poluanți înregistrate la nivel european,
- Waterbase – bază de date cu calitatea și cantitatea resurselor de apă la nivel european.

ONG-urile se constituie în importante furnizoare de informații de mediu, rezultate din proiecte aplicate la scară națională, regională sau locală (*Burger și Owens, 2010*).

ONG-urile ar trebui să dețină informații din sondaje și anchete statistice care să evidențieze percepția, atitudinea și implicarea populației ori actorilor locali față de diferite probleme de mediu, date din monitorizări proprii ale componentelor de mediu (în zonele critice), evaluări ale capacității maxime de suport a mediului etc., necesare pentru a-și argumenta acțiunile (Ioja, 2008).

3.3.3. Date din surse bibliografice

Alături de sursele enumerate, nu trebuie neglijate studiile științifice existente, publicate în cărți, volume de lucrări sau articole, care sunt accesibile în format printat sau online (*Jones et al., 2000*).

Acestea pot ajuta la: dezvoltarea de idei noi, adaptarea la tendințele lumii științifice din punct de vedere metodologic și conceptual, îmbunătățirea limbajului, înțelegerea rezultatelor existente în fluxul de publicații, argumentarea rezultatelor și la evitarea suprapunerii cu alte subiecte deja abordate (*Wali et al., 2010*).

Selectarea cărților și/sau articolelor relevante pentru studiile de mediu este de multe ori un proces extrem de complicat, întrucât numărul lor este imens. Pentru simplificarea procesului, se poate limita aria de căutare la un anumit număr de reviste considerate de top pentru domeniul Știința mediului. Analiza resurselor de informații bibliografice online poate urmări pașii sugerați în figura 3.9:

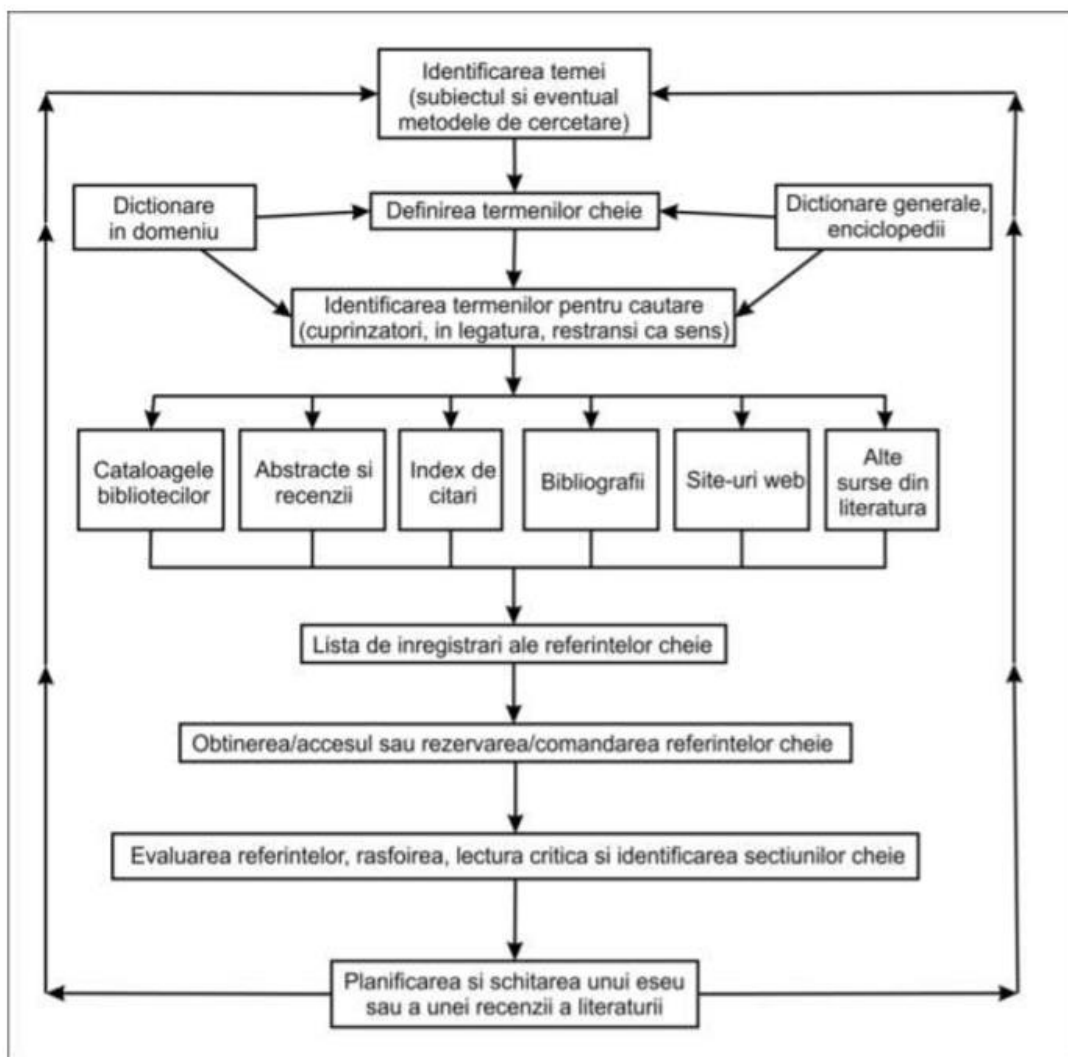


Fig. 3.9 – Etape în analiza literaturii de specialitate (prelucrare după Trochim și Donnelly, 2008)

3.3.4. Date extrase din grafice și hărți

Materialele grafice și cartografice existente oferă un fond de date important în analizele de mediu, organizate spațial și temporal (*Besio et al., 1998, El Baroudy, 2011*).

Utilizarea și înțelegerea lor depind de cunoașterea simbolurilor utilizate în codificarea informațiilor.

Dintre materialele grafice și cartografice, cu utilizare largă în evaluările de mediu, rețin atenția:

- planurile și hărțile topografice cele mai utilizate în analizele de mediu sunt cele la scările 1:10 000, 1:25 000 și 1:50 000. Acestea cuprind detalii referitoare la configurația terenurilor (forme de relief, fenomene de versant), tipurile majore de utilizare a spațiului, caracterul rețelei hidrografice, distribuția spațială a surselor de degradare a mediului, atracții turistice, denumiri ale locurilor (*Osaci-Costache, 2008*). Sunt utilizate în studiile de mediu datorită faptului că acoperă un teritoriu foarte vast și au erori controlabile.
- planurile cadastrale cuprind prezentări de detaliu ale modului de ocupare și utilizare a terenurilor dintr-un teritoriu, scările utilizate cel mai frecvent fiind 1:5000, 1:1000 și 1:500. Erorile de reprezentare sunt mai reduse decât la hărțile topografice. Utilizarea planurilor cadastrale se pretează în special la analizele de planificare a teritoriului și mediului, de evaluare a surselor mici și mijlocii de degradare a mediului, precum și a celor difuze, la evaluarea modului de utilizare a terenurilor.

Planurile cadastrale prezintă avantajul că sunt actualizate frecvent, permițând realizarea de analize ce exprimă și dinamica temporală a stării mediului.

- imaginile satelitare și aerofotogramele presupun verificarea ulterioară a informațiilor în teren. Precizia datelor obținute din imaginile satelitare și aerofotograme depinde în mod direct de calitatea lor și programul de prelucrare utilizat (*Jensen, 2007, Mihai, 2009*).

Imaginile satelitare și aerofotogramele evidențiază starea componentelor mediului la un moment dat, permițând analiza detaliată a unor aspecte cum ar fi calitatea vegetației (*Lee et al., 2008*), a solurilor (*Baroudy, 2011*), a apelor de suprafață și subterane (*Sridhar et al. 2009*), modul de utilizare a terenurilor (*Boentje și Blinnikov, 2007, El Baroudy, 2011, Hasse și Lathrop, 2003, Șandric et al., 2007*), structura intravilanului localităților (*Stehman et al., 2003*), zonele de manifestare a diverselor categorii de riscuri naturale (geomorfologice, biologice, hidrologice) sau tehnogene (*Li et al., 2009, Rajasekar și Weng, 2009, Hasse și Lathrop, 2003*).

În corelație cu imagini satelitare sau aerofotograme realizate în alt orizont de timp, ele pot oferi o dimensiune temporală destul de exactă asupra parametrilor care sunt monitorizați.

Imaginile satelitare și aerofotogramele oferă posibilitatea realizării de evaluări calitative și cantitative asupra elementelor mediului, fiind un mod de aplicare indirectă a observației în geografie.

Imaginile satelitare permit observarea stării componentelor mediului pe o suprafață foarte mare și facilitează relaționarea sistemelor naturale, sociale și economice (*Mihai, 2009*).

Acestea oferă de asemenea posibilitatea realizării de regionalizări, precum și delimitarea zonelor cu caracteristici omogene din punct de vedere al distribuției factorilor de mediu, formelor de presiune umană, calității factorilor de mediu, utilizării terenurilor, modului de manifestare a riscurilor naturale și tehnogene, infrastructurilor, locuirii.

Utilizarea imaginilor satelitare și a aerofotogramelor este restricționată, însă, de costurile mari de realizare și prelucrare, dar și de complexitatea ridicată a metodelor de analiză.

LUCRAREA NR. 5

DELIMITAREA UNITĂȚILOR HIDROGEOMORFOLOGICE

5.1. Pregătirea activității de teren

Unitatea hidrogeomorfologică elementară (UHGM) sau biotopul reprezintă componenta abiotică a unui ecosistem. Dacă în ceea ce privește localizarea spațială a unui biocenoză lucrurile sunt ceva mai complicate, atât din punct de vedere teoretic, cât și practic și nu pot fi tranșate operațional în primele etape ale cercetării, localizarea exactă și delimitarea UHGM este abordabilă practic.

Prin UHGM înțelegem o zonă omogenă din punct de vedere geomorfologic, hidrologic și pedologic. Cum omogenitatea în natură nu este o noțiune cu înțeles absolut, ci doar relativ la un organism care o percepe ca atare, așa și omogenitatea UHGM va fi relativă la cel care o percepe, adică la cercetătorul uman. Ne putem imagina că alte tipuri de organisme, cu o altă scară de acțiune, percep diferit o UHGM pe care noi o identificăm drept omogenă. Fie că ele nu sesizează comportamental diferențe între UHGM pe care noi le percepem ca distincte, dacă scara de acțiune a lor este mult mai ridicată decât a noastră, fie percep în cadrul unei UHGM heterogenități care pentru noi nu sunt evidente, dacă scara lor de acțiune este mult mai mică decât a noastră. Aceste considerații au consecințe importante în ceea ce privește felul cum gândim localizarea spațială a unei UHGM și a unei biocenoze. Nu există încă un răspuns consolidat din punct de vedere științific la această problemă.

Cu toate neajunsurile menționate anterior, delimitarea UHGM rămâne o etapă necesară, pentru că în definitiv cercetarea trebuie să înceapă cumva, și preferabil pe baze cât mai simple, deci mai sigure. Ori, distribuția spațială a elementelor de biotop este mult mai simplu de stabilit decât cea a elementelor de bioceanoză (a populațiilor).

Delimitarea UHGM se face în teren. Orice activitate de teren are trei etape:

- pregătirea deplasării în teren;
- deplasarea propriu-zisă;
- prelucrarea probelor și a datelor din teren.

Primul obiectiv al lucrării practice se adresează primei etape de mai sus, iar al doilea obiectiv celei de a doua etape.

A. Pregătirea deplasării în teren

Pregătirea deplasării în teren pentru delimitarea UHGM include următoarele etape:

- obținerea de informații cu componentă spațială, deja existente, prin studiu de bibliotecă;
- asigurarea faptului că avem drept de acces la zona de studiu;
- pregătirea echipamentelor de teren.

Informațiile cu componentă spațială se regăsesc pe hărți. Primul lucru necesar a fi procurat este o hartă fizică adecvată a zonei de studiu. Ea reprezintă harta de bază. Prin

„adecvată”, înțelegem că trebuie să aibă scară potrivită mărimii zonei de studiu (nici prea mică, nici prea mare, ci suficientă ca să putem schița înăuntrul zonei observațiile noastre în teren). De asemenea, prin „adecvată” mai înțelegem că trebuie să fie o hartă cât mai recentă, deoarece complexe de ecosisteme naturale au o dinamică destul de accentuată, iar o hartă veche de, să zicem, 50 de ani, este posibil să fie destul de departe de realitatea din teren.

Hărțile fizice se pot achiziționa de la direcțiile topografice militare sau din alte instituții specializate și trebuie depozitate în anumite condiții de secretizare.

O dată ce am obținut o hartă fizică adecvată, vom face câteva copii de lucru ale ei, pe care să putem lucra în teren. Putem, eventual, să facem o copie electronică și să lucrăm cu variante imprimate ale hărții. Întotdeauna când multiplicăm o hartă, trebuie să includem și zona cu scara în ea, deoarece adesea facem și o mărire sau o micșorare prin copiere sau prin prelucrare electronică.

Pe harta de bază delimităm zona noastră de studiu, complexul local de ecosisteme pe care urmează să îl cercetăm. Nu dispunem de criterii deosebit de riguroase pentru a delimita zona de studiu, decât dacă a existat un proiect de cercetare mai amplu în care s-a efectuat delimitare complexelor locale din structura complexului regional. Rareori, ne aflăm în această situație. Prin urmare, ne orientăm după limite naturale obișnuite, ceea ce în cazul insulei Fundu Mare, spre exemplu, este foarte simplu, deoarece malul este evident. În alte situații, de exemplu la munte, identificarea unor limite naturale neechivoce poate să fie mult mai dificilă, ceea ce face ca delimitarea complexului de ecosisteme să fie influențată de subiectivitatea și experiența cercetătorului. În alte situații, particulare, trebuie să ne orientăm după limite administrative sau alte criterii antropice, în funcție de problema specifică pe care o avem de rezolvat (Iordache, V., 2006).

După ce am delimitat zona de maxim interes, trebuie să delimităm în jurul ei o zonă despre care avem informații că ar putea avea un rol deosebit de important în influențarea modului de funcționare a complexului local cercetat.

Este o zonă pe care trebuie să o cercetăm într-un regim mai puțin intensiv decât complexul local, dar suficient ca să avem o imagine asupra factorilor de comandă externi ai complexului local. De exemplu, în cazul insulei Fundu Mare, ea trebuie să includă brațele Dunării în amonte, aval și lateral, precum și sursele de impact antropic cele mai importante. În cazul unui lac glaciatic înconjurat de zone umede, ea ar trebui să includă microbazinul hidrografic în care se află acele ecosisteme montane. Zona adiacentă complexului nu trebuie să fie nici prea mare, pentru că atunci evaluarea influenței ei nu mai este operațională, dar nici prea mică, pentru că atunci riscăm să nu surprindem factori de comandă externi deosebit de importanți.

Delimitarea zonei adiacente trebuie, așadar, făcută cu rezonabilitate și cu discernământ, în funcție de problema care trebuie rezolvată și de resursele disponibile.

Următorul pas este să obținem hărți tematice relevante pentru complexul nostru, cum sunt hărțile pedologice, geologice, hidrologice, sau de distribuție a vegetației. Ne interesează și vegetația, deoarece, în multe cazuri, distribuția ei reflectă foarte bine variațiile hidrogeomorfologice.

Sursele de la care pot fi obținute aceste hărți sunt institutele de cercetare de specialitate, bibliotecile universitare și academice și, uneori, internetul. Din aceste hărți vom extrage informații informațiile pe care le considerăm utile și le vom transfera pe harta de bază.

În mod tradițional, acest lucru se făcea manual, iar pentru o cercetare fără mari pretenții se poate face tot așa și acum. Într-o cercetare profesionalizată, aceasta se va realiza folosind sistemul informațional geografic (GIS), o tehnică software care reclamă o înaltă specializare. Dacă dorește să se lucreze cu un GIS, cazul cel mai recomandat, biologul va trebui fie să se specializeze pe această direcție (o carieră în sine), fie să colaboreze cu specialiști în GIS.

Dacă putem obține și fotografii aeriene sau imagini satelitare, este foarte folositor. Putem beneficia cu adevărat de posibilitățile oferite de aceste surse de informații doar dacă folosim și GIS-urile. Cum costurile obținerii de fotografii aeriene și imagini satelitare, ca și cele ale utilizării GIS, sunt foarte mari, le putem acoperi doar dacă avem proiecte consistente.

Utilizarea GIS nu ridică, prin sine însăși, calitatea cercetării, ci doar în funcție de datele pe care le furnizează biologul. Ori, aceste date sunt furnizate de el după consultarea surselor clasice, cum sunt hărțile și numai după ce a fost în teren. Aceasta înseamnă că a ști să lucrezi cu sursele clasice de informație rămâne ceva necesar și care deschide calea către o cooperare cu specialiștii în GIS bine fundamentată.

Cunoașterea, fie și puțin aprofundată, a unor elemente din alte științe ale naturii îi deschide biologului calea către o mult mai bună înțelegerea a propriilor elemente de specialitate, precum și către posibilitatea de a coopera cu alt fel de specialiști în rezolvarea unor probleme concrete.

Dacă am reușit să obținem și să sintetizăm toate sursele de informație menționate mai sus, trebuie să ne asigurăm că putem avea acces la zona de studiu. Dacă sunt terenuri aflate în proprietate privată, va trebui să discutăm cu proprietarii și să obținem permisiunea de acces pe proprietatea lor. Dacă este vorba de o zonă localizată într-o rezervație naturală, trebuie să contactăm administrația rezervației respective. Dacă este o zonă de graniță, ca lunca Dunării sau Munții Maramureșului, trebuie să avem aprobarea instituțiilor grănicerești. Cu aceasta nu am epuizat situațiile care pot apărea, ci am dat doar câteva exemple. Neacordarea atenției cuvenite acestor aspecte poate să ducă la eșecul deplasării în teren.

Ultima, dar nu cea mai puțin importantă activitate pregătitoare, este legată de echipamentele care urmează să fie utilizate în teren. Hărțile de lucru în teren trebuie incluse în suporturi care să le protejeze. Pentru notații putem folosi un caiet cu pagini plastificate și markere speciale sau, mai la îndemână, un suport de coli, creioane colorate și folii de plastic pentru protecția colilor împotriva umezelii. De multe ori s-au pierdut date și observații datorită felului neglijent în care a fost ales suportul pe care au fost scrise.

Pentru deplasări pe vreme foarte nefavorabilă (de exemplu ger) se poate utiliza eventual și un reportofon. Încălțăminte și îmbrăcăminte trebuie să fie adecvate tipului de ecosistem în care vom merge. Vom avea în rucsac sau în buzunare câteva dispozitive simple cum sunt o ruletă, o lupă, pungi de stocare a unor probe de sol și plante, o busolă, un sfredel pentru prelevare solului până la 50 cm adâncime. Un aparat de fotografiat, un determinator de plante și un aparat GPS19 pot fi, de asemenea, foarte utile. Dacă deplasarea urmează să dureze mai mult timp nu trebuie să uităm să luăm și provizii la noi. Este dovedit că disconfortul accentuat, fizic sau psihic, duce la reducerea calității observațiilor în teren. Dacă deplasarea se face în zone în care accesul este foarte dificil și avem nevoie de mijloace speciale de transport, ca mașini de teren sau navă, organizarea ei devine o chestiune care nu se mai poate face decât într-o echipă, cu implicarea unor cadre tehnice ajutătoare (șoferi, marinari etc).

B. Deplasarea în teren

Odată ajunși în teren primul lucru pe care trebuie să îl facem este să verificăm acuratețea informațiilor din harta de bază. Pentru aceasta, este de dorit să identificăm un punct care ne oferă o perspectivă vizuală asupra zonei de cercetat sau mai multe.

Dacă acest lucru nu este posibil, ne putem consulta cu localnici cu privire la elementele de pe hartă.

Consultare cu localnicii este de dorit și dacă suntem siguri de acuratețea hărții, pentru a construi relații cât mai bune cu ei.

Dacă nici consultarea nu este posibilă (de exemplu, datorită sălbăticiiei zonei), va trebui să avem o primă inspecție a zonei independent de problema delimitării propriu-zise a UHGM.

Când suntem siguri că harta este adecvată, putem să stabilim pe hartă rutele pe care le vom urma pentru delimitarea UHGM.

Vom stabili o serie de transecte folosind următoarele criterii:

- să surprindă gradientii hidrologici, morfologici sau pedologici și să evită pe cât posibil urmare unor direcții care de obicei constituie limite ale UHGM (de exemplu, structuri antropice);
- să fie situate la distanțe unul de altul care să permită extrapolarea informațiilor cu ușurință pe distanțele dintre transecte (de la o sută la câteva sute de metri, în funcție de condițiile specifice din teren);
- să fie ușor de identificat în teren;
- să fie posibil de urmat în teren, fără să ridice probleme mari de siguranță și de efort.

Tipurile de criterii luate în considerare la delimitarea unei UHGM sunt:

- criterii morfologice (forme și microforme de relief, reflectate de panta terenului și direcția de dispunere a acestuia);
- criterii geologice (schimbări în substratul geologic, în măsura în care observarea acestuia ne este accesibil – de exemplu, în zonele montane);
- criterii pedologice (schimbări în caracteristicile solului, observate la suprafață sau până la o adâncime care poate fi inspectată rapid, de exemplu 50 cm);
- criterii hidrologice (nivelul apei de suprafață sau subterane, umiditatea solului 20);
- structura covorului vegetal ca indicator al condițiilor hidrogeomorfologice;
- impactul antropic (prezența sau absența unui anumit tip de utilizare sau management al zonei).

Pentru ilustrare, considerăm cazul insulei Fundu Mare.

În insulă, există două tipuri majore de gradienti: gradienti succesionali, localizați între țărm și centrul insulei și un gradient de hidroconectivitate, localizat între gura canalului care face conexiune cu Dunărea și ultimul lac din insulă.

Prim urmare, vom amplasa două tipuri de transecte: transecte radiale, de la țărm spre lacuri și un transect longitudinal, de-a lungul canalelor și lacurilor insulei.

Figura 5.1 relevă amplasarea transectelor:

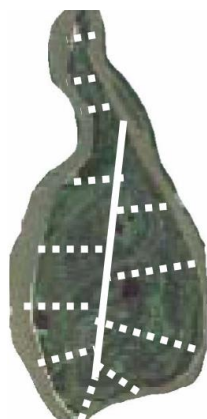


Fig. 5.1. Exemple de amplasare a transectelor pe insulă:
transect longitudinal, cu linie continuă și transecte transeversale, cu linii discontinue
(Iordache, V., 2006)

Atunci când unul sau mai multe criterii variază suficient de mult într-un anumit loc vom considera că în acel loc se află o limită între două UHGM elementare, vom indica punctul pe hartă pe harta de lucru cu un anumit cod și vom face observații în caietul de lucru sau în fișele standardizate de teren pe care le avem cu noi. Deși atenția ne este îndreptată preponderent către elementele de biotop, vom fi „cu un ochi” și la biocenoză, ale cărei schimbări de structură le putem observa la nivel calitativ dacă avem o cultură biologică corespunzătoare. Vom face toate observațiile naturaliste pe care le putem face și ni le vom nota în caietul de teren, deoarece ne pot fi de mare ajutor în fazele ulterioare ale programului de cercetare, când vom trece la studiul componentelor biologice.

În figura 5.2 sunt prezentate imagini ale câtorva UHGM tipice delimitate în insula Fundu Mare.



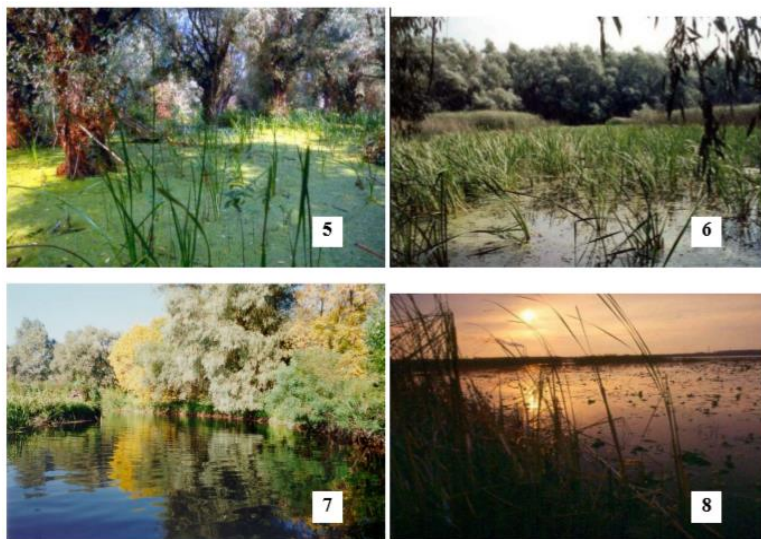


Fig. 5.2. Imagini ale unor UHGM din Insula Fundu Mare: 1-2 Țărm depozitională (întinsură),
3-4 Grind în fază terestră (stânga) și acvatică (dreapta),
5 Depresiune împădurită, 6 Mlaștină,
7 Canal, 8 Lac

Verificarea hărții complexului local de ecosisteme cercetat și delimitarea unităților hidrogeomorfologice în interiorul lui sunt primele activități pe care ecologul trebuie să le facă în teren.

De modul în care sunt ele făcute, depinde buna organizare spațială a programului de cercetare. Înainte de a merge în teren, trebuie derulate o serie de activități pregătitoare.

Prima este obținerea de informații cu componentă spațială și integrarea lor într-o hartă de bază a complexului de ecosisteme. Această hartă va fi ulterior folosită în teren.

A doua este obținere aprobărilor necesare pentru acces în zona de cercetare, iar a ultima este pregătirea tuturor echipamentelor necesare în teren.

Toate aceste activități preliminare sunt la fel de importante și condiționează succesul muncii de teren. În teren, vom verifica harta de bază, iar apoi vom amplasa pe ea transectele de-a lungul cărora ne vom deplasa.

În deplasarea noastră, vom observa discontinuități geologice, morfologice, hidrologice, pedologice, ale covorului vegetal și ale impactului antropic.

Aceste observații le vom nota în fișe standardizate, pentru a ușura prelucrare datelor și pe baza lor vom delimita unitățile hidrogeomorfologice din structura complexului cercetat.

În continuare, vom prezenta fișele anexe necesare întocmirii lucrării.

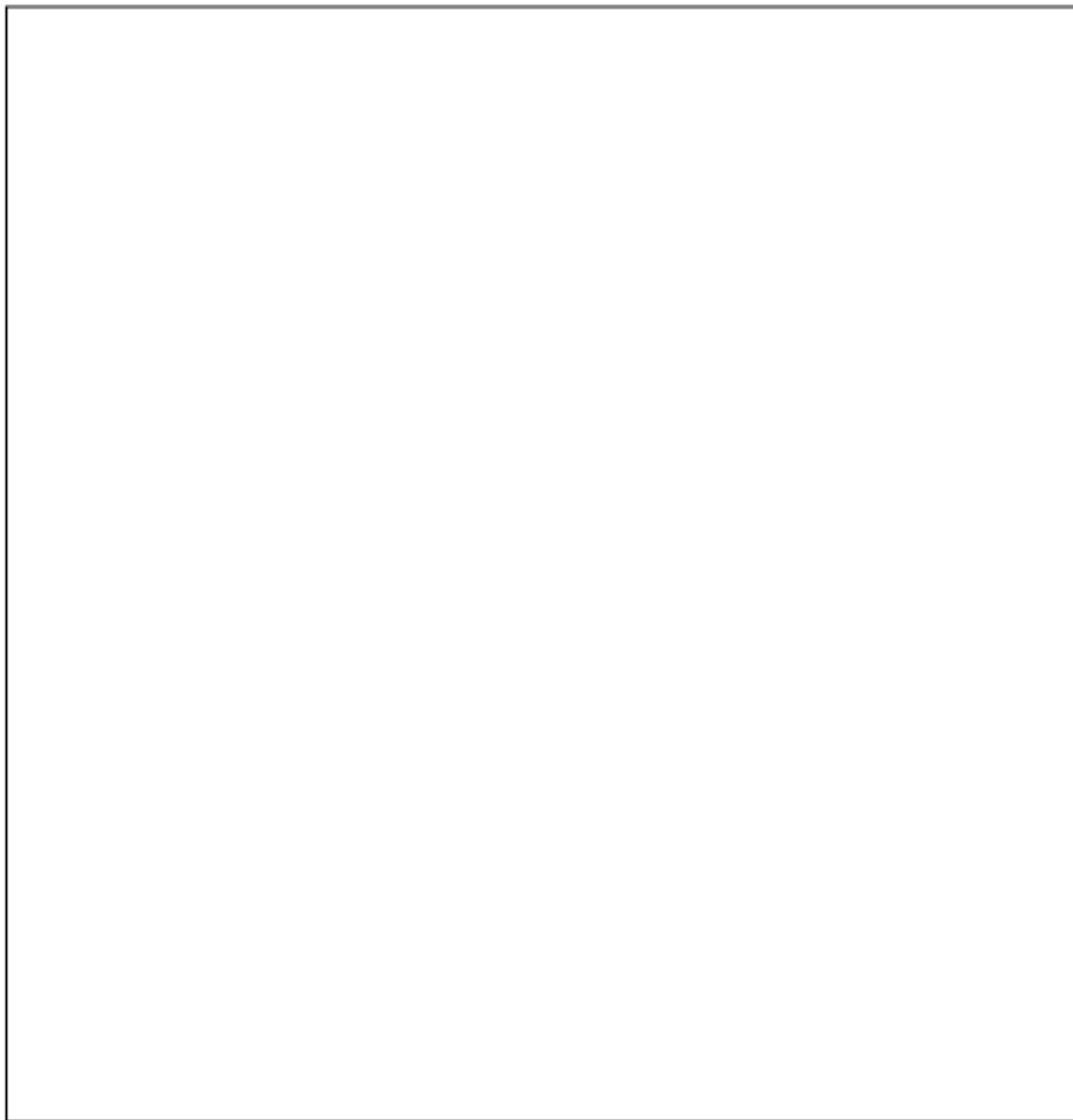
Fișa 1

Numele cercetătorului _____

Data _____

Complex local: _____

Schița complexului, amplasarea transectelor, localizarea discontinuităților, limitele UHGM



Ora începerii activității în teren : _____

Ora finalizării activității în teren : _____

Condiții meteo pe durata activității în teren : _____

Data _____

[illegible]

Fișa 3 Exemplarul _____

Numele cercetătorului _____

Data _____

Complex local: _____

Parametru	Unitate hidrogeomorfologică		
Nume comun			
Cod pe schița complexului (1, ..., n)			
Panta UHGM			
Heterogenități interne (Da, nu, detalii la observații)			
Apă de suprafață (Nu, lotic, lentic)			
Nivelul apei subterane (profund, superficial)			
Culoarea solului			
Umiditatea solului (umed, uscat)			
Stratul de litieră (da, nu, detalii la observații)			
Număr de straturi vegetale (detalii la observații)			
Impact antropic (detalii la observații)			
Tipuri de ecotoni (natural, antropic, detalii la observații)			
Observații: heterogenități, litieră	Observații: straturi vegetale, impact antropic, ecotoni		
Observații: organisme animale			

LUCRAREA NR. 6

DETERMINAREA PARAMETRILOR ABIOTICI

6.1. Necesitatea lucrării

Utilizarea tehnicilor de măsurare a parametrilor abiotici presupune adesea cunoștințe destul de solide din discipline ale științelor naturii diferite de biologie.

Punctul de plecare în argumentarea necesității cunoașterii acestor noțiuni este ceea ce numim curbă de toleranță a unei specii (fig. 6.1):

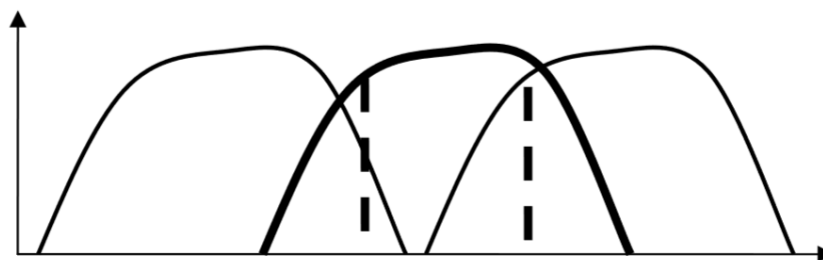


Fig. 6.1. Schema curbelor de toleranță a trei specii: pe axa orizontală sunt reprezentate valorile unui parametru abiotic (de exemplu: temperatura, altitudinea sau nivelul apei), iar pe axa verticală valorile unui parametru prin care se descrie felul cum indivizii dintr-o anumită specie răspund pozitiv la valorile parametrului abiotic respective (*Iordache, V., 2006*)

Zona centrală a curbei din mijloc (dintre liniile verticale întrerupte) reprezintă zona de optim pentru indivizii din specia respectivă, iar zonele marginale ale curbei din mijloc - zone de suboptim. La valori ale parametrului abiotic mai mari sau mai mici decât un anumit prag (în afara curbei din mijloc), indivizii din specia respectivă nu mai pot exista.

Interpretarea curbei ne arată că diferite specii au curbe de toleranță diferite la valorile unui același parametru. Mai reținem și faptul că un parametru față de care o specie are o curbă de toleranță este un parametru de control al populațiilor din specia respectivă.

Variația valorilor unui parametru în spațiu, în natură este un gradient al acelui parametru. De asemenea, primul criteriu pentru amplasarea transectelor în teren este surprinderea gradientelor abiotici.

Dacă gradientul este continuu, va fi foarte greu să delimităm grupurile de populații (biocenozele) unele de altele, deoarece curbele de toleranță se suprapun foarte mult. Dacă, însă, gradientul are o discontinuitate puternică grupurile de populații, se vor delimita net unele de altele, deoarece în zona de discontinuitate curbele de toleranță este puțin probabil să se mai suprapună. Cu cât discontinuitatea este mai puternică, mai abruptă, cu atât este mai mică și

șansa să existe organisme din aceeași specie distribuite și de o parte și de alta a discontinuității pe gradient (fig. 6.2).

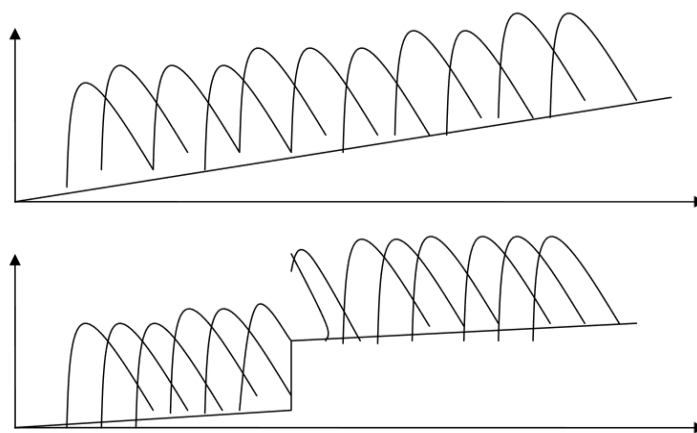


Fig. 6.2. Schema distribuției indivizilor din specii diferite pe un gradient continuu (sus) sau cu discontinuitate puternică (jos)

Axa orizontală indică poziția spațială pe transect, iar axa verticală valoarea parametrului abiotic. Axele corespunzătoare parametrilor biologici nu sunt reprezentate.

În concluzie, determinarea parametrilor abiotici este foarte importantă deoarece ei reprezintă factori de comandă ai populațiilor din diferite specii.

Limitarea studiului strict la aspectele biologice ale acestor populații ne va împiedica să înțelegem cauzele distribuției spațiale a organismelor.

Prin urmare, trebuie să avem o imagine asupra tehnicilor de determinare a parametrilor abiotici și, în măsura în care ele ne depășesc nivelul de expertiză, să includem în echipa de cercetare specialiști din alte domenii ale științelor naturii.

6.2. Caracterizarea regimului hidrologic. Studiu de caz

Am ales regimul hidrologic deoarece în lunca Dunării, unde se află insula noastră, amintită în lucrările anterioare, regimul hidrologic este principalul factor de comandă extern al funcționării sistemelor ecologice.

Regimul hidrologic induce gradientii abiotici cei mai puternici, în timp ce parametrii geologici și pedologici sunt mai mult sau mai puțin uniformi. Între aceste două extreme se află, din punct de vedere al intensității gradientilor, parametrii morfologici.

Regimul hidrologic constă în ansamblul parametrilor prin care se caracterizează circuitul hidrologic.

Fiecare dintre stocurile și fluxurile menționate în această schemă reprezintă un parametru hidrologic care poate fi determinat prin metode specifice (*Danielescu, 1999*).

Când am menționat că regimul hidrologic este factorul de comandă cel mai important pentru funcționarea zonelor umede în condiții naturale, în particular a celor din sistemele fluviale, am avut în vedere că procesele biologice, ritmul desfășurării lor, mecanismele producției biologice, circuitele de substanță, dinamica ecosistemelor din luncă, toate sunt în

mare măsură determinate de ritmul și intensitatea inundațiilor (*Antipa, 1910, Botnariuc și Beldescu, 1961, Amoros și Petts, 1993*).

Figura 6.3 prezintă schematic efectele regimului hidrologic asupra sistemelor ecologice de zonă umedă:

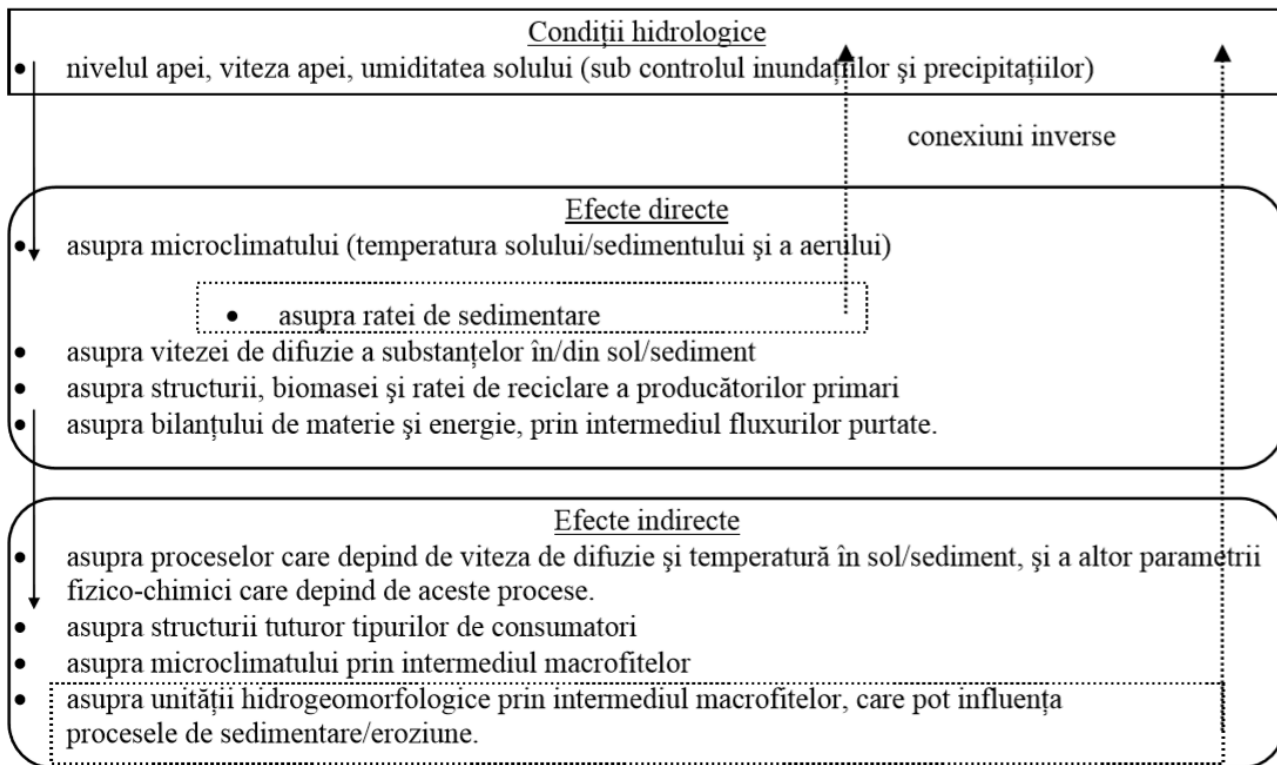


Fig. 6.3. Efectele regimului hidrologic al ecosistemelor

Parametrii hidrologici sunt interconectați, au o cascadă de efecte în ecosistem și între majoritatea parametrilor prin care caracterizăm unitatea hidrogeomorfologică există legături cauzale directe, indirecte și inverse.

6.3. Nivelul apei subterane

Una dintre metodele folosite este cea cu piezometre. Pentru investigații hidrologice la mare adâncime, la fabricarea piezometrelor sunt folosite tuburi sudate și foarte lungi. Totuși, pentru studiile din lunci, unde apa este relativ aproape de suprafața solului este foarte adecvată construirea și instalarea piezometrelor ieftine, din materiale plastic.

Instalarea piezometrelor se face într-un orificiu cu diametrul de 6 cm făcut cu un burghiu olandez, cu câțiva centimetrii mai adâncă decât piezometrul. Fundul gropii este umplut cu pietriș necalcaros până la adâncimea cerută de tub, care are diametrul de 2 cm. Tuburile pot avea diverse lungimi, de la 1 m până la 4m. Tubul este așezat cu un capăt pe patul de pietriș și cu celălalt capăt la suprafața solului sau puțin deasupra lui, pentru a-l repera mai ușor (dar în zonele cu circulație intensă a persoanelor, este preferabil să îl mascăm sub nivelul solului,

pentru a evita distrugerea). După inserarea tubului se mai adaugă câțiva centimetri de pietriș pentru ca baza tubului să fie înconjurată. Aceasta va facilita intrarea liberă a apei, prevenind în același timp și blocarea tubului cu sol.

Orificiul săpat este apoi umplut cu sol, tasând cu fermitate cu o bară sau o vergea. Înaintea atingerii adâncimii echivalente cu nivelul orizontului în care baza tubului este așezată, este adăugat un strat de bentonită de cel puțin 5 cm grosime sub formă de pudră uscată sau bulgări pentru a asigura etanșeitatea.

Citirea nivelului apei în piezometru se face folosind o ruletă care are instalat la capăt un senzor electric care la atingerea apei determină producerea unui semnal vizual sau luminos. O altă variantă este folosirea unui flotor și racordarea acestuia printr-un dispozitiv electromecanic la un înregistrator automat de date (engl.: data-logger). La același înregistrator pot fi conectați și numeroși alți senzori pentru determinarea unor parametri abiotici (de exemplu, cei microclimatici).

Piezometrul poate fi folosit și pentru prelevarea unor probe de apă subterană folosind o pompă cu vid sau o pompă peristaltică.

6.4. Conținutul în oxigen al aerului din sol

Această metodă de teren a fost dezvoltată pentru a fi rapidă și pentru a măsura cu acuratețe oxigenul din sol la o adâncime variabilă în profilul solului. O mică parte din aerul din sol este retrasă (aspirată), într-o celulă care conține un electrod oxigeno-polarografic, care este conectat la un aparat portabil de măsurare a oxigenului.

Rezervorul de aer (de aproximativ 75 cm³) este instalat la adâncimea selectată în profilul solului. Rezervoare separate sunt folosite pentru diferite adâncimi și trebuie să aibă un spațiu lateral de aproximativ 1m între ele. Rezervorul este conectat la un tub din cupru sau din plastic prin care aerul din rezervor va fi aspirat către suprafața solului în momentul măsurătorii. Pentru completa izolare a aerului din rezervor de cel de la suprafață, pământul de deasupra rezervorului se tasează bine și se folosește, eventual, un strat de bentonită, iar tubul se închide cu un sistem de robinete de plastic.

Măsurătoarea se face cu un analizator polarografic de oxigen. Este folosită o celulă construită special din oțel inoxidabil sau alte materiale inerte, care are un orificiu pentru intrarea și unul pentru ieșirea aerului. Celula este instalată la capătul electrodului de oxigen și este construită în așa fel încât volumul intern al celulei să fie sub 1cm³. Diferiți fabricanți folosesc electrozi de mărimi diferite, de aceea celula trebuie fabricată la comandă, pentru a se putea potrivi cu electrodul. Înainte să fie folosită celula de analiză este calibrată prin aspirarea unei probe de aer în interiorul celulei, cu o concentrație de oxigen cunoscută (21%). Punctul zero al oxigenului este verificat prin circulare prin interiorul celulei a azotului sau argonului. Verificarea este făcută periodic în laborator, în timp ce calibrarea oxigenului 21% trebuie făcută frecvent în teren, înainte și după măsurători. În mod normal, mici recalibrări sunt necesare după fiecare măsurare.

Aerul din rezervorul subteran este aspirat încetisor în interiorul celulei cu o seringă de plastic de 20 cm³, care aplică un ușor vid în interiorul celulei. Dacă este necesar un vid prea înaintat pentru aspirarea probei, membrana electrodului va fi afectată și calibrarea va fi schimbată.

Procedura descrisă anterior nu va funcționa dacă masa de apă se află deasupra rezervorului de aer, un anumit volum de apă fiind aspirat în interiorul celulei.

6.5. Potențialul redox al solului

Ulterior inundației și epuizării oxigenului, respirația anaerobă a microorganismelor din sol oxidează materia organică și utilizează NO_3^- , Mn^{4+} , Fe^{3+} și SO_4^{4-} ca acceptori alternativi de electroni în procesul respirației.

Potențialul oxido-reducerii (redox) este o măsură cantitativă a disponibilității electronilor și indică intensitatea oxidării sau reducerii în sistemele. Potențialul redox poate fi măsurat chiar în sol, folosind un electrod de platină permanent instalat și un voltmetru portabil.

Pentru construcția electrodului sunt tăiate segmente din fir de platină (18 segmente, 1,3 cm / segment) cu un clește care este folosit numai pentru tăierea platinei. Aceste segmente sunt așezate într-un suport ce conține amestec concentrat de acid azotic și acid clorhidric, pentru cel puțin 4 ore pentru a îndepărta contaminanții de pe suprafața metalului care s-au depus în timpul tăierii sau manipulării. Apoi segmentele sunt înmuiate în apă distilată și de-ionizată (timp de o noapte).

Pot fi utilizate două metode pentru construcție:

- în prima, platina este sudată direct la sârme de cupru și sudura este protejată (impermeabilizată) cu rășină epoxidică. Este important ca această sudură (și cuprul adăugat) să fie complet izolată de orice contact cu mediul înconjurător, după ce electrodul este instalat. Această sudură este potrivită pentru studii cu durată de aproximativ un an. Perioade mai lungi de măsurători sunt mai bine suportate de către electrodul cu joncțiune de mercur, descris în continuare.
- în a doua metodă, cunoscută ca electrodul cu joncțiune de mercur, un tub de sticlă pyrex (cu diametru de aproximativ 1 cm) formează corpul electrodului. Tubul de sticlă este tăiat la o lungime de 20 cm și capătul spart se netezește la focul produs de o flacără de propan. Celălalt capăt al tubului este încins într-o flacără de propan, cu rotații continue, până când sticla devine moale și deschizătura se restrânge la un diametru interior tocmai bun pentru a intra un fir de platină. După răcire, firul de platină este plasat în capătul restrâns al tubului de sticlă astfel încât 0,65 cm din firul de platină să rămână în afara tubului de sticlă. Acest capăt este încălzit din nou, cu rotații, până când tubul de sticlă se lipește pe firul de platină până la aproape 0,3 cm de centrul segmentului de platină.

Rezultatul este că aproape 0,65 cm de fir de platină este expus în afara corpului de sticlă pentru a servi drept conector electric pentru electrod. Această lungime nu este critică, dar poate fi considerată cantitatea minimă necesară. Lungimi mai mari antrenează cheltuieli mai mari datorită costului firului de platină.

Joncțiunea poate fi testată introducând electrodul cu capătul respectiv într-un vas cu apă și conectând celălalt capăt la o sursă de presiune ușoară. Dacă spărtura nu a fost complet lipită, se vor observa bule de aer. Pentru a sigila permanent joncțiunea sticlă-platină, este folosită o mică cantitate de ceară care este încălzită și picurată în capătul tubului de sticlă. Capătul tubului de sticlă este încălzit din nou pentru ca ceara să producă joncțiunea completă între sticlă și platină. Ceara topită se poate transforma în spumă sau poate produce o izolare insulară. Când ceara se solidifică, se obține o izolare care poate rezista unor contractări și

dilatări ale sticlei, care au loc sub influență temperaturii din teren. Mercur triplu distilat este turnat în capătul deschis al tubului de sticlă pentru a servi drept contact electric cu firul de platină. Apoi, sârme de cupru sunt introduse în mercur prin capătul deschis al tubului de sticlă. Lungimea acestor sârme conductoare va depinde de adâncimea instalării electrodului și de gradul de inundare al solului.

O apărătoare de cauciuc siliconic este folosită pentru a închide joncțiunea dintre electrod și sol, astfel încât apa din sol să nu producă scurt circuite care să ducă date eronate. Siliconul se suprapune peste capătul tubului de sticlă și îl acoperă pe aproape 2,5 cm, izolând firele deasupra tubului de sticlă. Ele asigură suplimentar o izolare permanentă a acestui capăt al tubului de sticlă care a fost în prealabil închis la cald. Aproape 2,5 cm de izolație din capătul firului de cupru sunt smulși pentru a permite prinderea unui contactor („crocodil”) care, în momentul măsurătorii, este atașat la un potențiomtru portabil.

Înainte de instalarea în teren, electrozii sunt testați, prin măsurarea potențialului redox în soluție de quinhidronă, cu pH tamponat la valorile 4 și 7.

Procedura de instalare pentru electrodul cu sudură este foarte simplă. O tijă din metal ascuțită este folosită pentru a face o gaură în sol ușor mai largă decât diametrul electrodului și cu 2,5 cm mai scurtă decât adâncimea dorită. Electrocul este introdus în groapă și capătul cu fir de platină este împins în solul nederanjat, la adâncimea dorită. Această împingere duce la un bun contact între sol și platină. Capătul gropii este închis în jurul conductorului de cupru. Pentru electrodul cu joncțiune de mercur, o tijă din metal ascuțită, ușor mai mare decât electrodul, este folosită pentru a face o groapă în sol cu 2,5 cm mai mică decât adâncimea dorită. Apoi, o țevă de PVC de lungime apropiată cu a electrodului este plasată peste conductorul electrodului până când capătul țevii de PVC este fixat la nivelul umflăturii formate de apărătoarea de silicon și capătul tubului de sticlă. Această țevă de PVC facilitează împingerea electrodului la o adâncime de 2,5 cm în sol, astfel încât firul de platină să facă un bun contact cu solul.

Odată instalat la adâncimea propice, un material argilos uscat este vărsat în gaură și este tasat în jurul firului conductor. Restul găurii este umplută cu mixtură de mortar tasat. Mixtura are rol de izolanț împotriva umezelii de la suprafața solului, care ajunsă pe suprafața electrodului poate duce la rezultate eronate.

Pentru o caracterizare generală a solului este recomandată instalarea electrozilor la 15, 30, 60 și 90 cm adâncime. Acest domeniu de adâncimi surprinde zona unde se dezvoltă rădăcinile plantelor.

Ocazional, valorile măsurate cu unii electrozi devin suspecte și electrozii respectivi trebuiesc înlocuiți. Nu este posibil să se testeze cu quinhidronă electrozii permanent instalați în teren, deci caracterul « suspect » al unui electrod se stabilește prin comparație cu măsurătorile de la alți electrozi (replicate) și alte adâncimi sau localizări. Pentru fiecare adâncime sunt recomandate triplicate de electrozi, dacă timpul și banii o permit; duplicatele de electrozi sunt minimul acceptabil.

Măsurătorile de teren ale potențialului redox sunt făcute periodic folosind un pH/mV-metru portabil. Drept electrod de referință se folosește electrodul de calomel saturat, sau un electrod de clorură de argint. Electrocul de referință este introdus în sol și pentru a se realiza un contact bun se umezește cu apă distilată în cazul în care solul este uscat.

Rezultatul analizei poate fi obținut imediat, dar de obicei stabilizarea valorii măsurate durează aproximativ două minute. Citirile se fac atunci când echilibrul s-a realizat sau dacă mărimea citită nu se stabilizează se citește valoarea obținută după două minute cu specificarea acestui lucru în fișa de teren.

În interpretarea măsurătorilor realizate, un factor important îl constituie potențialul electrodului de referință (-244 mV pentru calomel, -222 mV pentru clorura de argint), iar valoarea obținută se raportează la valoarea potențialului electrodului standard de hidrogen și eventual se corectează pentru un pH=7 pentru a avea în final rezultate comparabile între ele.

Dacă pH-ul solului este diferit de 7 se aplică un factor de corecție egal cu 59 mV pentru fiecare unitate de pH până la valoarea 7 astfel:

- pentru $\text{pH} < 7$ (mediu acid) se scade acest factor;
- pentru $\text{pH} > 7$ (mediu bazic) se adună acest factor.

De exemplu, pentru o măsurătoare efectuată la $\text{pH}=5$, electrodul de referință fiind cel de calomel, s-a obținut valoarea diferenței de potențial egală cu +100 mV.

Valoarea corectată este: $100 - (-244) - (2 \times 59) = +226 \text{ mV}$.

Valoarea potențialului redox în teren variază în domeniul +400 -300 mV. Cu cât valoarea este mai mare, cu atât solul este mai bogat în acceptori de electroni, +400 de exemplu indicând un sol bine oxigenat.

Cunoașterea parametrilor abiotici este necesară pentru a putea înțelege distribuția populațiilor de organisme, care reacționează la acești parametri de control după modelul unei curbe de toleranță. Cei mai importanți parametri abiotici pentru un sistem ecologic sunt cei care manifestă cei mai puternici gradienti și cele mai ample variații temporale.

În cazul sistemelor din luncile inundabile, rolul de factor de comandă cheie îl are regimul hidrologic. Deși determinarea parametrilor abiotici este principial mai simplă decât caracterizarea populațiilor de organisme, în realitate situația este complicată de numeroasele corelații și cauzalități directe, indirecte și inverse dintre parametri abiotici, adesea modulate și de componenta biologică.

Gama de metode pentru determinarea parametrilor abiotici este uriașă, ceea ce face necesară cooptarea în echipa de cercetători a unor specialiști care să aibă o pregătire solidă și în domenii conexe biologiei. Oricum, nu vom începe o activitatea de cercetare în teren serioasă fără să putem determina noi înșine cei mai importanți parametri abiotici sau fără să cooperăm cu oameni pregătiți să facă acest lucru (Sutherland, W.J., 1996, Iordache, V., 2006).

LUCRAREA NR. 7

DETERMINAREA MĂRIMII POPULAȚIILOR

7.1. Necesitatea lucrării

Metodele pentru evaluarea mărimii populațiilor sunt esențiale pentru caracterizarea serviciilor de menținere a biodiversității și de producție a resurselor regenerabile.

Biodiversitatea cuprinde varietatea genelor, a speciilor și a ecosistemelor care constituie viața pe pământ. În prezent, suntem martorii unei pierderi constante a biodiversității, cu consecințe profunde pentru lumea naturală și pentru bunăstarea oamenilor. Cauzele principale sunt schimbările care se produc în habitatul natural. Acestea au loc datorită sistemelor de producție agricolă intensivă, construcțiilor, exploatării carierelor, exploatării excesive a pădurilor, oceanelor, râurilor, lacurilor și solurilor, invaziilor de specii străine, poluării și - tot mai mult - datorită schimbărilor climatice la nivel global.

Europa a stabilit un obiectiv pentru a stopa pierderea biodiversității până în 2010. Studiile recente ale AEM arată că, fără eforturi politice suplimentare semnificative, este puțin probabil ca obiectivul să fie atins.

Umanitatea este ea însăși o parte a biodiversității și existența noastră în lume ar fi imposibilă fără aceasta. Calitatea vieții, competitivitatea economică, forța de muncă și securitatea, toate se bazează pe acest capital natural.

Biodiversitatea este esențială pentru „serviciile ecosistemelor”, adică serviciile pe care le oferă natura: reglarea climei, apa și aerul, fertilitatea solului și producția de alimente, combustibil, fibre și medicamente. Aceasta este esențială pentru menținerea viabilității pe termen lung a agriculturii și a pescuitului și stă la baza multor procese industriale și a producției de medicamente noi.

În Europa, activitatea umană a format biodiversitatea încă de pe vremea răspândirii agriculturii și a creșterii animalelor, de acum peste 5000 de ani. Revoluțiile agricole și industriale au determinat schimbări dramatice și accelerate în utilizarea terenurilor, intensificarea agriculturii, urbanizare și abandonarea terenurilor. În schimb, acestea au dus la prăbușirea multor practici (de exemplu, metodele agricole tradiționale), care ajutau la menținerea peisajelor bogate în biodiversitate.

Consumul ridicat pe cap de locuitor în Europa și producerea de deșeuri înseamnă că impactul nostru asupra ecosistemelor se extinde cu mult dincolo de continentul nostru. Stilurile de viață europene se bazează puternic pe importul de resurse și bunuri din toată lumea, deseori încurajând exploatarea nedurabilă a resurselor naturale. Toate acestea duc la pierderea biodiversității, care, la rândul ei, dăunează resurselor capitale naturale pe care se bazează dezvoltarea economică și socială.

Aplicarea metodelor de evaluare a mărimii populațiilor presupune, în prealabil, cunoașterea speciilor respective (cum să le identificăm), precum și a particularităților lor (ciclu de viață, comportament, mobilitate etc).

7.2. Metode de evaluare

A. Numărătoarea directă

Aceasta este cea mai evidentă metodă, dar nu este întotdeauna așa de simplă cum ar putea părea. Este adesea ușor să nu observăm organisme, în special când vremea nu este favorabilă. Numărătoarea poate fi mai ușoară atunci când animalele sunt concentrate la un loc, cum este cazul peștilor migratori care traversează o parte mai îngustă a unui râu, a stolurilor de păsări, sau a focilor de pe o plajă. Dar, cu cât animalele sunt mai înghesuite, cu atât va fi mai dificil să le numărăm. Dacă avem posibilitatea, este preferabil să le fotografiăm și să numărăm, în liniște, în laborator. Plantele le putem eventual marca, pentru a ști că le-am numărat o dată.

Se utilizează pâlnia Tulgren. În cazul organismelor mici, putem recurge la prelevare de probe din teren, urmată de numărătoare completă în laborator. Putem preleva apă, sol sau frunze ale unei plante, iar în laborator să ne folosim de diferite instrumente pentru a vizualiza organisme. Însăși extragerea lor din probă poate reprezenta o problemă, de exemplu în cazul nevertebratelor din sol (în acest caz se folosește așa-numita pâlnie Tulgren). Atunci când animalele sunt prea numeroase, se poate face o prelevare de sub-probe din animalele extrase. Nu este necesar ca aceste probe să fie randomice, este însă foarte important ca ele să fie reprezentative (*Sutherland, W.J., 1996*).

B. Metode cu marcare și recapturare

Plantele și multe animale sesile pot fi prelevate folosind tehnici de prelevare statice (cuadrate, transecte etc), dar aceste tehnici nu sunt folositoare în cazul animalelor mobile. Tehnica de marcare, eliberare și recapturare este utilizată, de obicei, în cazul acestor animale.

Pentru a înțelege această metodă să ne imaginăm următoarea situație:

- Avem o într-o pungă neagră un număr de piese (sau dulciuri). Eliminăm zece piese, punem câte un semn pentru fiecare, le introducem înapoi în sac, și scuturăm bine sacul pentru a amesteca piesele marcate și nemarcate. Apoi scoatem opt piese. Dacă patru dintre ele sunt marcate și patru sunt nemarcate, câte piese erau în sac la început?

Răspunsul cel mai probabil este că erau 20, deoarece dacă proba conținea 50% piese marcate, și știm că 10 piese au fost marcate, atunci același număr, alte 10 piese, ar trebui să fie nemarcate, și atunci $10 + 10 = 20$. Spunem „cel mai probabil” deoarece ar fi posibil să extragem o proporție diferită de piese marcate și nemarcate. Dacă avem de a face cu o „populație” mai mare, atunci estimările noastre devin mai sigure, cu condiția ca piesele marcate să fie bine amestecate cu celelalte înainte de prelevare, ca marcajele să nu se piardă și ca marcajele să nu crească sau reducă probabilitatea ca o piesă se fie extrasă. Din punct de vedere formal, estimatorul mărimii populației este cunoscut sub denumirea de indicele Lincoln:

$$LI1 = (n1 \times n2)/m2$$

unde LI1 este estimatorul mărimii populației în prima zi, $n1$ numărul de capturi din prima zi, $n2$ numărul de capturi din a doua zi, iar $m2$ numărul de indivizi marcați în prima zi și recaptați în a doua zi.

În exemplul de mai sus, $n_1=10$, $n_2=8$ și $m_2=4$, deci $L1=20$.

Indicele Lincoln presupune că indivizii marcați se amestecă bine cu restul, că nu se pierd marcajele (de exemplu, prin năpârlire) și că indivizii marcați se comportă la fel ca cei nemarcați (nefiind mai susceptibili sau mai puțin susceptibili la capturare de către cercetător sau la consumare de către prădători).

Mai presupune, de asemenea, faptul că nu există intrări de indivizi nemarcați, prin naștere sau imigrare.

B.1. Metoda Jolly

Metodele Jolly și Manly & Parr pentru estimarea mărimii populației necesită cel puțin trei zile de capturi. Aceste metode implică ideea estimării numărului de animale disponibile pentru captură în ziua a doua, dar care nu au fost capturate (adică numărul de animale prins în prima și a treia zi, dar nu și în cea de a doua). Acest număr se notează cu Z2. Această metodă compensează pentru animalele care au intrat sau au ieșit din populație.

Metoda Jolly începe prin construirea unui „eșafodaj” (tabelul 7.1). Numerele plasate în căsuțele eșafodajului (15, 10 și 20 în exemplul de mai jos) sunt introduse în funcție de data în care animalul a fost văzut ultima dată, și anume 15 animale capturate în ziua a doua au marcaje din ziua 1, 10 capturate doar în ziua a treia au marcaje din ziua 1 și 20 capturate în ziua a treia au marcaje din ziua a doua (indiferent dacă au sau nu marcajul din ziua 1).

Tabelul nr. 7.1

Aplicarea metodei Jolly			
	Mărimea probei extrasă din populație (n_i)	Animale marcate în Ziua 1 Ziua 2	Animale marcate
Ziua 1	30 = n_1		
Ziua 2	35 = n_2	15	
Ziua 3	40 = n_3	10 = Z2	20
Recapturare de animale marcate		R1 ↓ 25	R2 ↓ 20
			→ $m_2 = 15$ → $m_3 = 30$

Z2 este numărul de animale disponibile pentru capturare în ziua a doua care au evitat capturarea, adică cele 10 animale care au fost prinse în zilele 1 și 3, dar nu și în ziua 2. Așadar, $Z2 = 10$.

Estimatorul mărimii populației în ziua a doua este P2:

$$P2 = (n_2 \times M2) / m_2$$

unde n_2 și m_2 sunt cele din tabelul 1. M2 este un estimator al numărului de animale disponibile pentru captură în ziua 2, care poate fi estimat cunoscând Z2, numărul de animale capturate în zilele 1 și 3, dar nu în ziua 2:

$$M2 = [(n_2 \times Z2) / R2] + m_2$$

R2, Z2 și m_2 sunt cele obținute din căsuțele „eșafodajului” (tabelul 7.1).

În acest exemplu,

$$n_2 = 35, R_2 = 20, Z_2 = 10 \text{ și } m_2 = 15$$

$$\text{Avem, prin urmare: } M_2 = [(35 \times 10) / 20] + 15 = 32,5 \text{ și, deci: } P_2 = (35 \times 32,5) / 15 = 76.$$

B.2. Metoda Manly & Parr

Principiul aceste metode constă în a considera că cel mai bun estimator al populației din ziua 2 este numărul total de indivizi capturat în acea zi multiplicat cu fracția de prelevare (numărul disponibil pentru a fi capturat împărțit la numărul capturat de fapt).

Animalele capturate în fiecare zi sunt înregistrate într-un tabel, în care se notează cu x animalele capturate în acea zi, cu y animalele capturate în acea zi și cu o zi înainte și după, iar cu z animalele care nu au fost găsite în acea zi dar au fost găsite înainte și după (deci erau disponibile să fie capturate). De exemplu:

În prima zi au fost capturate 20 de animale.			
	Ziua 1	Ziua 2	Ziua 3
20	x		
În ziua 2, au fost găsite 30 de animale nemarcate și 5 animale marcate. Cele 5 animale găsite în zilele 1 și 2 reduc numărul total de animale de pe primul rând la 15.			
	Ziua 1	Ziua 2	Ziua 3
15	x		
5	x	x	
30		x	

În ziua 3 au fost găsite 27 de animale, după cum urmează: 15 nemarcate, 2 marcate în prima zi, 8 marcate în a doua zi, iar două marcate atât în prima, cât și în a doua zi.

Cele două animale găsite în zilele 1 și 3 reduc numărul de 15 de pe primul rând la 13, iar introducând și cele 15 nemarcate găsite în ziua 3 avem următoarea situație:

	Ziua 1	Ziua 2	Ziua 3
13	x		
5	x	x	
30		x	
15			x
2	x	z	x

z indică faptul că animalele trebuie să fi fost acolo în ziua 2, dar nu au fost prinse. Cele 8 animale prinse în zilele 2 și 3 reduc pe 30 la 22, iar introducând și pe cele două prinse în prima și a doua zi, avem:

	Ziua 1	Ziua 2	Ziua 3
13	x		
5	x	x	
22		x	
8		x	x
15			x
2	x	z	x
2	x	y	x

(unde y reprezintă un x care are x-uri de ambele părți.)

Dar cele două animale găsite în toate cele trei zile trebuie să reducă numărul de cinci găsite în primele două zile la 3. Prin urmare, forma finală a tabelului este următoarea:

	Ziua 1	Ziua 2	Ziua 3
13	x		
3	x	x	
22		x	
8		x	x
15			x
2	x	z	x
2	x	y	x

Estimatorul populației în cea de a doua zi, P_2 , este:

$$P_2 = n_2 \times \frac{(\sum z + \sum y)}{\sum y}$$

Unde $(\sum z + \sum y) / \sum y$ este fracția de prelevare. În tabelul de mai sus $\sum y = 2$ și $\sum z = 2$, prin urmare fracția de prelevare este egală cu 2. Numărul de animale capturate în a doua zi este 35, deci $P_2 = 70$.

C. Alte metode

Metoda eliminărilor. Dacă am prinde animale dintr-o populație care nu are intrări și ieșiri și le-am elimina din populație, cu timpul mărimea capturilor ar scădea. Reprezentînd grafic această scădere, putem extrapola curba de regresie estimînd astfel mărimea totală a populației (figura 7.1). O problemă majoră a acestei metode este că spațiul vacant lăsat liber de animalele prinse ar putea să fie umplut cu imigranți. Este mai bine, de aceea, ca animalele prinse să fie marcate și eliberate, ele nemaifiind socotite atunci când sunt prinse din nou.

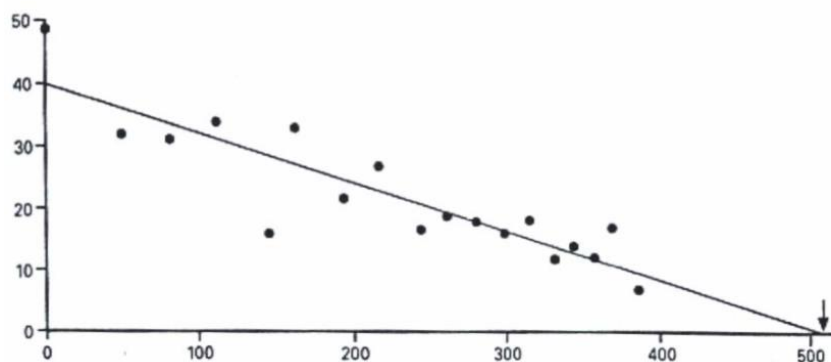


Fig. 7.1. Metoda eliminării aplicată în cazul unei populații de *Rattus rattus*

Capturile au avut loc în 70 de case timp de 17 zile. Săgeata indică mărimea estimată a populației.

Metoda rețelelor de capcane. O rețea de capcane constă dintr-un set de cercuri concentrice de capcane. Ideal, dacă cercul intern are raza R , atunci cercurile externe ar trebui să aibă razele $3R$, $5R$ etc. Animalele sunt prinse într-o serie de sesiuni de capturare, până când nu mai apar animale noi în capcanele centrale.

În cazul în care numărul de animale prinse în capcanele de pe cercurile marginale este mult mai mare decât cel din cercurile interne, atunci cele 1-2 cercuri externe sunt eliminate din calcul, considerând că acolo se manifestă un fenomen de imigrare.

Formalismul matematic disponibil permite evaluarea densității animalelor în zona acoperită de cercurile luate în considerare.

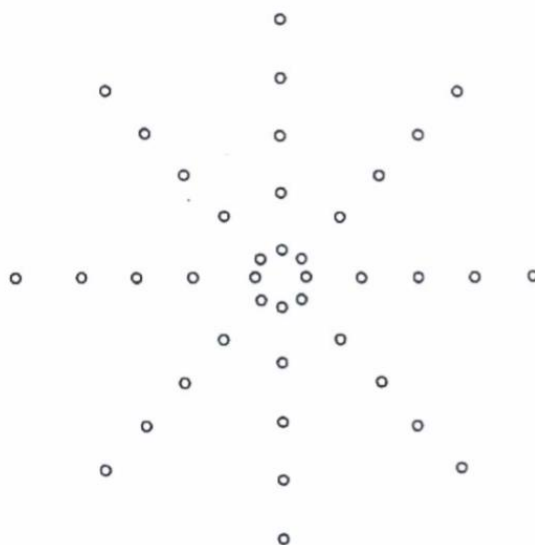


Fig. 7.2. Rețea reprezentativă de capcane

D. Metode bazate pe transecte

Aceste metode presupun înregistrarea distanței dintre observator și animal (se mai numesc de aceea și metode de prelevare la distanță). Sunt aplicabile, de exemplu, în cazul păsărilor, al mamiferelor mari terestre, sau al balenelor. La fel ca și metoda rețelelor de capcane, metodele bazate pe transecte furnizează o estimare directă a densității. Teoria acestor metode presupune că toate animalele situate la un punct de observare sau pe o linie de observare sunt detectate. Dacă detectarea animalelor diferite nu este independentă, de exemplu atunci când păsările tind să cânte în același timp sau când animalele sunt în grupuri, variabilitatea rezultatelor va fi mai mare. În acest caz, grupul respectiv de animale poate fi considerat ca unitatea de prelevare și nu fiecare animal individual.

Un **transect de puncte** presupune că observatorul rămâne într-un anumit punct pentru un timp dat și înregistrează animalele pe care le vede sau le detectează în alt mod. Distanțele pot fi notate în termeni de zone concentrice (până la 50m, 50-100m, 100-200m, etc), până la limita dincolo de care animalele nu mai pot fi identificate. În mod alternativ, se poate măsura sau estima distanța exactă până la animal.

Teoria metodei presupune că nu are loc imigrare în zonă în timpul perioadei de observare. Calculele pot fi bazate pe diferite formalisme matematice. Un exemplu simplu ține seamă doar de numărul de animale detectat înăuntrul și în afara unei zone fixe și se bazează pe ideea că detectabilitatea scade exponențial cu distanța.

r = raza primei zone (cea de a doua se extinde de la r la infinit)
 n_1 = număr de animale numărate în interiorul zonei r
 n_2 = număr de animale numărate în afara zonei r
 m = număr de replicate (puncte de numărare)

Modalitatea de calcul este următoarea:

$$\text{Densitatea} = \frac{n_1 + n_2}{\pi r^2 m} \log_e \left(\frac{n_1 + n_2}{n_2} \right)$$

Transecte de linii. Un dezavantaj al transectelor în puncte este că se pierde foarte mult timp. O soluție alternativă este să observăm animalele în timp ce ne deplasăm. Aceasta este posibil în special în cazul păsărilor, al mamiferelor mari în savană când ne deplasăm cu avionul, sau în cazul balenelor. Animalele pot fi înregistrate într-o serie de benzi de o parte și de alta a liniei de transect sau se pot estima distanțele exacte.

De remarcat că transectul de linii nu este același cu transectul de benzi, în care se înregistrează toate animalele care se găsesc într-o anumită bandă care traversează zona, dar fără a include nici un animal din afara zonei. De asemenea, nu este același lucru cu interceptările în linie (engl.: „line intercepts”), în care sunt numărate organismele sesile atinse de o linie care traversează zona investigată.

Estimarea densității în cazul transectelor de linii este asemănătoare celei făcute pentru transectele în puncte, cu diferența că se folosesc mai distanțele și nu suprafețele.

E. Metode ale distanțelor („plotless sampling”)

Această clasă de metode este adecvată pentru organismele sesile care sunt relativ rare dar ocupă o suprafață mare, ceea ce ar face ca numărarea completă să fie prea mare consumatoare de timp (ar putea fi aplicată, spre exemplu, pentru numărarea unei specii puțin abundente într-o pădure). Pașii uneia dintre aceste metode (introdusă de *Besag și Gleaves*) sunt următorii:

- Se alege un punct în mod randomizat (P);
- Se măsoară distanța (x) de la punct la cel mai apropiat individ al speciei respective (O);
- Se trage o linie în unghi drept cu linia OP;
- Se măsoară distanța z de la O la cel mai apropiat copac situat de cealaltă parte a liniei față de P;
- Se fac minimum 10 astfel de măsurători, fiecare dintre ele bazate pe un punct ales în mod randomic;

- Zona în care sunt plasate cele zece puncte alese randomic trebuie să fie ceva mai mică decât întreg ecosistemul, deoarece este posibil ca unii dintre cei mai apropiați indivizi să fie localizați în afara zonei.

Estimarea densității se face folosind formula:

$$d = \frac{m^2}{2.828 \sum x_i \sum z_i},$$

m fiind numărul de măsurători.

Este recomandabil, de asemenea, să se facă și un test al distribuției randomizate, folosind următoarea formulă:

$$t' = \left\{ \sum \left[x_i^2 / \left(x_i^2 + z_i^2 / 2 \right) \right] - m/2 \right\} \sqrt{(12/m)}.$$

Dacă t' este mai mare decât 1.96, atunci distribuția este semnificativ mai regulată decât cea întâmplătoare. Dacă t' este mai mic decât -1.96, atunci distribuția este semnificativ mai grupată. În ambele cazuri, densitatea estimată este deplasată față de valoarea reală.

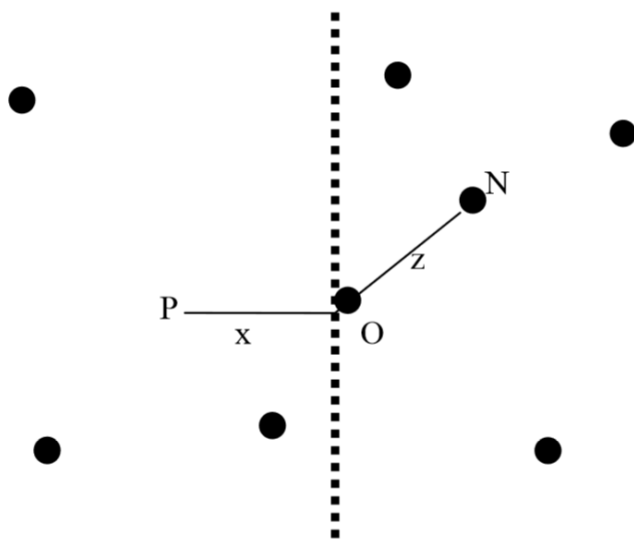


Fig. 7.3. Metoda Besag și Gleaves

Cercurile negre reprezintă indivizii speciei studiate.

O este cel mai apropiat individ de punctul randomic P.

N este cel mai apropiat individ de partea opusă a perpendicularei pe linia PO (Krebs, 1999).

7.3. Prelevarea probelor

Atunci când nu este posibilă numărarea tuturor indivizilor dintr-o populație sau când această numărare este prea costisitoare, se poate face o prelevare de probe din populație. Pentru ca evaluarea prin prelevare să funcționeze, trebuie ca aceste probe să fie reprezentative pentru populația ca întreg. Altminteri, generalizarea la nivelul întregului va produce rezultate deplasate. Pentru ca probele să fie reprezentative trebuie mai întâi să se stabilească foarte clar în ce constă o probă și care este zona de studiu. Este, de asemenea, important să știm că prelevarea se poate face la mai multe niveluri. Spre exemplu, la un prim nivel, un lac poate reprezenta o probă dintr-un complex care include mai multe lacuri, iar la al un al doilea nivel pentru a evalua mărimea populațiilor de pești dintr-un lac este nevoie să luăm probe de pești din acel lac (*Sutherland, W.J., 1996, Iordache, V., 2006*).

Pentru a avea o precizie și o reprezentativitate acceptabile este necesară prelevarea unui număr de probe (replicate). **Replicarea** unităților de probă are și rolul de a permite generalizarea precisă a rezultatelor la întreaga zonă evaluată (de exemplu, la întregul ecosistem), și mai ales de stabilire a intervalului de încredere al valorii medii estimate. Precizia valorii medii estimate pentru întreaga zonă de studiu va fi cu atât mai mare cu cât estimarea probelor individuale va fi mai precisă. Dar precizia generală nu va depinde doar de precizia individuală, ci și de mărimea variației dintre unitățile de probă individuale.

Precizia estimării depinde de rădăcina pătrată a numărului de replicate. Prin urmare, pentru a înjumătății lărgimea intervalului de încredere este necesar să se crească de patru ori numărul de replicate. Dar creșterea numărului de replicate antrenează creșterea costurilor cercetării.

Prelevarea randomică Să presupunem că vrem să numărăm copacii în 10 quadrate de câte un hectar dintr-o pădure a cărei suprafață este 50000 ha. Cum vom alege cele 10 replicate din 50000 posibile? Alegerea subiectivă a ceea ce ne pare că este tipic (reprezentativ pentru pădure) nu duce la rezultate bune. Nici alegerea la întâmplare (de exemplu, punctând cu un creion pe o hartă, legați la ochi sau privind în altă parte) nu satisface cerințele unei analize statistice.

Randomizarea presupune ca fiecare probă potențială să aibă o șansă egală să fie prelevată. Cea mai bună metodă pentru a asigura acest lucru este să se folosească un tabel de numere randomice (aleatoare). Într-un astfel de tabel, fiecare cifră are o șansă de apariție de 10% în fiecare loc din tabel, astfel încât nu există nici un fel de tipar (regularitate) în apariția numerelor.

Alegerea unităților de probă în cazul distribuției bidimensionale se face efectuând un caroiaj de tipul celui prezentat în figura următoare. După efectuarea caroiajului, se aleg perechi de numere aleatoare conform procedurii menționate anterior. Fiecare pereche de numere va defini un pătrat. În cazul în care pătratul se află în afara zonei de interes, se trece la următoarea pereche de numere. Pentru ca un pătrat să fie considerat bun este de ajuns ca cel puțin o parte din el să acopere zona de interes. O tehnică similară poate fi folosită atunci când unitățile de probă se bazează pe puncte și nu pe suprafețe (de exemplu, în studii în care se folosesc rețele de capcane sau transecte de puncte).

Metoda se poate extinde și la transectele de linii, conform figurii. Nu este necesară și randomizarea direcției transectelor. Se rețin acele puncte alese randomizat pentru care transectul de o lungime dată atinge cel puțin suprafața de interes.

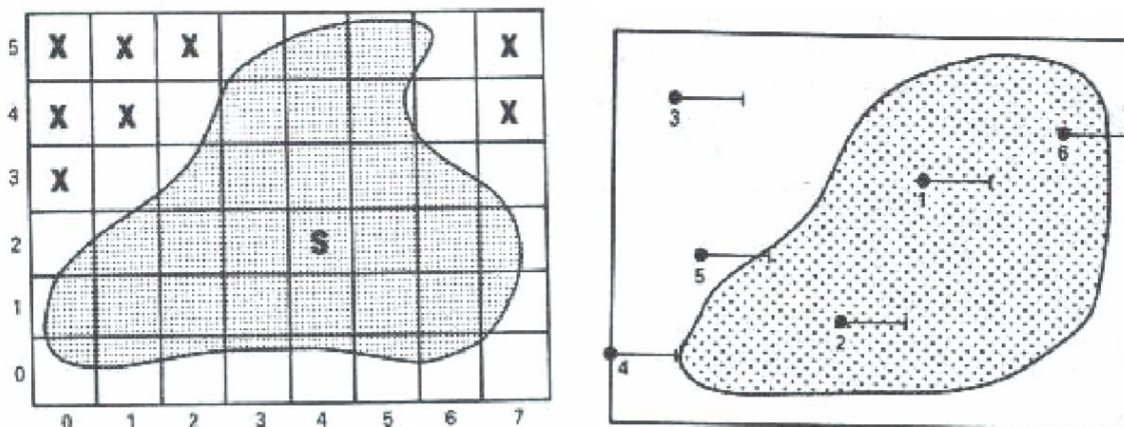


Fig. 7.4. Stânga: alegerea randomizată a cuadratelor într-o zonă de studiu. Pătratul marcat cu S este cel corespunzător perechii de numere aleatoare 4, 2.

Dreapta: Distribuirea randomizată a liniilor de transect se face pornind de la punctele de intersectare a unor coordonate rectangulare (nereprezentate în figură, dar similare cu cele din figura din stânga)

De remarcat că marginea din stânga a careului de coordonate trebuie să fie la o distanță de zona de studiu mai mare sau egală cu lungimea unui transect. Se va investiga doar partea din transect care intră în zona de studiu.

Prelevarea sistematică înseamnă să prelevăm la intervale regulate de timp și/sau de spațiu. Prelevarea sistematică este justificată atunci când ne interesează cartarea variației abundenței organismelor în zona de studiu și când, în același timp, ne interesează și abundența totală.

Din punct de vedere al corectitudinii estimării mărimii populației, ridică însă două probleme: pe de o parte, intervalul de regularitate ales se poate suprapune cu variații periodice, spațiale sau temporale, ale mărimii sau densității populației și, pe de altă parte, intervalul de încredere asociat mărimii estimate a populației nu mai este la fel de sigur din considerente statistice.

Problema zonelor inaccesibile. În cazul în care unele zone de interes sunt inaccesibile, ele trebuie pentru început excluse din organizarea spațială a programului de cercetare. După ce avem o estimare bună a mărimii populației pentru zonele accesibile putem însă trece la o evaluare mai puțin precisă a caracteristicilor populaționale și în zona inaccesibilă. Pentru aceasta putem folosi diferite forme de cunoaștere mai puțin precisă (observații nesistematice, indici de prezență a organismelor respective care pot fi decelați de la distanță etc). Acest mod de abordare a problemei se poate adopta și în situațiile în care costurile asociate prelevării într-o anumită parte a zonei de interes sunt deosebit de mari și vrem să le evităm.

Separarea zonelor de studiu în funcție de astfel de criterii este un exemplu de stratificare a zonei de studiu (prelevarea stratificată).

Deviații de la randomizare care nu pot fi evitate. Dacă pentru a preleva o probă perturbăm foarte mult ecosistemul în imediata apropiere a locului de unde luăm proba, atunci este evident că nu mai putem preleva strict randomic, deoarece am risca să prelevăm dintr-o zonă foarte perturbată. Un exemplu de astfel de situație este când prelevăm probe de sediment dintr-o zonă mlăștinoasă. Ca să ajungem la locul de prelevare deranjăm foarte mult pe drum structura sedimentului. Un alt exemplu de deviație de la randomizare este când proprietarul terenului ne interzice accesul pe el. De asemenea, când apelăm la voluntari ei ar putea să nu fie interesați să inspecteze zone unde estimează ca nu vor găsi organisme de care sunt pasionați. Iar dacă ne interesează prelevarea unor paraziți, de exemplu ai peștilor, iarăși, nu vom putea avea strict o prelevare randomică deoarece prezența paraziților este de presupus că afectează ușurința cu care putem prinde peștii respectivi, și practic proba extrasă de pești va avea o densitate de paraziți mai mare decât cea pe care o are populația de pești.

Mărimea probei și numărul de unități de probă. Mărimea probei poate fi dată de suprafață, volum, lungimea unui transect în linie, timpul dedicat numărării, numărul de capcane dintr-o rețea, numărul de puncte dintr-un transect de puncte. Dacă probele sunt definite în mod natural (de exemplu terenuri agricole într-un complex de ecosisteme), este acceptabilă o variație a mărimii probei. Dacă, însă, se poate controla mărimea probei atunci este preferabil ca toate probele să aibă aceeași mărime.

Dacă unitățile de probă sunt prea mici, atunci ele vor fi puternic afectate de efectul de margine. Efectul de margine are variate cauze (de exemplu, în cazul rețelelor de organisme era datorat imigrării organismelor situate în afara rețelei).

Pe de altă parte, dacă probele sunt prea mari analiza lor va necesita un volum de muncă foarte mari și nu vom putea preleva un număr suficient de probe care să ne permită precizia dorită. De la caz la caz, vom alege să prelevăm mai multe probe mici sau mai puține mari. Eventual putem opta pentru o prelevare în grupuri ("clusters").

Numărul de probe care trebuie prelevate depinde de precizia relativă procentuală dorită și de costurile de prelevare. Pentru calcularea lui este necesară cunoașterea sau estimarea preliminară a raportului dintre deviația standard a numărului de organisme pe unitate de probă și numărul mediu de organisme pe unitatea de probă. Acest raport, în general, variază între 0,5 și 1. Se poate utiliza o valoare în acest domeniu sau, dacă există resursele de timp și financiare necesare, se poate efectua un studiu preliminar pentru estimarea lui în cazul populației studiate.

Estimarea numărului necesar de probe în cazul unei prelevări randomice pentru a atinge o precizie relativă procentuală dorită se face astfel:

Q = precizia relativă procentuală dorită

N = număr mediu de organisme pe unitatea de probă

s = deviația standard a numărului de organisme pe unitatea de probă

m' = mărime probei necesară pentru a exista o șansă de 95% de obținere a unei precizii relative procentuale cu valoare egală sau mai mică decât Q .

Se calculează, mai întâi, o primă aproximare a lui m' , pe care o notăm m_0 .

$$m_0 = (200/Q)^2 \times (s/N)^2$$

Dacă $m_0 < 25$, $m' = m_0 + 2$; dacă $50 > m_0 > 25$, $m' = m_0 + 1$; dacă $m_0 > 50$, $m' = m_0$

Estimarea preciziei care poate fi atinsă pentru un cost fix:

C_t = costul total fixat

c = costul de prelevare a unei probe

Q' = precizia relativă procentuală care poate fi atinsă cu o probabilitate de 95% pentru un cost total fix.

$$Q' = (200s/N) \times \sqrt{(c / C_t)}$$

Prelevarea în grupuri. Să presupunem că numărăm ferigi în cadrate de 10 x 10m, într-o pădure lungă de 50 km și lată de 30 km. Datorită mărimii pădurii, ne ia mult timp să ajungem de la o localizare aleasă randomic la o alta. Dar, o dată ajunși acolo, numărăm ferigile din cadrat destul de repede. Se ridică întrebarea dacă nu ar fi mai eficient să luăm mai multe probe din același loc. De exemplu, să numărăm toate cadratele 10 x 10m dintr-o suprafață de 40 x 40 m. Acesta este un exemplu de prelevare în grupuri. Există instrumentele matematice care să ne permită să stabilim cât de mare să fie grupul (clusterul).

Prelevarea pe mai multe niveluri. Revenind la exemplul cu ferigile, putem să nu prelevăm toate cadratele de pe suprafața de 40 x 40 m (16 în total), ci doar trei dintre ele, alese randomic. Avem, așadar, două niveluri de randomizare, ambele relevante pentru activitatea din teren. Alteori, putem avea nevoie să prelevăm randomic subprobe în laborator, de exemplu când vrem să estimăm densitatea microorganismelor în probe de sol mari. Nu vom putea să facem culturi decât pornind de la subprobe, care reprezintă un nivel de prelevare diferit de cel din teren. Există instrumentele matematice pentru a alege cea mai eficientă variantă dintre prelevarea randomică simplă, în clustere sau pe mai multe niveluri.

Prelevarea stratificată. Am vazut, deja, că în anumite părți ale zonei de studiu este mai greu de ajuns și de prelevat. Mai general, zona de studiu poate fi împărțită în straturi, adică părți care sunt relativ omogene din punct de vedere ale caracteristicilor de prelevare, fie că este vorba de caracteristici ale parametrilor populației, fie de costuri ale prelevării (adesea ambele). Straturile pot fi localizate pe orizontală sau pe verticală (de exemplu, într-un lac adânc).

Fiecare dintre straturi poate fi tratat diferit din punct de vedere al prelevării. Putem alege straturile astfel încât să minimizăm variabilitatea densității organismelor în cadrul unui strat (ceea ce ne permite să luăm mai puține probe pentru a atinge a precizie dată) și, respectiv, să o maximizăm între straturi. Dacă numărul de straturi este prea mare, numărul de probe din fiecare strat, în cazul în care este limitat de costuri, va fi prea mic. Cel mai adesea, sunt suficiente 3-6 straturi.

Există instrumente matematice pentru a alocă optim efortul în prelevarea stratificată. Un exemplu este dat în figura 7.5:

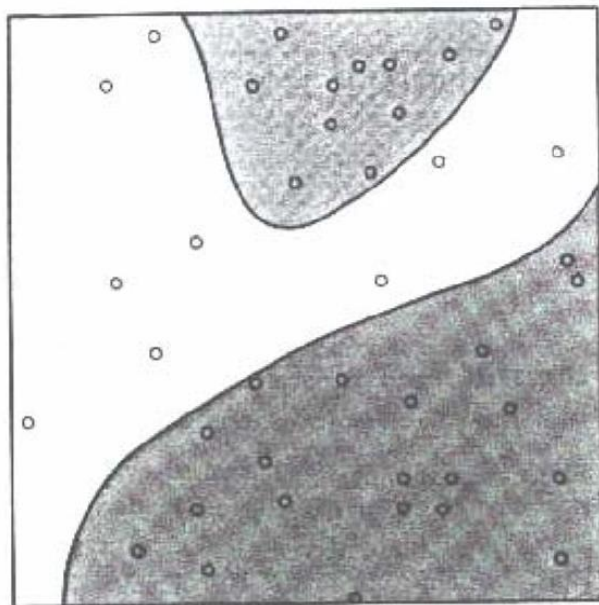


Fig. 7.5. Zona de studiu

Zona de studiu este divizată în straturi care diferă din punct de vedere al valorii medii a densității organismelor, iar probele se prelevează randomizat din fiecare strat.

Stratul cu densitate mai mare este, în acest caz, cel gri, corespunzând întâmplător la două suprafețe separate și el a fost prelevat mai intens.

Prelevarea pe transecte. Uneori, poate fi avantajos ca în loc de quadrate pătrate să folosim unele foarte alungite.

De exemplu, este mai ușor să numărăm ferigi din mers 2 m în stânga și în dreapta pe o lungime de 400m (1600m^2 în total) decât să le numărăm într-un pătrat cu latura de 40 m.

Când folosim astfel de transecte cel mai adesea traversăm zone care au caracteristici diferite ale populației organismelor respective, altfel spus traversăm straturi (a se vede prelevarea stratificată).

O situație interesantă apare atunci când zona noastră prezintă un gradient (de umiditate, altitudinal etc).

La amplasarea transectelor, este necesar să obținem și mai multe informații despre influența gradientului asupra distribuției organismelor, caz în care plasarea transectelor paralel cu liniile de gradient este de preferat.

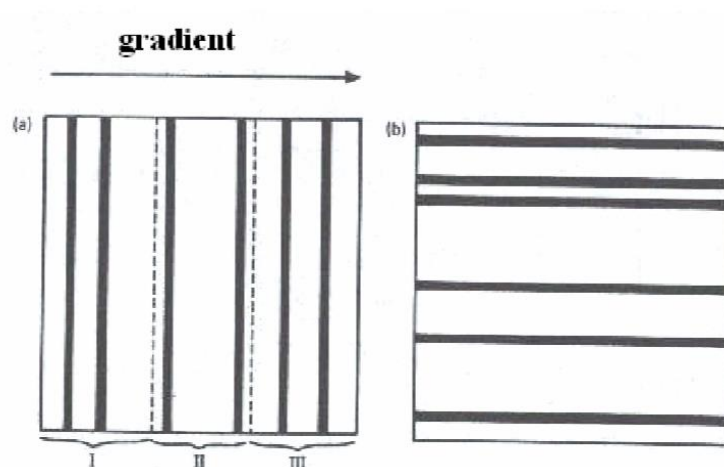


Fig. 7.6. Modalități alternative de plasare a transectelor pe un gradient ("cline") de densitate a organismelor. Stânga: poziții randomice în fiecare strat (I-III). Dreapta: poziții randomice paralele cu gradientul

Pentru a selecta metodele utilizate în cadrul unui proiect dat, vom urma o serie de etape:

- Primul pas este să stabilim care este obiectivul proiectului nostru. Ce ipoteze vrem să testăm? În funcție de obiective, ne vom da seama dacă este nevoie să numărăm toți indivizii dintr-o zonă (sau cel puțin să estimăm acelor număr) sau este suficient să avem un indice al aceluia număr. Prin indice se înțelege o măsurătoare care este proporțională cu numărul total de animale sau plante, cum ar fi numărul de ouă al unei specii de insecte luate pe frunzele unei plante sau numărul de excremente al unor iepuri într-o anumită zonă. Tot obiectivele pe care le avem vor influența și faptul dacă ne interesează să cunoaștem numărul de indivizi din diferite categorii (de vârstă, de dimensiune, de sex) sau este suficientă o evaluare globală a mărimii populației.
- Al doilea element care ne va influența în alegerea metodei este organismul pe care vom lucra. Trebuie să îl cunoaștem cât mai bine. În acest scop, putem să discutăm cu specialiști în grupul respectiv de organisme, putem consulta literatură și, nu în ultimul rând, este foarte bine dacă putem să facem una sau mai multe vizite preliminare în teren ca să îl vedem cu ochii noștri.
- În continuare trebuie să ne decidem dacă avem nevoie de un recensământ complet sau ne este suficientă o evaluare prin prelevarea unor probe și extrapolarea rezultatelor (cel mai adesea). În cazul în care optăm pentru o evaluare, detaliile statistice devin foarte importante în alegerea tehnicii celei mai bune.
- Dacă ne interesează un coeficient de variație mic, atunci numărul de probe pe care va trebui să le prelevăm va fi mai mare, și implicit și volumul de muncă. Pe de altă parte, deciziile manageriale care se bazează pe o cunoaștere relativ mai precisă a mărimii populației sunt mai sigure și mai utile, aducându-ne în mod potențial beneficii mai mari. De aici, rezultă că va trebui să găsim un echilibru între nevoia de a avea o precizie cât mai mare și nevoia de a cheltui cât mai puține resurse pentru evaluarea mărimii populației.

- În ceea ce privește exactitatea metodei alese, nu întotdeauna avem nevoie de o estimare exactă. De exemplu atunci când vrem să comparăm aceeași populație la două momente de timp diferite, sau populații diferite la același moment de timp, ne poate fi suficientă și o estimare deplasată, dacă deplasare este în aceeași direcție. Alteori, este posibil pur și simplu să nu avem la dispoziție o metodă exactă, și să fim obligați să folosim o metodă inexactă, care practic ne furnizează doar un indice. În cazul în care nu avem resurse suficiente pentru a atinge gradul de precizie și/sau exactitate de care avem nevoie, nu avem decât două soluții: fie facem rost de mai multe resurse, fie abandonăm cercetarea. În nici un caz nu investim puținele resurse pe care le avem irosindu-le practic pentru obținerea unor date care nu sunt utile ca să ne atingem obiectivele proiectului. Acesta este un lucru care adesea se uită, tentația fiind să derulăm proiectul oricum, să ne cramponăm de ideea, ipoteza inițială, în loc să ne reorientăm către un proiect mai puțin ambițios, dar mai bine fundamentat științific.

Este recomandabil ca proiectul să fie structurat în așa fel încât să poată avea loc o reducere de buget fără afectarea calității științifice a proiectului. De exemplu, se pot diferenția mai multe obiective care să poată fi abordate și distinct, nu doar împreună, și care să fie subsumate problemei mai generale pe care vrem să o rezolvăm. În cazul în care finanțatorul nu poate acorda tot bugetul solicitat, îi propunem să atingem mai puțin obiective decât cele menționate în proiectul inițial. Această etapă a derulării proiectului se numește faza de negociere și este la fel de importantă ca și celelalte pentru succesul proiectului.

Ecologii au dezvoltat metode de evaluare a mărimii populațiilor lucrând pe grupuri specifice de organisme. Totuși, atunci când cineva învață aceste metode este preferabil să aibă mai întâi o imagine de ansamblu asupra metodelor. Această imagine de ansamblu nu îi dă posibilitatea să se descurce într-o situație concretă, dar îi ușurează înțelegerea metodelor aplicabile în situații concrete.

Principalele clase de metode, în sensul că cele mai multe metode se încadrează aici, sunt numărarea și estimarea directă, pe de o parte și tehnicile cu marcarea și recapturare, pe de altă parte. Când este vorba să alegem ce metodă vom folosi trebuie în primul rând să ne raportăm la problema pe care o avem de rezolvat, apoi la tipul de organism și nu în ultimul rând la precizia și exactitatea dorite.

Ideea este de a alege acea metodă și acel mod de aplicare a ei care au costuri minime, dar totuși permit rezolvarea problemei (Krebs, J.C., 1999).