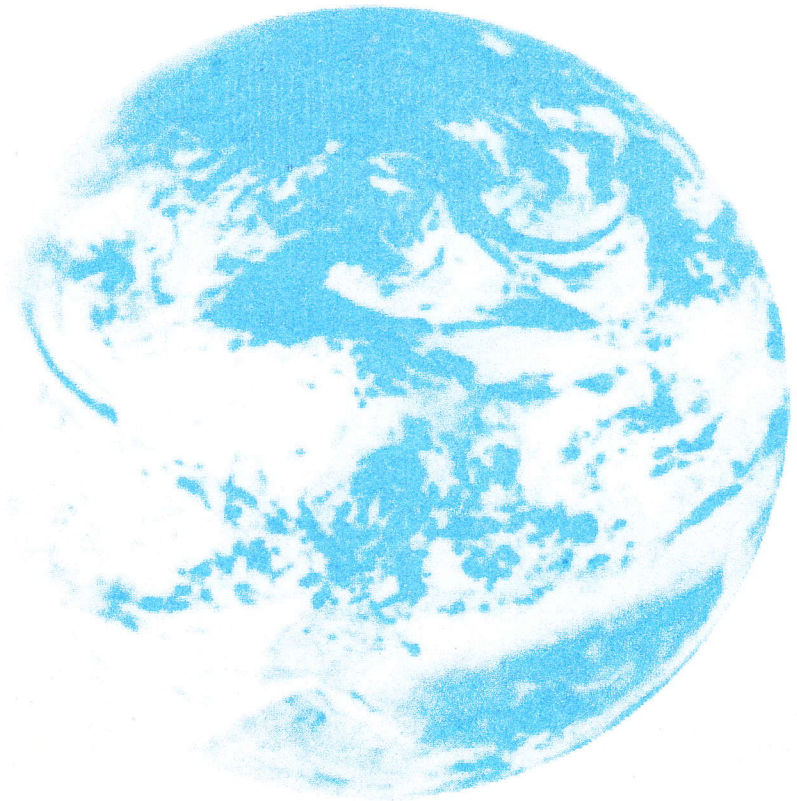


Dan Cogălniceanu

Managementul capitalului natural



Ecologie sistemică

ARS DOCENDI

UNIVERSITATEA BUCUREȘTI

Dan Coșălniceanu

MANAGEMENTUL CAPITALULUI NATURAL

1999

*Lucrarea a fost tipărită cu un suport financiar din grantul 117 CNFIS,
parte a Programului de Reformă finanțat de Banca Mondială*

Editura ARS DOCENDI
Șos. Panduri 90, București
Tel./fax: ++401-410 25 75
e-mail: cpti@fx.ro

**Descrierea CIP a Bibliotecii Naționale
COGĂLNICEANU, DAN**

Managementul capitalului natural/ Cogălniceanu, Dan –
București: Ars Docendi, 1999
200 p; 26,7 cm.
Bibliogr.
ISBN 973-99407-8-1

65:504

© 1999, Editura ARS DOCENDI

CUPRINS

1. Biodiversitate și globalizare	1
1.1 Situația actuală	1
1.2 Globalizarea SSEU	4
1.3 Principalii factori destabilizatori ai SSEU	6
1.4 Biodiversitatea – concept de actualitate	14
1.5 Clasificarea elementelor componente ale biodiversității	16
2. Diversitatea specifică	18
2.1 Dinamica procesului de identificare și descriere de noi specii	18
2.2 Distribuția diversității specifice în mediul marin și în cel terestru	19
2.3 Specia ca taxon și ca sistem biologic	22
2.4 Speciația	25
3. Diversitatea specifică - dinamica în timp și spațiu	32
3.1 Extincția	32
3.2 Dinamica temporală	36
3.3 Dinamica spațială	38
4. Diversitatea genetică	46
4.1 Importanța diversității genetice	46
4.2 Identificarea unităților operaționale	48
4.3 Diversitatea genetică intraspecifică	48
4.4 Mecanismele de diminuare a diversității genetice	49
4.5 Diversitatea genetică la nivel populațional	54
4.6 Metode de cuantificare și studiu în analiza diversității genetice	55
5. Diversitatea ecosistemică (ecodiversitatea)	57
5.1 Sisteme de clasificare a sistemelor ecologice	57
5.2 Aspecte funcționale ale diversității specifice	59
5.3 Sisteme de clasificare a diversității ecosistemice	61
5.4 Caracteristicile unor categorii de ecosisteme	66
5.5 Ecoregiunile României	69
6. Diversitatea antropică	73
7. Funcțiile capitalului natural și căile de evaluare	80
7.1 Introducere	80
7.2 Capitalul natural ca generator de bunuri și servicii	81
7.3 Valoarea economică a capitalului natural	87
7.4 Metode de estimare a valorii economice a capitalului natural	89

8. Căile de deteriorare a capitalului natural	95
8.1 Transformarea ecosistemelor terestre	96
8.2 Alterarea circuitelor biogeochimice	97
8.3 Amploarea impactului antropic	101
9. Fragmentarea habitatelor naturale	105
9.1 Cauze	105
9.2 Fragmentare și eterogenitate	105
9.3 Consecințele fragmentării	109
9.4 Combaterea efectelor fragmentării	113
9.5 Conectivitatea	115
10. Introducerea de noi specii	122
10.1 Introducere	122
10.2 Căi de introducere	124
10.3 Efectele pătrunderii unei noi specii	126
10.4 Influența modificărilor climatice globale asupra invaziilor	127
10.5 Atitudini și căi de remediere	128
10.6 Consecințe	129
11. Poluarea genetică	130
11.1 Geneza diversității genetice a speciilor domesticite	130
11.2 Principalele categorii de OMG	132
11.3 Pericole potențiale asociate eliminării OMG în mediu	134
11.4 Evaluarea impactului eliberării în mediu a OMG	137
12. Biodiversitatea asociată Oceanului Planetar	139
12.1 Caracteristici generale	139
12.2 Diversitatea filetică și ecosistemică	139
12.3 Bunuri și servicii furnizate	140
12.4 Presiunea antropică	141
12.5 Evoluția percepției umane asupra Oceanului Planetar	144
12.6 Caracteristicile sistemelor ecologice marine	144
13. Studiu de caz - Marea Neagră	147
13.1 Caracterizare generală	148
13.2 Eutrofizarea	151
13.3 Introducerea de specii noi	155
13.4 Suprapescuitul	156
13.5 Poluarea chimică	157
13.6 Managementul sistemelor marine	159
13.7 Inițiative regionale pentru conservarea Mării Negre	161
14. Strategii de conservare a biodiversității	163
14.1 Aspecte politice ale conservării biodiversității	163

14.2	Aspecte tehnice legate de conservarea biodiversității	167
14.3	Principalele metode de conservare	173
15.	Priorități în conservarea capitalului natural	180
15.1	Principii în identificarea priorităților	181
15.2	Criterii utilizate pentru stabilirea priorităților în conservare	183
15.3	Tehnici în stabilirea priorităților în conservare	187
16.	Stadiul actual al managementului capitalului natural	189
16.1	Elaborarea planului național pentru managementul biodiversității	190
16.2	Etapele realizării unui program național de evaluare, conservare și utilizare durabilă a biodiversității	192
16.3	Programe internaționale care studiază componentele capitalului natural	198
17.	Anexă - Principiul analizei GAP (Cristina Maria Cotroceanu)	203
17.1	Obiectivele analizei GAP	204
17.2	Etapele analizei GAP	205
17.3	Clasificarea și cartarea vegetației	207
17.4	Predicția distribuției animalelor și a bogăției specifice	208
17.5	Proprietatea și statutul managerial al terenului	209
17.6	Identificarea priorităților pentru managementul și conservarea biodiversității	210
17.7	Rezultatele analizei GAP	211
17.8	Limitele analizei GAP	212
BIBLIOGRAFIE		215

1.1 SITUAȚIA ACTUALĂ

Sistemele ecologice naturale sunt în prezent supuse unei presiuni tot mai mare din partea Sistemului Socio-Economic Uman (SSEU). Acesta s-a dezvoltat deosebit de rapid odată cu începutul revoluției industriale din a doua jumătate a secolului al XVIII-lea și cunoaște în prezent o creștere fără precedent.

SISTEMUL SOCIO-ECONOMIC UMAN

Definiție: Sistemul socio-economic uman (SSEU) este sistemul ecologic dominat de omul modern, situat în ierarhia sistemelor ecologice la nivelul complexelor de interacțiune și coordonare.

Structură: Este alcătuit din diferite componente, reprezentate de sisteme ecologice modificate, distribuite înelar la nivelul societății. Între componentele SSEU există conexiuni puternice, mai intense decât cele cu ecosistemele naturale, ceea ce îi conferă integritate și funcționalitate. Principalele componente structurale ale SSEU sunt:

1. BIODIVERSITATE ȘI GLOBALIZARE

Managementul Capitalului Natural urmărește identificarea, descrierea și cuantificarea elementelor sale componente, stabilirea cauzelor ce determină distrugerea biodiversității și a soluțiilor pentru menținerea ei, precum și strategiile pentru stimularea dezvoltării acestora, necesare pentru a asigura dezvoltarea durabilă a sistemului socio-economic uman.

☞ **Capitalul Natural** al unei unități politico-administrative sau regiuni geografice este constituit din rețeaua sistemelor ecologice care funcționează în regim natural și seminatural și din rețeaua sistemelor antropizate rezultate din transformarea și simplificarea primelor categorii. Componentele ierarhice ale Capitalului Natural sunt diversitatea genetică, diversitatea specifică și diversitatea ecosistemică (Vădineanu, 1998).

☞ **Biodiversitatea** include componentele Capitalului Natural la care se adaugă diversitatea antropică (etnoculturală).

Conceptul de *diversitate* se referă la varietatea componentelor unui sistem, fiind o măsură a eterogenității acestuia. *Diversitatea biologică* sau *biodiversitatea* se referă la elementele componente ale ecosferei care fac parte din ierarhia sistemelor biologice și ecologice. Biodiversitatea are o structură ierarhică și este în cea mai mare parte rezultatul *proceselor evolutive*, care au generat întreaga varietate a sistemelor biologice și ecologice, permițând existența vieții sub o multitudine de forme. Intervenția umană din ultimele milenii a contribuit, într-o mai mică măsură la sporirea biodiversității prin selecție artificială și într-o mai mare măsură la scăderea acesteia prin modificarea și alterarea sistemelor ecologice. Recentele progrese ale ingineriei genetice au permis producerea de organisme noi, creînd premisele genezei unei diversități genetice și specifice artificiale. Antonimul conceptului de biodiversitate este cel de *globalizare*, de *uniformizare*.

1.1 SITUAȚIA ACTUALĂ

Sistemele ecologice naturale sunt în prezent supuse unei presiuni tot mai mari din partea Sistemului Socio-Economic Uman (SSEU). Acesta s-a dezvoltat deosebit de rapid odată cu începutul revoluției industriale din a doua jumătate a secolului al XVIII-lea și cunoaște în prezent o creștere fără precedent.

SISTEMUL SOCIO-ECONOMIC UMAN

Definiție: Sistemul socio-economic uman (SSEU) este sistemul ecologic dominat de specia umană, situat în ierarhia sistemelor ecologice între nivelul complexelor de ecosisteme și ecosferă.

Structură: Este alcătuit din diferite componente, reprezentate de sisteme ecologice modificate, distribuite insular la nivelul ecosferei. Între componentele SSEU există conexiuni puternice, mai intense decât cele cu ecosistemele naturale, ceea ce îi conferă integralitate și funcționalitate. Principalele componente structurale ale SSEU sunt:

- **Ecosisteme de tip urban-industrial** - Sunt structurate exclusiv pentru satisfacerea nevoilor speciei umane, strict dependente de energia auxiliară (combustibili fosili, energie eoliană, hidro și nucleară) pe care o absorb din celelalte sisteme componente ale SSEU și din ecosistemele naturale. Aceste sisteme ecologice nu au capacitatea de a capta direct energia radiantă solară, întrucât ponderea producătorilor primari este foarte scăzută iar energia înmagazinată în producția primară este nesemnificativă în raport cu consumul de energie.

- **Ecosisteme de tip rural-agroindustrial** - Categorie extrem de eterogenă de sisteme ecologice, intermediară între ecosistemele de tip urban și ecosistemele naturale. Acestea au un flux propriu de energie bazat pe energia radiantă solară preluată de producătorii primari (între 25-50%), dar necesită un flux auxiliar de energie (50-75%) ce provine din: agroecosisteme, bazine piscicole, ferme zootehnice, ecosisteme naturale și energie auxiliară.

- **Agroecosisteme** - Ecosisteme transformate prin simplificare excesivă în subsisteme subordonate strict intereselor speciei umane. Exploatarea agroecosistemelor este cu atât mai eficientă cu cât acestea au o structură mai simplificată. Acestea preiau energia radiantă solară cu eficiență mare datorită absenței competiției între producătorii primari. Blocarea scurgerilor de energie pe alte canale (alte plante, insecte fitofage și animale) se face cu consum de energie auxiliară (combustibili fosili, energia mecanică a animalelor, substanțe chimice de sinteză).

Evoluția SSEU: SSEU este un sistem dinamic, în permanentă schimbare. Evoluția sa este similară cu succesiunea ecologică a ecosistemelor naturale și se numește dezvoltare economico-socială. Aceleași tendințe exprimate de ecosistemele naturale în cursul succesiunii ecologice se manifestă și în cursul dezvoltării economico-sociale: maximalizarea fluxului de energie și sporirea eficienței de utilizare. Forța motrice a dezvoltării SSEU este creșterea exponențială a populației, practic în absența controlului demografic, în condițiile în care însă omul îl realizează asupra altor specii.

Caracteristicile dezvoltării SSEU:

- Extindere permanentă în spațiu a componentelor sale insulare, în sensul identificării cu ecosfera. Extinderea în spațiu se realizează prin transformarea și simplificarea ecosistemelor naturale, ceea ce duce la dispariția unor categorii de ecosisteme și la intensificarea ratei de extincție a speciilor.
- Multiplicarea conexiunilor interne și a celor cu ecosistemele naturale și modificate pentru absorbția sporită și diversificată a materiilor prime și a energiei precum și pentru disiparea energiei calorice și a produșilor secundari în afara SSEU (poluare).
- Intensificarea ratelor de schimb la nivelul acestor conexiuni.
- Transformarea genofondului speciilor vegetale, animale și microbiene prin inginerie genetică (poluare genetică).

Dezvoltarea SSEU s-a realizat pe baza unor *premise eronate* ce au condiționat și în bună măsură continuă să condiționeze mecanismele de dezvoltare și anume:

- Resursele naturale sunt nelimitate.
- Capacitatea de absorbție a deșeurilor rezultate în urma activităților umane de către ecosistemele naturale și modificate este nelimitată.
- Neînțelegerea importanței biodiversității și a legilor ce guvernează funcționarea ecosistemelor, ceea ce a dus la clasificarea organismelor vii în folositoare și dăunătoare. Includerea unei specii în categoria celor folositoare este determinat strict de utilitatea sa pentru specia umană, de

cele mai multe ori directă și cuantificabilă, ignorând complexitatea relațiilor de la nivelul biocenozei.

- Ignorarea efectelor exploziei demografice a speciei umane.

Economiștii țărilor socialiste, bazându-se pe teoria marxistă, considerau că au șansa istorică de a utiliza resursele naturale (capitalul natural) ca pe un cadou gratuit. Conform doctrinei marxiste, natura nu are valoare, ea creează doar baza pentru producția socială. Natura este considerată doar un rezervor de resurse care pot fi exploatate pentru producție, ceea ce reprezintă un concept pur utilitar asupra capitalului natural (Sejak, 1994). Această doctrină eronată a determinat exploatarea intensivă și extensivă a resurselor naturale, a generat o producție ineficientă și a condus la degradarea avansată a capitalului natural în fostele țări socialiste.

Economiștii neoclasici, începând cu sfârșitul secolului XIX, considerau capitalul natural ca pe orice resursă, disponibilă în cantitate finită, fără să-l considere un bun public. Justificarea pentru această abordare se baza pe ideea că utilizarea resurselor naturale nu ridică nici o problemă, deoarece odată cu epuizarea ei prețul va crește, ceea ce va stimula căutarea unui substitut mai ieftin. Aceasta a generat dezastre ecologice ample. Astfel, o serie de specii de balene au fost vâdate până la extincția lor economică, când numărul extrem de redus al supraviețuitorilor răspândiți în întregul ocean planetar a făcut imposibilă continuarea unui pescuit rentabil. Abia atunci s-a renunțat la pescuitul acestor specii, iar navele de pescuit au fost casate sau modificate.

Gravele probleme ridicate de *degradarea mediului* din anii 1950-1960, precum și crizele petrolului din anii 1970, au dus la revizuirea concepției simpliste a economiei neoclasice asupra naturii. Astfel, capitalul natural a fost recunoscut ca una din componentele de bază ale resurselor unei țări. În viziunea contemporană a economiei mediului sunt identificate patru funcții principale ale capitalului natural (Pearce, 1976):

- funcția de sistem suport al vieții;
- furnizarea de resurse naturale utilizate pentru generarea de bunuri cu valoare economică;
- absorbția tuturor reziduurilor activităților economice;
- furnizarea de "bunuri naturale" (peisajul, diversitatea ecosistemelor etc.) și servicii.

Situația actuală poate fi caracterizată prin câteva particularități:

- (a) creșterea exponențială a populației umane precum și migrații masive de populație: de la sat la oraș, de la o țară la altă și dintr-un continent la altul.
- (b) liberalizarea comerțului prin eliminarea barierei vamale protecționiste, în paralel cu o creștere a instabilității financiare în diferite regiuni ale globului.
- (c) globalizarea problemelor de mediu, creșterea diversității și complexității acestora (subțierea stratului de ozon, efectul de seră, poluarea transfrontieră etc.).
- (d) computerizarea și automatizarea accelerată în regiunile industrializate.
- (e) dezvoltarea fără precedent a comunicațiilor, însoțită de explozia informațională.

Toate aceste evoluții duc la interdependența piețelor și a capitalului, la

omogenizarea informațiilor, atât în ceea ce privește sursa, cât și conținutul acestora, în condițiile în care majoritatea deciziilor politice cu implicații economice și sociale se iau la nivel național. Astfel, SSEU este confruntat cu probleme la scară globală cărora le oferă în prezent doar soluții la nivel local sau cel mult regional. Conceptul de dezvoltare durabilă rămâne singura alternativă viabilă, aplicarea lui oferind soluții pentru majoritatea problemelor cu care se confruntă în prezent SSEU.

1.2 GLOBALIZAREA SSEU

Globalizarea impactului antropic asupra mediului face ca tot mai frecvent procese și modificări locale să fie determinate de acțiuni situate la distanță în timp și spațiu. Globalizarea poate produce modificări diferite în funcție de nivelul de dezvoltare economică și de situația geopolitică a statelor. Astfel, *țările în curs de dezvoltare* sunt obligate să sporească presiunea asupra resurselor deja grav deteriorate, pentru a depăși situația economică precară, datoriile imense și creșterea continuă a populației. Una din "soluțiile" propuse este importul de deșeuri sau activități industriale poluante. În același timp, *țările dezvoltate* economic reduc rata de exploatare a resurselor naturale proprii ceea ce permite adoptarea unor programe ample de conservare și se reorientează spre exploatarea resurselor naturale ale țărilor slab industrializate.

În prezent, tendința procesului de globalizare este percepută diferentiat de către specialiștii din domenii diferite (di Castri, 1996):

- *economiștii* - se referă la finanțele internaționale, la instabilitatea economică a unor regiuni și la absența unor mecanisme eficiente de răspuns în cazurile de criză, care devin din ce în ce mai frecvente;
- *sociologii* - sunt alarmați de aspirațiile pentru un mod de viață occidental al majorității oamenilor, imposibil și periculos de atins în momentul și condițiile actuale, de aspectul monoton, similar al suburbiilor din întreaga lume, precum și de fenomenele de violență și marginalizare ale unor întregi categorii sociale sau etnice;
- *informaticienii și cei din domeniul comunicațiilor* - se rezumă la dezvoltarea noilor canale informaționale care depășesc granițele naționale, precum și la problemele care apar datorită conectării unor grupuri umane, practic izolate până acum;
- *politicienii* - consideră globalizarea ca responsabilă pentru frecvențele războaie regionale și migrațiile masive, pentru proliferarea amenințării nucleare, precum și pentru posibilele catastrofe ecologice;
- *biologii* - sunt alarmați de creșterea ratei de extincție a speciilor, de distrugerea fără precedent a unor categorii de ecosisteme și de extinderea explozivă a arealului unor specii exotice, inclusiv a organismelor patogene și avertizează asupra riscului manipulărilor genetice;
- *agronomii* - remarcă modificările masive în utilizarea terenului, alterarea solului și a peisajului;
- *meteorologii* - avertizează asupra modificărilor climatice globale cauzate de activitățile umane, cu consecințe greu de prevăzut dar, fără nici un dubiu, grave pentru evoluția ecosferei;

- *medicii* - semnalează frecvența în creștere a bolilor degenerative și a patologiei comportamentale, agresivitatea și virulența sporită a patogenilor.

Mult timp ecologia a fost percepută ca o știință a negației, din cauza opoziției sale, justificată de multe ori, față de agresiunile asupra capitalului natural, fără însă a oferi alternative viabile pentru dezvoltarea societății. Trebuie acceptată necesitatea dezvoltării economice a societății umane, în condiții în care să se poată ajunge la o stare de echilibru și să se evite astfel un mare dezastru. Soluția propusă, **dezvoltarea durabilă**, pare să ofere o ieșire din impas.



Dezvoltarea durabilă se dorește a fi soluția pentru rezolvarea gravei crize în care se află în prezent societatea umană. Ea preconizează o astfel de utilizare a resurselor disponibile încât acestea să fie accesibile și urmașilor, respectiv să nu afecteze șansele de dezvoltare ale generațiilor următoare. Actuala tendință spre globalizare, care duce la anularea deosebirilor existente, generează și este în totală contradicție cu fragmentarea societății umane, cu accentuarea și exacerbarea caracterului specific al unor grupuri de indivizi, ceea ce duce la xenofobie (Tabelul 1.1).

TERMODINAMICA ȘI DURABILITATEA PRODUCȚIEI DE HRANĂ

Devine evident că în pragul mileniului trei se conturează o criză alimentară de proporții. Cum ar putea fi privită aceasta în contextul suprapunerii conceptelor dezvoltate de două discipline foarte distanțate: termodinamica și economia ecologică? Care este numitorul comun al conceptelor elaborate de aceste discipline?

Intreaga materie și energie din univers se supune legilor termodinamicii. Din punctul de vedere al sistemelor antropizate, cele două forme esențiale ale potențialului termodinamic sunt *energia* (de exemplu combustibili fosili) și *ordinea* (de exemplu apă potabilă, strat gros de sol). *Entropia* poate fi astfel definită ca o măsură a inaccesibilității energiei. Entropia petrolului crește odată cu arderea sa, iar entropia pânzei freactice crește odată cu scăderea nivelului acesteia, deoarece este nevoie de mai multă energie pentru a o pompa la suprafață. Entropia este definită ca o măsură a gradului de dezordine a unui sistem. Astfel, apa poluată are o entropie mai mare decât cea nepoluată, iar entropia solului crește odată cu erodarea acestuia sau cu procesele de sărăturare (Peet, 1992).

Sistemele durabile sunt *circulare*, astfel că ieșirile devin intrări. Agricultură modernă duce la sporirea entropiei atât la nivelul resurselor naturale - intrări (energie, sol și apă) cât și al ieșirilor (apă și sol). Din această cauză, agricultura modernă nu este circulară și deci nu poate fi durabilă.

Agricultura modernă, ca oricare din componentele sistemului socio-economic uman, necesită un flux masiv, continuu de energie bazată preponderent pe utilizarea combustibililor fosili. Se prognozează că cererea mondială de petrol va crește de la aproximativ 68 de milioane de barili/zi în prezent la 76 milioane barili/zi în anul 2000 și la 94 milioane barili/zi în anul 2010. Ce se va întâmpla când cererea de petrol va depăși producția maximă posibilă? Pentru a putea înțelege cauzele și consecințele reducerii producției de petrol trebuie să trecem de la "costul în dolari" al barilului la

“costul energetic”. Pe măsură ce petrolul devine din ce în ce mai greu accesibil, procesul de extracție necesită tot mai multă energie. Cu alte cuvinte, costul energetic sporit al energiei este datorat creșterii entropiei la nivelul biosferei. Toate metodele alternative de producere a energiei se bazează pe intrări de energie produsă de combustibili fosili și sunt supuse aceleiași creșteri a entropiei. *Nu există* o soluție pe termen scurt și mediu la problema energiei, iar dacă se mențin ratele actuale de creștere, o criză mondială energetică și de hrană este practic inevitabilă. Când nu se va mai putea subvenționa agricultura modernă cu intrări masive de energie obținută din combustibilii fosili (combustibil pentru mașini agricole, transport, pesticide, îngrășăminte etc.) producțiile vor scădea masiv.

Factorul limitant al dezvoltării sistemului socio-economic uman este *energia*. Nu există înlocuitor al acesteia. Cu toate acestea, economia consideră energia ca orice altă resursă. Energia este însă precondiția pentru toate celelalte resurse, iar petrolul este cea mai importantă formă de energie. Estimările actuale indică clar că, dacă se mențin actualele tendințe de creștere economică, în următoarele decenii va începe declinul producției de petrol, cu toate consecințele economice și sociale prognozate.

1.3 PRINCIPALII FACTORI DESTABILIZATORI AI SSEU

a. EXPLOZIA DEMOGRAFICĂ

Se estimează că la puțin timp după sfârșitul ultimei perioade glaciare, acum aproximativ 12.000 de ani, populația umană a planetei a depășit pentru prima dată 5 milioane de locuitori. În anul 1650, populația globului a atins aproximativ 500 de milioane de locuitori. Această creștere de aproape 100 de ori s-a realizat pe baza dublării populației în medie o dată la 1650 de ani. După anul 1650 creșterea demografică s-a accelerat. Acest proces a fost favorizat de emigrarea excedentului populațional din anumite regiuni, în special din Europa, și de progresul tehnic și medical ce a însoțit *Revoluția Industrială*. Doar în ultimii 40 de ani populația umană s-a dublat, realizându-se o accelerare de mai mult de 40 de ori față de rata de creștere a populației anterioară anului 1650 (Cohen, 1997). Deja populația globului a depășit 6 miliarde de locuitori. În Figura 1.1 se prezintă evoluția estimată a populației umane pe continente.

În timp ce creșterea demografică a populației este de tip exponențial, accesibilitatea resurselor urmează o creștere lineară și este finită în timp, fapt enunțat acum aproape 200 de ani de economistul englez Thomas Malthus. Primele semnale de avertizare asupra pericolului reprezentat de creșterea demografică au provenit de la Clubul de la Roma și au fost repetate de Dr. Norman Borlaug, inițiatorul *Revoluției Verzii*. În discursul său la decernarea Premiului Nobel la Stockholm, s-a adresat conducătorilor lumii insistând că mai au doar 30 de ani pentru a dezamorsa “bomba demografică”.

TABELUL 1.1 - Caracteristicile procesului de globalizare (modificat după di Castri, 1996).

CAUZE	PROPRIETĂȚI EMERGENTE	EFECTE
<p><i>Schimburi sporite</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • capital și bunuri • populație • biotă, inclusiv patogeni • informație 	<p><i>Sisteme complexe</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • comportament nelinear • discontinuități • bifurcări • praguri 	<p><i>Turbulențe</i></p> <p><i>Evenimente extreme</i></p> <p><i>Degradarea zonelor de graniță (nu doar administrative)</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • apariția de zone de ecoton, sub tensiune
<p><i>Omogenizare</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • biologică • culturală • industrială • alimentară • mod de viață urban 	<p><i>Crește caracterul imprevizibil</i></p> <p><i>Conflicte și incompatibilități sporite</i></p>	<p><i>Mobilitate sporită a locurilor de muncă</i></p> <p><i>Frontiere mai permeabile</i></p> <p><i>Fragilitate economică sporită</i></p>
<p><i>Interacțiuni sporite</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • competitivitate • repercusiuni transnaționale ale măsurilor economice și politice 		
<p><i>Modificarea scării de spațiu și timp</i></p>		



CONSECINȚE
<p><i>Impărțirea în "îvingători și învinși"</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • accentuarea diferențelor dintre țările sărace și cele bogate • segregare și excludere • creșterea ratei migrațiilor
<p><i>Fragmentare mondială, regională și națională</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • creșterea numărului de războaie locale și a celor civile • sporirea ratei șomajului • marginalizarea unor segmente de populație
<p><i>Schimbări la nivelul guvernelor și a puterii politice</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • declinul conceptului de națiune-stat și a rolului său în producție • descentralizarea transnațională a centrelor industriale și economice
<p><i>Incapacitatea instituțiilor de a se adapta schimbărilor</i></p>
<p><i>Redescoperirea identității culturale și etnice, mergând de la regionalism la fundamentalism și la respingerea altor culturi</i></p>

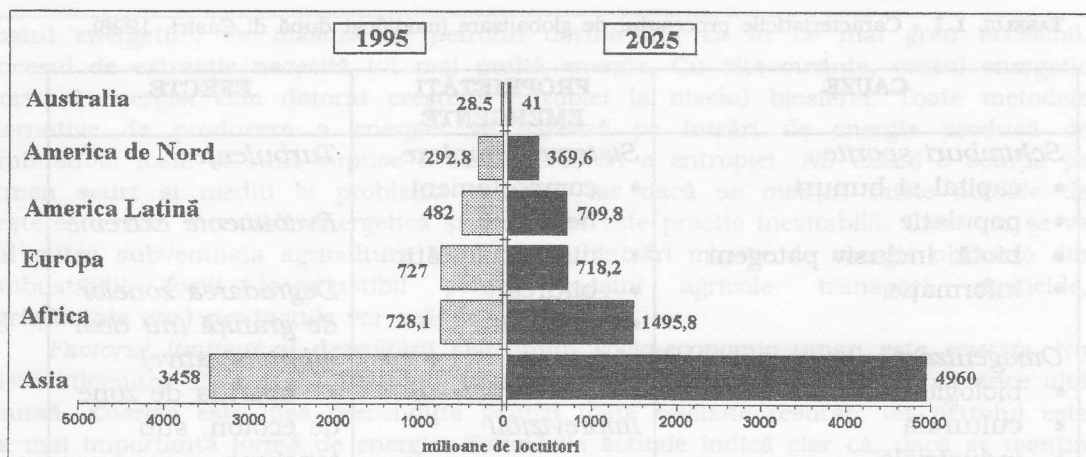


FIGURA 1.1 - Populația umană în 1995 și evoluția ei în 2025 pe continent (după United Nations Population Division, 1995).

Actuala rată de dublare a populației globului, de 41 ani, nu ilustrează întreaga complexitate a problemei, deoarece ratele diferă radical între țările dezvoltate și cele subdezvoltate. Astfel, în unele țări subdezvoltate valoarea ratei de dublare este de sub 20 de ani (Tabelul 1.2).

Proгноza creșterii populației pe perioada 1995-2025 indică o diminuare a ratei de dublare a acesteia la 56 de ani pe plan mondial, rămânând totuși deosebit de ridicată în țările subdezvoltate. Pe lângă creșterea populației se manifestă și un proces accelerat de *urbanizare*. Astfel, dacă în 1990 erau 270 de orașe cu o populație de peste un milion de locuitori se estimează că în 2015 numărul acestora va crește la 516.

Creșterea populației trebuie analizată însă comparativ și cu diferenții indicatori ai creșterii economice și ai nivelului de trai. În paralel cu creșterea demografică au crescut necesitățile umane care s-au diversificat, depășind nivelul celor de ordinul I (necesități primare – fiziologice și materiale), fiind reprezentate de necesitățile de ordinul II, măsurate în prezent prin standardul de viață.

Creșterea exponențială a populației la nivel global duce la *reducerea drastică a resurselor* disponibile pe cap de locuitor. Deoarece suprafața arabilă totală rămâne practic neschimbată, zonele ocupate de dezvoltarea urbană fiind compensate în special de defrișări, suprafețele disponibile raportate la numărul de locuitori scad în medie, în prezent, cu 1,7% pe an. Aceasta înseamnă că suprafața cerealică, ce era de aproximativ 0,13 ha/locuitor la începutul deceniului, s-a redus cu o șesime. De asemenea, în pofida creșterii estimate a suprafețelor agricole irigate de 1% pe an, la sfârșitul deceniului, suprafața irigată pe locuitor se va reduce cu aproape o zecime. Disponibilul de apă pentru irigații va scădea însă atât din cauza scăderii rezervelor subterane, utilizate nerațional, cât și creșterii cerințelor de apă ale zonelor urbane în continuă dezvoltare. Suprafața împădurită s-a redus prin defrișarea accelerată a pădurilor din cauza creșterii populației, astfel încât se prognozează declinul ei cu cel puțin o cincime în această decadă. Suprafețele de pășune se vor

reduce cu o cincime în acest deceniu, parțial și din cauza extinderii deșertificării. Menținerea sau îmbunătățirea nivelului de trai, în condițiile reducerii disponibilului de resurse naturale pe locuitor, devine din ce în ce mai dificilă (Tabelul 1.3).

TABELUL 1.2 - Rata de dublare a populației estimată la începutul anilor '90 (după Population Reference Bureau Inc., 1992 World Population Data Sheet).

Regiunea	Rata de dublare a populației în ani
Global	41
Țări dezvoltate	148
Țări subdezvoltate	34
Europa total	338
Europa de Nord	242
Danemarca	753
Finlanda	224
Norvegia	193
Marea Britanie	257
Europa de Vest	398
Austria	495
Franța	169
Germania	creștere negativă
Belgia	347
Olanda	147
Europa Centrală și de Est	369
Polonia	187
România	578
Bulgaria	creștere negativă
Ungaria	creștere negativă
Europa de Sud	344
Albania	36
Croatia	1386
Macedonia	70
Bosnia	90
Slovenia	267
Spania	433
Italia	1386
Portugalia	533
America de Nord	77
Australia și Noua Zeelandă	116
Africa	23
Asia și Oceania	37
America Latină	32

TABELUL 1.3 - Scăderea resurselor naturale de bază disponibile pe persoană, comparativ între anii 1990 și 2000.

Resurse	Suprafața pe persoană (ha)	
	1990	2000
Suprafața cultivată cu cereale	0,13	0,11
Suprafața irigată	0,04	0,04
Suprafața împădurită	0,79	0,64
Suprafața cu pășuni	0,61	0,50

Există încă posibilități însemnate de creștere a producției agricole. Plafonul maxim al acestei producții a fost atins doar în țările dezvoltate economic. Prin aplicarea unei agriculturi intensive se pot obține însemnate sporuri de producție și în fostele țări socialiste și în țările în curs de dezvoltare care practică încă o agricultură de subsistență.

Creșterea populației va afecta și cerințele de apă care vor crește continuu, în special în zonele puternic deficitare. Impărțirea apei fluviilor de graniță sau transfrontaliere constituie și astăzi o sursă de dispute (Iordan, Nil, Eufurat, Rio Grande etc.)

b. DIFERENȚELE ÎNTRE ȚĂRILE BOGATE ȘI CELE SĂRACE

Creșterea economiei mondiale a fost deosebit de rapidă până în anul 1970, după care tendința de creștere a fost tot mai mică. Ritmul mult mai rapid de creștere a populației în comparație cu cel al economiei mondiale se reflectă în creșterea economică pe locuitor, mult mai mică decât cea a economiei mondiale și care, pentru perioada 1990-1994, este chiar negativă. Aceasta se datorează și faptului că limita superioară de suport a fost atinsă și chiar depășită în unele regiuni.

Creșterea economică la nivel mondial a atins un ritm anual de 5,2% în deceniul al șaptelea, ca să scadă în urma crizei petrolului la 3,4% în deceniul următor; în prima jumătate a acestui deceniu creșterea medie anuală a fost de doar 1,4%, ceea ce a condus la o scădere anuală pe locuitor de 0,3% a bunurilor și serviciilor ce determină nivelul de trai (Tabelul 1.4).

TABELUL 1.4 - Creșterea economică mondială în ultimii cincizeci de ani (adaptat după Brown, 1995).

Decada	Creșterea anuală	Creșterea anuală pe locuitor
1950 - 60	4,9	3,1
1960 - 70	5,2	3,2
1970 - 80	3,4	1,6
1980 - 90	2,9	1,1
1990 - 94	1,4	-0,3

Creșterea economică a dus însă la *accentuarea diferențelor* între cele mai bogate și cele mai sărace țări. Astfel, în 1960, cele mai bogate țări, cu 20% din populația mondială, produceau 70,2% din Produsul Intern Brut mondial, în timp ce cele mai sărace țări, având o cincime din populația mondială, produceau doar 2,3%. În timp, raportul dintre veniturile pe locuitor între cele mai bogate țări și cele mai sărace a ajuns de la 30:1 în 1960 la 61:1 în 1991 (Tabelul 1.5).

În 1992, cei 830 de milioane de locuitori din cele mai bogate țări ale lumii beneficiau de un venit mediu anual de 22.000 \$, în timp ce aproape 2,6 miliarde de oameni din țările în curs de dezvoltare dispuneau în medie doar de 1.600 \$. Celor peste 2 miliarde de locuitori din țările subdezvoltate le revenea un venit mediu anual de 400 \$, adică aproximativ un dolar pe zi (Figura 1.2).

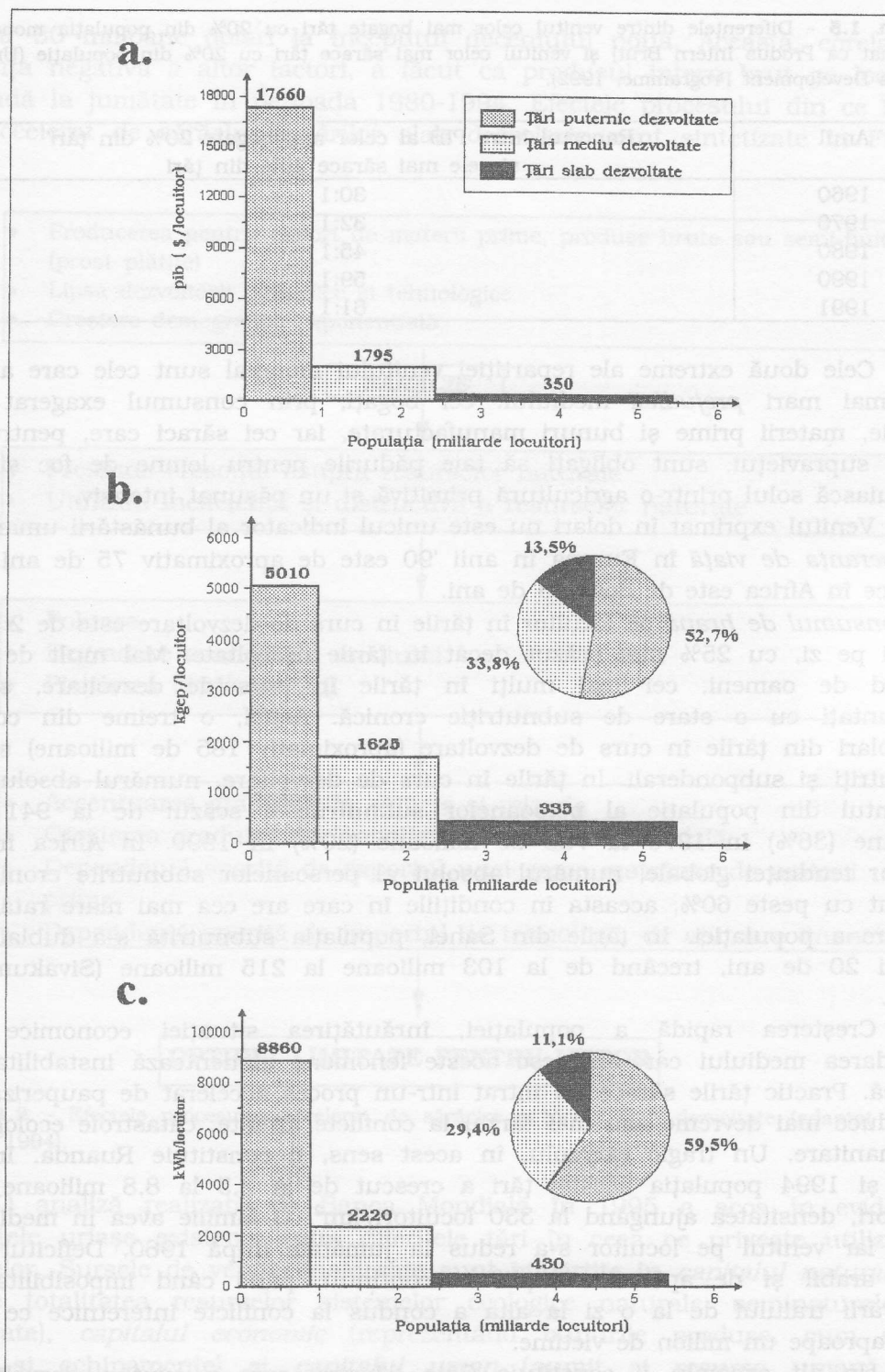


FIGURA 1.2 - Repartizarea pe locuitor a produsului intern brut (a), a consumului de energie primară exprimat în kg echivalent petrol (b), și a consumului de energie electrică în anul 1992 (c), între țările puternic, mediu și slab industrializate (modificat după Cogălniceanu și Cogălniceanu, 1998).

TABELUL 1.5 - Diferențele dintre venitul celor mai bogate țări cu 20% din populația mondială (exprimat ca Produs Intern Brut) și venitul celor mai sărace țări cu 20% din populație (United Nations Development Programme, 1992).

Anul	Raportul între PIB al celor mai bogate 20% din țări și cele mai sărace 20% din țări
1960	30:1
1970	32:1
1980	45:1
1990	59:1
1991	61:1

Cele două extreme ale repartiției venitului mondial sunt cele care aduc cele mai mari *prejudicii* mediului: cei bogați, prin consumul exagerat de energie, materii prime și bunuri manufacturate, iar cei săraci care, pentru a putea supraviețui, sunt obligați să taie pădurile pentru lemne de foc și să secătuiască solul printr-o agricultură primitivă și un pășunat intensiv.

Venitul exprimat în dolari nu este unicul indicator al bunăstării umane.

- *Speranța de viață* în Europa în anii '90 este de aproximativ 75 de ani, în timp ce în Africa este de doar 53 de ani.
- *Consumul de hrană* pe locuitor în țările în curs de dezvoltare este de 2.520 calorii pe zi, cu 25% mai scăzut decât în țările dezvoltate. Mai mult de un miliard de oameni, cei mai mulți în țările în curs de dezvoltare, sunt confrunțați cu o stare de subnutriție cronică. Astfel, o treime din copiii preșcolari din țările în curs de dezvoltare (aproximativ 185 de milioane) sunt subnutriți și subponderali. În țările în curs de dezvoltare, numărul absolut și procentul din populație al persoanelor subnutrite a scăzut de la 941 de milioane (36%) în 1970 la 786 de milioane (20%) în 1990. În Africa însă, contrar tendinței globale, numărul absolut al persoanelor subnutrite cronic a crescut cu peste 60%, aceasta în condițiile în care are cea mai mare rată de creștere a populației. În țările din Sahel, populația subnutrită s-a dublat în ultimii 20 de ani, trecând de la 103 milioane la 215 milioane (Sivakumar, 1998).

Creșterea rapidă a populației, înrăutățirea situației economice și degradarea mediului care însoțesc aceste fenomene alimentează instabilitatea politică. Practic țările sărace au intrat într-un proces accelerat de pauperizare, care duce mai devreme sau mai târziu la conflicte armate, catastrofe ecologice și umanitare. Un tragic exemplu, în acest sens, îl constituie Ruanda. Între 1950 și 1994 populația acestei țări a crescut de la 2,5 la 8,8 milioane de locuitori, densitatea ajungând la 330 locuitori/km². O familie avea în medie 8 copii, iar venitul pe locuitor s-a redus la jumătate după 1960. Deficitul de teren arabil și de apă s-a amplificat continuu, până când imposibilitatea asigurării traiului de la o zi la alta a condus la conflicte interetnice ce au făcut aproape un milion de victime.

Un alt exemplu îl constituie Côte d'Ivoire, care a avut o dezvoltare economică rapidă între anii 1960-1970, determinată de exploatarea pădurilor sale tropicale, ceea ce îi asigura un venit anual de 300 milioane dolari. Defrișările masive și neraționale au dus la scăderea exporturilor de cherestea

la doar 30 milioane dolari la începutul deceniului nouă. Aceasta, corelat cu influența negativă a altor factori, a făcut ca produsul intern brut pe locuitor să scadă la jumătate în perioada 1980-1994. Efectele procesului din ce în ce mai accelerat de sărăcire a țărilor slab dezvoltate sunt sintetizate în Figura 1.3.

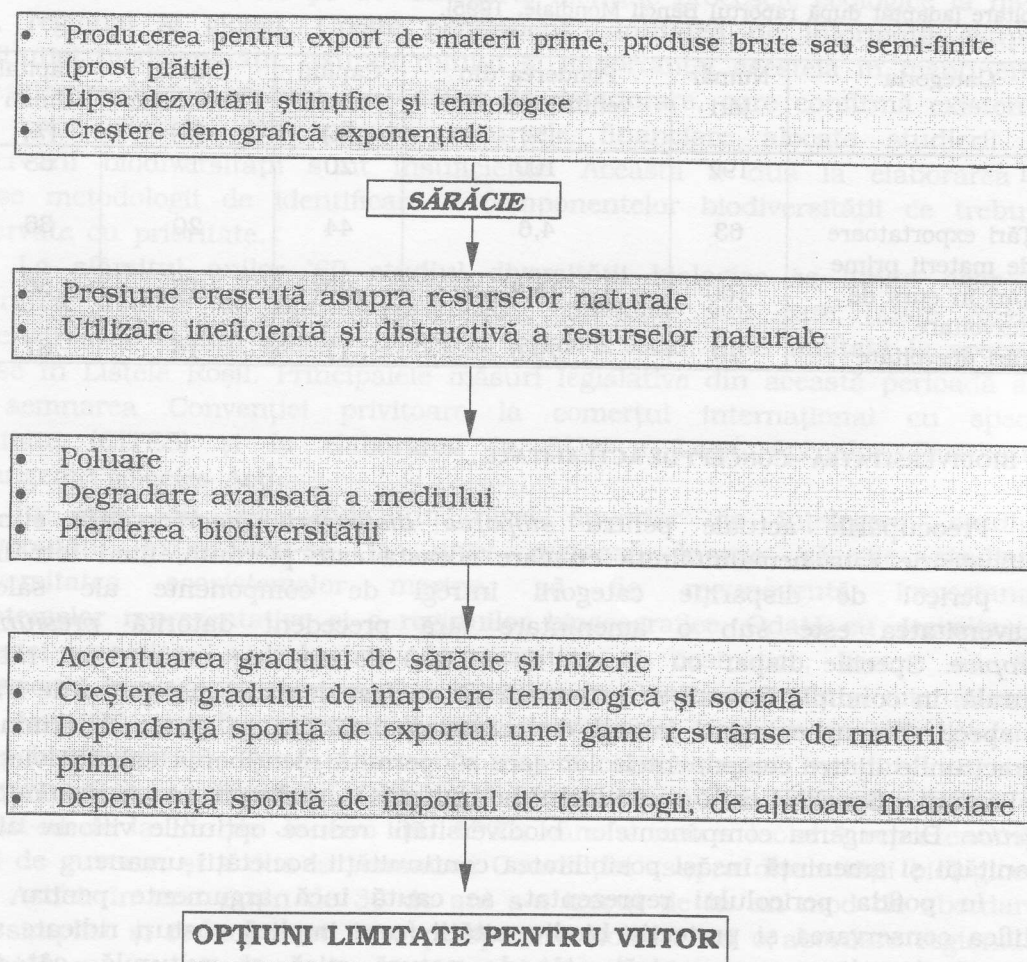


FIGURA 1.3 - Efectele procesului accelerat de sărăcire a țărilor slab dezvoltate (adaptat după Halffter, 1994).

O analiză realizată de Banca Mondială în 1995 a scos în evidență diferențele uriașe existente între diferitele țări în ceea ce privește utilizarea resurselor. Sursele de venit considerate sunt împărțite în *capitalul natural* (ce include totalitatea resurselor sistemelor ecologice naturale, seminaturale și modificate), *capitalul economic* (reprezentând bunurile produse, cum sunt clădiri și echipamente) și *capitalul uman* (numit și resursa umană, ce reprezintă valoarea capacității productive umane). Importanța capitalului natural și uman o pot depăși pe cea a capitalului economic. Astfel, estimările realizate (bazate pe date preliminare și incomplete), au arătat că veniturile realizate prin exploatarea capitalului natural le depășesc pe cele reprezentate

de bunurile produse în 81 din cele 192 de țări analizate (42%). Valoarea capitalului uman depășea pe cea a bunurilor produse în totalitatea țărilor evaluate (Tabelul 1.6). Se remarcă, de asemenea, că în țările dezvoltate capitalul uman asigură două treimi din venitul național.

TABELUL 1.6 - Compoziția diferită a veniturilor naționale în țările dezvoltate și în cele în curs de dezvoltare (adaptat după raportul Băncii Mondiale, 1995).

Categoria	Număr țări	Pondere din venitul mondial (%)	Capital Natural (%)	Capital Economic (%)	Capital Uman (%)
Total	192	100	20	17	63
• Țări exportatoare de materii prime	63	4,6	44	20	36
• Țări în curs de dezvoltare	100	15,8	28	16	56
• Țări dezvoltate	29	79,6	17	16	67

1.4 BIODIVERSITATEA - CONCEPT DE ACTUALITATE

Preocupările actuale pentru *stoparea distrugerii biodiversității* sunt justificate de rata nemaîntâlnită cu care aceasta este pierdută, fiind într-un real pericol de dispariție categorii întregi de componente ale sale. Biodiversitatea este sub o amenințare fără precedent datorită *presiunii antropice*. Speciile dispar cu o rată de 10.000 de ori mai mare decât rata naturală, în condițiile în care se estimează că au fost descrise mai puțin de 5% din specii. Dispar categorii întregi de ecosisteme, fără a se putea determina interacțiunile dintre componentele lor care să permită menținerea calității vieții pe Pământ. Speciile care supraviețuiesc suferă o reducere a *variabilității genetice*. Distrugerea componentelor biodiversității reduce opțiunile viitoare ale umanității și amenință însăși posibilitatea continuității societății umane.

În pofida pericolului reprezentat, se caută încă argumente pentru a justifica conservarea și protecția biodiversității (care implică costuri ridicate și limitează dezvoltarea economică) atât de natură etică și culturală, cât și economică sau ecologică. În prezent termenul de biodiversitate a ajuns să reprezinte ceea ce avem și pierdem, un simbol al unei lumi în care cultura și conceptele noastre au evoluat, o lume care este pe cale să se schimbe ireversibil. Dintotdeauna omul a simțit necesitatea schimbării și în același timp s-a temut de ea. Această contradicție este vizibilă astăzi în țările dezvoltate care au utilizat fără limitări resursele naturale și care acum manifestă o îngrijorare crescândă, deși tardivă, în fața distrugerii biodiversității.

Studiul biodiversității este în prezent o direcție prioritară de cercetare, dar există încă diferențe semnificative în modul în care este definită, delimitată și studiată. Aceste divergențe duc la acumularea unor cantități impresionante de date care nu permit o analiză corectă și o interpretare adecvată.

În prezent nu există o *viziune unitară* asupra conceptului de

biodiversitate. Astfel, DeLong (1996), după ce a trecut în revistă un număr foarte mare de lucrări, a identificat 85 de definiții ale biodiversității, ce acoperă un domeniu extrem de larg.

Biodiversitatea trebuie conservată pretutindeni pe Pământ deoarece generează pe de o parte bunuri și asigură servicii direct utilizabile sistemului socio-economic uman, iar pe de altă parte menține procesele ecologice la nivel local, regional și global. Crește permanent cantitatea de informații asupra distribuției biodiversității, asupra rolului și importanței acesteia în menținerea proceselor ecologice precum și a căilor de deteriorare, care confirmă existența unei crize globale. Din păcate, resursele financiare alocate studierii și conservării biodiversității sunt insuficiente. Aceasta a dus la elaborarea a diverse metodologii de identificare a componentelor biodiversității ce trebuie conservate cu prioritate.

La sfârșitul anilor '60 studiul diversității biologice se limita doar la elaborarea listelor de specii periclitare, endemice sau rare (*Liste Roșii*). Conservarea se realiza specie cu specie la nivel local, fiind limitată la speciile incluse în Listele Roșii. Principalele măsuri legislative din această perioadă au fost semnarea Convenției privitoare la comerțul internațional cu specii periclitare (CITES) și la elaborarea în SUA a Legii Speciilor Periclitare (Endangered Species Act).

În anii '80 s-a atins un nivel superior de înțelegere, studiul biodiversității extinzându-se la *nivel regional*. Începe să fie studiată biodiversitatea ecosistemelor marine, să fie recunoscută importanța ecosistemelor reprezentative și a regiunilor biogeografice. Odată cu dezvoltarea ingineriei genetice, a industriei farmaceutice și cosmetice, începe să fie recunoscută importanța economică a speciilor de plante, animale și microbiene.

Anii '90 pot fi caracterizați prin dezvoltarea unei *perspective globale* asupra biodiversității. Două evenimente majore caracterizează începutul acestui deceniu: înființarea Fondului Global de Mediu în cadrul Națiunilor Unite și Summit-ul de la Rio de Janeiro din 1992, care a strâns laolaltă reprezentanți a 156 de guverne și a dus la semnarea Convenției asupra diversității biologice.

Astfel, în mai puțin de 30 de ani s-a trecut de la un mod de abordare local, simplist și reduționist, la o perspectivă holistă, cu o abordare regională și globală, recunoscându-se structura ierarhică a biodiversității.

Pentru stoparea reducerii biodiversității se aduc o serie de argumente și motivații:

- motivații *economice* asupra utilizării potențiale, în prezent sau viitor, a unor specii, ca surse de hrană, medicamente, materii prime în biotehnologie, precum și prin prisma funcțiilor cuantificabile, uneori chiar în termeni monetar, pe care componentele le îndeplinesc;
- aspectul *științific*, privind interrelațiile dintre diferitele componente ale ecosferei și posibilitățile de a înțelege cum funcționează aceasta;
- aspectul *estetic*, ce consideră pierderea ireversibilă a unor forme unice de viață, a unor categorii de ecosisteme și peisaje, ca o sărăcire a experienței și orizontului uman;
- considerații de ordin *etic*, care neagă prerogativele speciei umane de a distruge alte specii și susțin dreptul la existență al oricărei forme de

viață;

Dacă până recent conservarea naturii se baza pe o abordare economică, utilitară, noua concepție recunoaște importanța biodiversității și valoarea sa intrinsecă.

1.5 CLASIFICAREA ELEMENTELOR COMPONENTE ALE BIODIVERSITĂȚII

Pentru a se putea elabora măsuri eficiente de conservare și management sunt necesare date calitative și cantitative asupra diverselor componente ale biodiversității, astfel încât acestea să poată fi cuantificate și comparate. Pentru aceasta este necesară identificarea diferitelor elemente componente care să aibă o structură similară și consistentă. În prezent există o mare varietate de clasificări ale componentelor biodiversității, mergând de la cele care recunosc doar diversitatea specifică până la cele care disting numeroase categorii, improprii studiului. Lipsa unei viziuni unitare, clare, a specialiștilor din domeniu, îngreunează activitatea de conservare, deoarece mesajul transmis populației și factorilor de decizie nu este consecvent și suficient de coerent.

Considerând biodiversitatea ca întreaga variabilitate a organismelor vii și a habitatelor în care trăiesc acestea, se delimitează patru componente ierarhice ale biodiversității: diversitatea specifică, diversitatea genetică, diversitatea ecosistemelor și diversitatea antropică (Figura 1.4).

Componenta principală este *diversitatea specifică*, deseori confundată cu biodiversitatea, deoarece este cel mai bine înțeleasă și a fost studiată de multă vreme de către taxonomiști. Ea se referă la varietatea speciilor la nivel local (biocenoză), regional (biom, regiune biogeografică) și global (biosferă). O categorie a acesteia, care permite stabilirea unor criterii de prioritate în conservare, este *diversitatea taxonomică*, care vizează varietatea taxonilor de rang superior.

O altă componentă a biodiversității este *diversitatea genetică*, care se referă la variabilitatea intraspecifică și care reprezintă însăși fundamentul procesului evolutiv. Studiul în acest domeniu este relativ recent, dar cunoaște o mare amploare datorită progreselor realizate în genetică și biochimie, care permit analiza până la nivel molecular, prin utilizarea unor metode din ce în ce mai sofisticate.

O componentă importantă este *diversitatea ecosistemică*, care se referă la nivelul la care au loc procesele evolutive și care include și o componentă nevie, biotopul. La acest nivel măsurile de conservare își propun să mențină proprietățile și procesele ecologice caracteristice fiecărei componente (structura trofică, fluxul de energie și circuitele biogeochimice). Din punct de vedere al costurilor este mult mai eficient să se opereze la nivelul grosier al ecosistemului decât la nivelul fin al speciei. Speciile nu există izolat, pe lângă faptul că sunt alcătuite din populații diferite din punct de vedere genetic, toate sunt componente ale unei biocenoze, ocupă o anumită nișă funcțională. Fiecare specie depinde astfel de alte specii din cadrul ecosistemului.

Ultima componentă, *diversitatea antropică* sau *etnoculturală*, se referă la diversitatea etnică, lingvistică și culturală a comunităților umane.

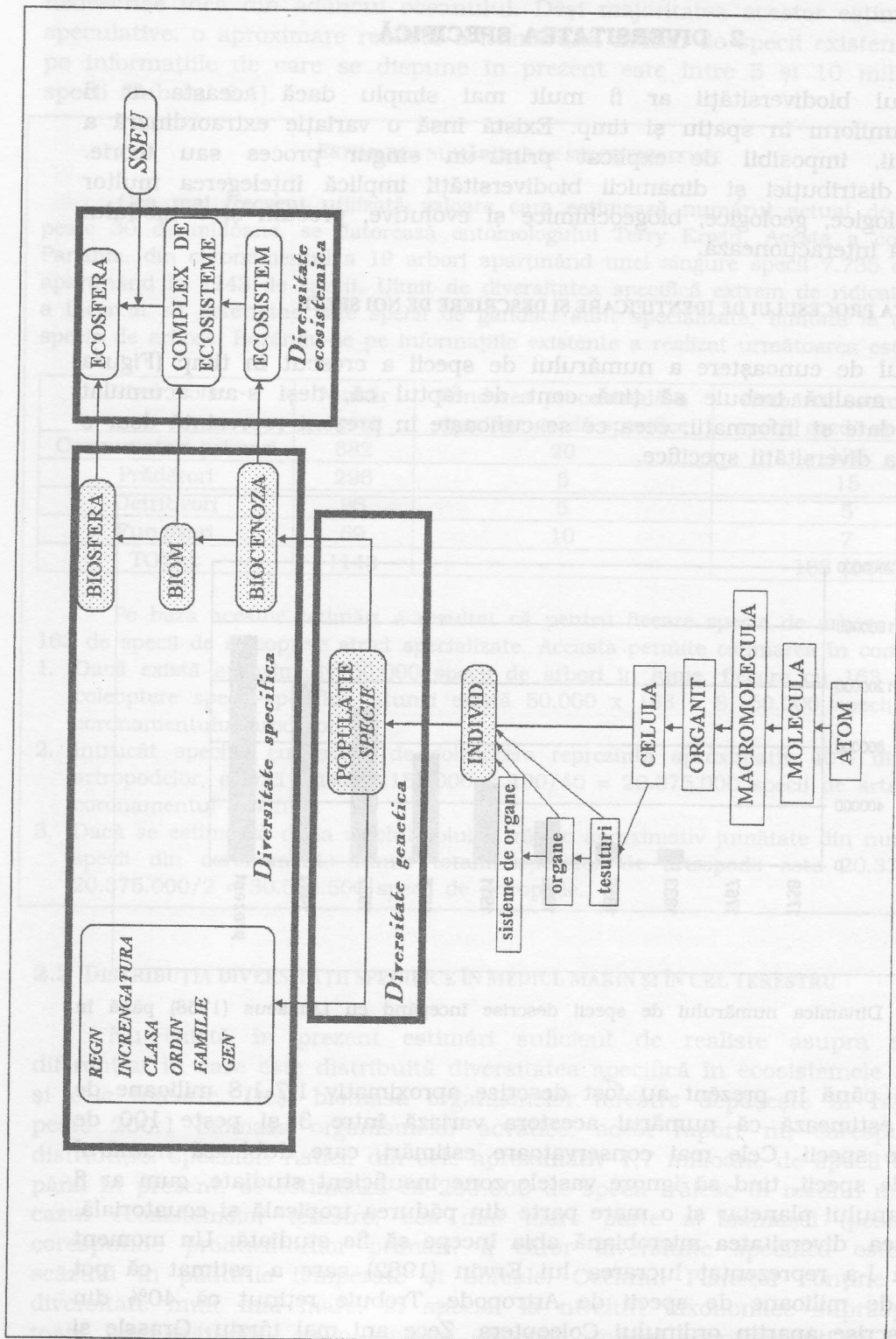


FIGURA 1.4 - Reprezentarea celor trei componente ale capitalului natural (diversitatea specifică, diversitatea genetică, diversitatea ecosistemică) în raport cu ierarhiile organizatorice (la nivelurile organizatorice de integrare, a nivelurilor de organizare a materiei vii, a sistemelor ecologice) și cu ierarhia taxonomică, SSEU reprezintă Sistemul Socio-Economic Uman (adaptat după Botnariuc, 1992).

2. DIVERSITATEA SPECIFICĂ

Studiul biodiversității ar fi mult mai simplu dacă aceasta ar fi distribuită uniform în spațiu și timp. Există însă o variație extraordinară a biodiversității, imposibil de explicat printr-un singur proces sau teorie. Înțelegerea distribuției și dinamicii biodiversității implică înțelegerea multor procese ecologice, geologice, biogeochimice și evolutive, precum și a modului cum acestea interacționează.

2.1 DINAMICA PROCESULUI DE IDENTIFICARE ȘI DESCRIERE DE NOI SPECII

Nivelul de cunoaștere a numărului de specii a crescut în timp (Figura 2.1). Orice analiză trebuie să țină cont de faptul că, deși s-au acumulat numeroase date și informații, ceea ce se cunoaște în prezent reprezintă doar o mică parte a diversității specifice.

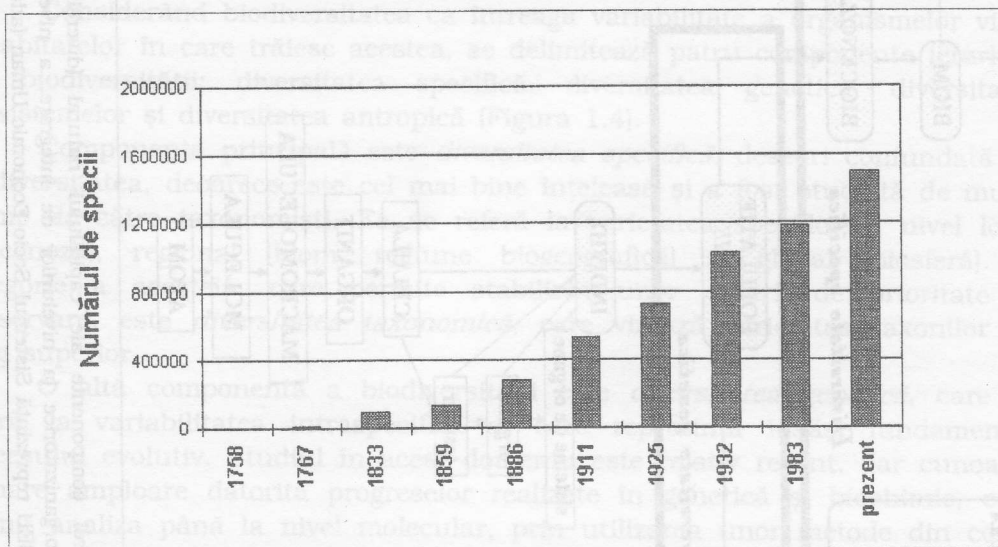


FIGURA 2.1 - Dinamica numărului de specii descrise începând cu Linnaeus (1758) până în prezent.

Dacă până în prezent au fost descrise aproximativ 1,7-1,8 milioane de specii, se estimează că numărul acestora variază între 3 și peste 100 de milioane de specii. Cele mai conservatoare estimări, care dublează numărul cunoscut de specii, tind să ignore vastele zone insuficient studiate, cum ar fi fundul oceanului planetar și o mare parte din pădurea tropicală și ecuatorială. De asemenea, diversitatea microbiană abia începe să fie studiată. Un moment de cotitură l-a reprezentat lucrarea lui Erwin (1982) care a estimat că pot exista 30 de milioane de specii de Artropode. Trebuie reținut că 40% din speciile descrise aparțin ordinului Coleoptera. Zece ani mai târziu, Grassle și Maciolek (1992) estimau la aproape 10 milioane, numărul de specii benthice

nedescrie încă din adâncul oceanului. Deși majoritatea acestor estimări sunt speculative, o aproximare realistă a numărului minim de specii existent, bazată pe informațiile de care se dispune în prezent este între 5 și 10 milioane de specii (Tabelul 2.1).

ESTIMAREA NUMĂRULUI DE SPECII EXISTENTE

Cea mai frecvent utilizată valoare care estimează numărul actual de specii la peste 30 de milioane, se datorează entomologului Terry Erwin. Acesta a colectat, în Panama, din coronamentul a 19 arbori aparținând unei singure specii 7.735 coleoptere aparținând la 1143 de specii. Uimit de diversitatea specifică extrem de ridicată, acesta a încercat să determine câte specii de gândaci sunt specializate, limitate la o singură specie de arbore. Bazându-se pe informațiile existente a realizat următoarea estimare:

Nivel trofic	Număr specii	Ponderea procentuală a speciilor gazdă-specifice	Numărul estimat de specii gazdă-specifice
Consumatori primari	682	20	136
Prădători	296	5	15
Detritivori	96	5	5
Fungivori	69	10	7
TOTAL	1143		163 (14%)

Pe baza acestor estimări a rezultat că pentru fiecare specie de arbore ar exista 163 de specii de coleoptere strict specializate. Aceasta permite estimarea în continuare:

1. Dacă există aproximativ 50.000 specii de arbori în lume, fiecare cu 163 specii de coleoptere specie-specifice, atunci există $50.000 \times 163 = 8.150.000$ specii asociate coronamentului arborilor.
2. Intrucât speciile cunoscute de coleoptere reprezintă aproximativ 40% din totalul artropodelor, atunci există $8.150.000 \times 100/40 = 20.375.000$ specii de artropode în coronamentul arborilor.
3. Dacă se estimează că la nivelul solului trăiesc aproximativ jumătate din numărul de specii din coronament, atunci totalul speciilor de artropode este $20.375.000 + 20.375.000/2 = 30.562.500$ specii de artropode.

2.2 DISTRIBUȚIA DIVERSITĂȚII SPECIFICE ÎN MEDIUL MARIN ȘI ÎN CEL TERESTRU

Nu există în prezent estimări suficient de realiste asupra modului diferențiat în care este distribuită diversitatea specifică în ecosistemele acvatice și cele terestre. Deși biomasa organismelor terestre depășește în raport de peste 200:1 biomasa organismelor acvatice, acest raport nu corespunde și distribuției speciilor. Astfel, din cele aproximativ 1,7 milioane de specii descrise până în prezent, se estimează că 250.000 de specii trăiesc în mediul marin. În cazul ecosistemelor terestre, cea mai mare parte a biomasei (peste 90%) corespunde producătorilor primari, a căror diversitate specifică este foarte scăzută în pădurile temperate și boreale. Oceanul Planetar conține însă o diversitate mult mai mare, în special la niveluri taxonomice supraspecifice, toate încrengăturile, cu o singură excepție, având reprezentanți în oceanul planetar (Figura 2.2).

TABELUL 2.1 - Numărul de specii descrise și numărul estimat de specii existente (modificat după Savage, 1995 și Groombridge, 1992).

Taxon	Număr de specii descrise	Număr estimat de specii	Specii cunoscute (%)
<i>Microorganisme</i>			
Alge	40.000	350.000	11
Bacterii	4.000	3.000.000	0,1
Fungi	70.000	1.500.000	5
Protozoare	40.000	100.000	40
<i>Plante</i>			
Licheni	17.000	34.000-56.000	30-50
Mușchi	17.000	35.000	48,5
Plante superioare	250.000	300.000-500.000	50-83
<i>Animale</i>			
Nematode	15.000	500.000-1.000.000	1,5-3
Anelide	12.000	50.000	24
Moluște	70.000	200.000	35
Echinoderme	6.200	10.000	62
Crustacei	40.000	200.000	20
Arachnide	75.000	750.000-1.000.000	7,5-10
Insecte	950.000	8-100 milioane	1-12
Pești	20.000	40.000	50
Amfibieni	4.500	6.000	75
Reptile	6.400	7.500	85
Păsări	9.100	9.500	96
Mamifere	4.000	4.100	97,5

Un număr de 35 din cele 36 de încregături descrise până în prezent au reprezentanți în *mediul marin*, iar din acestea 14 sunt exclusiv marine. Doar 14 încregături au reprezentanți în *mediul acvatic dulcicol*, dar nici unul dintre acestea nu este endemic. *Mediul terestru* are reprezentanți din 11 încregături, din care unul este endemic. Din cele 35 încregături marine doar 11 sunt prezente în ecosistemele de coastă, majoritatea încregăturilor fiind asociate zonei bentale, bentosul fiind habitatul arhetipal (Gray, 1997). Astfel, din cele aproximativ 250.000 specii fosile descrise până în prezent, 95% sunt marine. Aceasta diferă radical de ponderea actuală a speciilor marine care reprezintă doar aproximativ 15% din totalul speciilor descrise (May, 1995). Oceanul Planetar conține o diversitate mult mai mare a planurilor fundamentale de organizare a materiei vii. Viața a apărut în ocean și nu toate formele de viață au colonizat sau au supraviețuit în mediul terestru sau acvatic dulcicol. În plus, zonele adânci din ocean s-au modificat puțin în cursul perioadelor geologice, permițând supraviețuirea unor forme ancestrale. Oceanul Planetar, pe lângă faptul că ocupă 2/3 din suprafața planetei, este locuit în întreaga masă de apă. Se estimează că 99% din volumul permanent locuit de animale și plante este marin. Ecosistemele terestre și cele acvatice continentale sunt în schimb locuite de organisme multicelulare doar pe câteva zeci de metri grosime. Numai microorganisme termofile colonizează, la adâncimi mult mai mari, izvoarele termale.

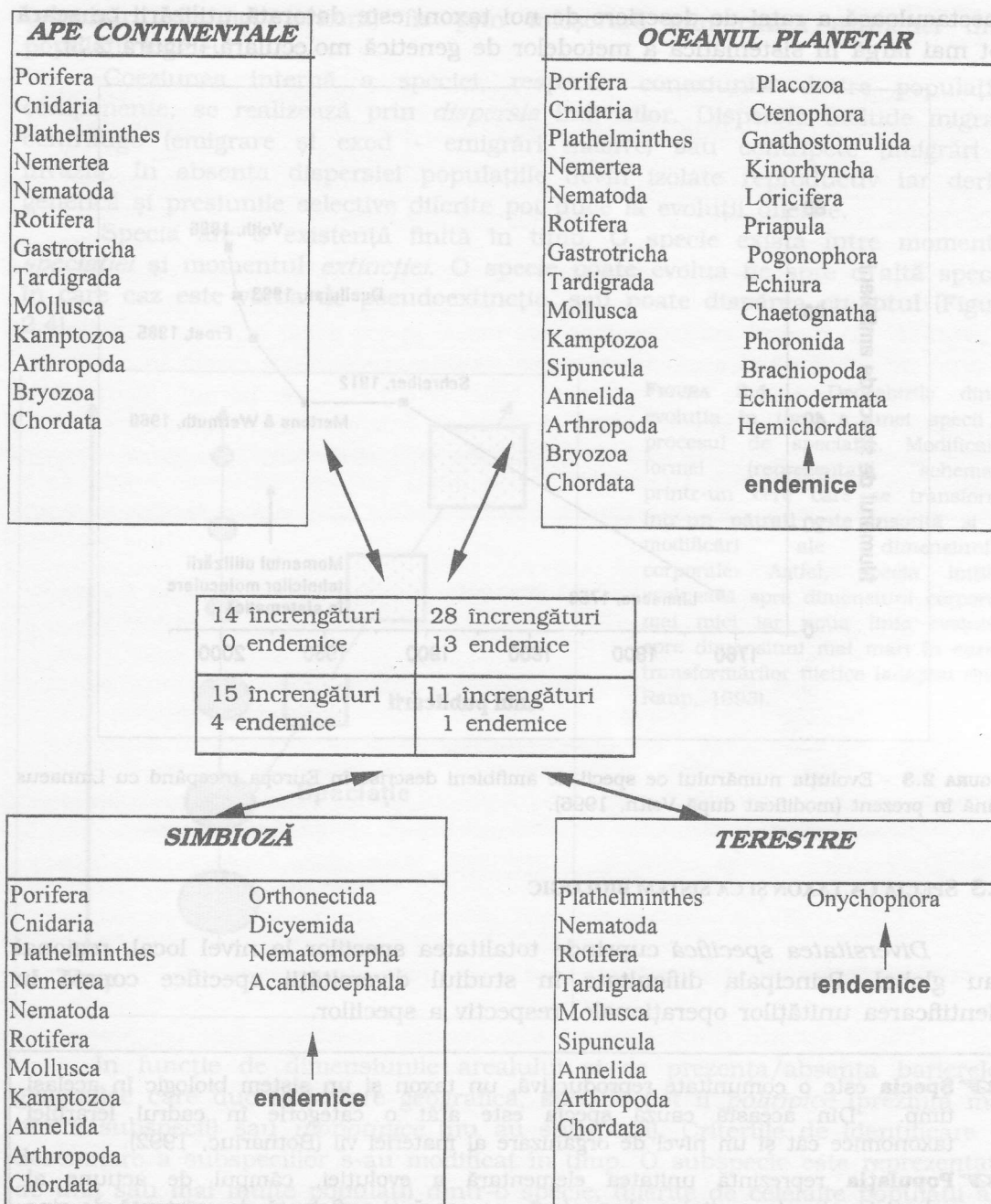


FIGURA 2.2 - Distribuția încregăturilor animale în funcție de habitat. Numerele din caseta centrala indică numărul de încregături din fiecare categorie (după Grassle și colab., 1991).

Nivelul de cunoaștere a diversității specifice variază în funcție de categoria taxonomică, fiind diferit de la un taxon la altul. Ratele de descriere pentru diferitele categorii taxonomice diferă mult, depinzând de o serie de factori (importanță economică, interes, dimensiuni etc.). Recenta creștere

spectaculoasă a ratei de descriere de noi taxoni este datorată utilizării pe scară tot mai largă în sistematică a metodelor de genetică moleculară (Figura 2.3).

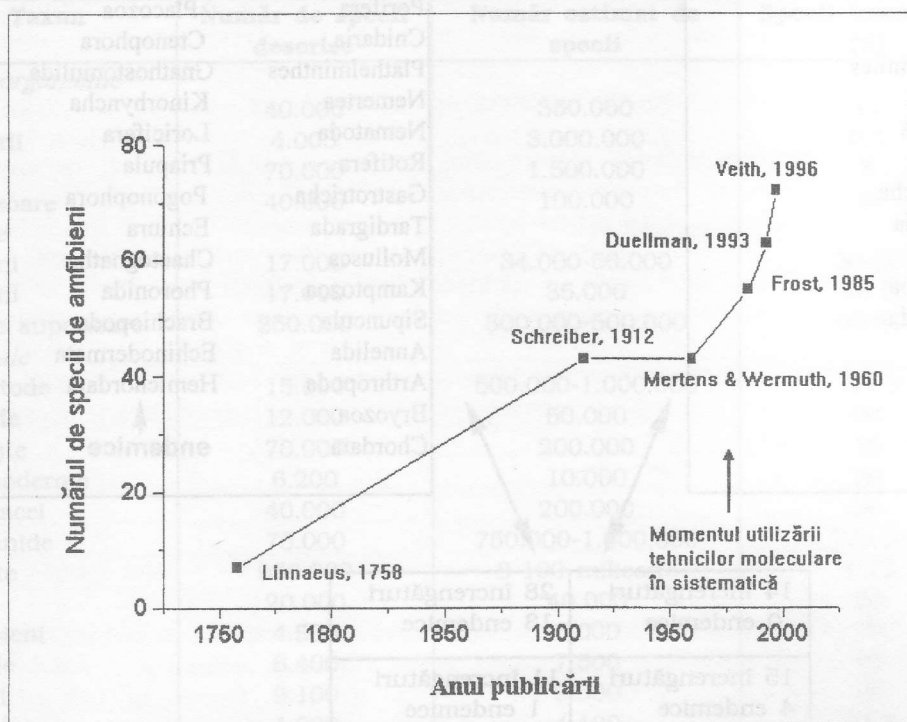


FIGURA 2.3 - Evoluția numărului de specii de amfibieni descrise în Europa începând cu Linnaeus până în prezent (modificat după Veith, 1996).

2.3 SPECIA CA TAXON ȘI CA SISTEM BIOLOGIC

Diversitatea specifică cuprinde totalitatea speciilor la nivel local, regional sau global. Principala dificultate în studiul diversității specifice constă în identificarea unităților operaționale, respectiv a speciilor.

☞ **Specia** este o comunitate reproductivă, un taxon și un sistem biologic în același timp. Din această cauză specia este atât o categorie în cadrul ierarhiei taxonomice cât și un nivel de organizare al materiei vii (Botnariuc, 1992).

☞ **Populația** reprezintă unitatea elementară a evoluției, câmpul de acțiune al selecției naturale, unitatea elementară, necesară și suficientă de existență de sine stătătoare din punct de vedere ecologic și genetic a speciei.

O specie este alcătuită din una sau mai multe populații. Ansamblul teritoriului (suprafață sau volum) ocupat de indivizii dintr-o specie la un moment dat reprezintă *arealul* acelei specii. Arealul poate fi *real* (teritoriul efectiv ocupat) sau *posibil/potențial* (teritoriul potențial în care taxonul ar avea condiții de mediu favorabile supraviețuirii și reproducerii). Arealul unei specii este dinamic și se modifică permanent fie prin extindere (realizată în urma

colonizării de noi teritorii) fie prin micșorare (din cauza extincției unor populații locale).

Coeziunea internă a speciei, respectiv conexiunile dintre populațiile componente, se realizează prin *dispersia* indivizilor. Dispersia include migrații centrifuge (emigrare și exod - emigrări masive) sau centripete (imigrări și invazii). În absența dispersiei populațiile devin izolate reproductiv iar deriva genetică și presiunile selectivă diferite pot duce la evoluții diferite.

Specia are o existență finită în timp. O specie există între momentul *speciației* și momentul *extincției*. O specie poate evolua fie spre o altă specie, în care caz este vorba de pseudoextincție, sau poate dispărea cu totul (Figura 2.4).

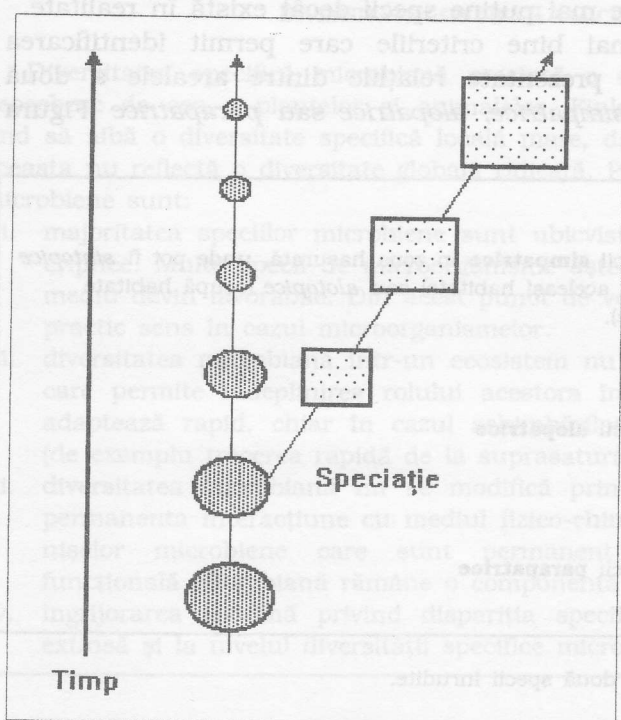


FIGURA 2.4 - Deosebirile dintre evoluția în timp a unei specii și procesul de speciație. Modificarea formei (reprezentată schematic printr-un cerc care se transformă într-un pătrat) este însoțită și de modificări ale dimensiunilor corporale. Astfel, specia inițială evoluează spre dimensiuni corporale mai mici iar noua linie evolutivă spre dimensiuni mai mari în cursul transformărilor filetice (adaptat după Raup, 1993).

În funcție de dimensiunile arealului și de prezența/absența barierelor geografice care duc la izolare geografică, speciile pot fi *politipice* (prezintă mai multe subspecii) sau *monotipice* (nu au subspecii). Criteriile de identificare și desemnare a subspeciilor s-au modificat în timp. O subspecie este reprezentată de una sau mai multe populații dintr-o specie, diferite de celelalte populații ale speciei.

Dillon (1966) prezintă o clasificare care ține cont de evoluția speciei în timp și propune o serie de criterii care permit identificarea stadiului în care se află o specie la un moment dat (Tabelul 2.2).

Procesul de evoluție și speciație fiind continuu, s-a introdus termenul de *superspecie*, care include *semispecii* ce reprezintă specii în formare. Acești termeni se referă la o specie politipică ale cărei subspecii au evoluat și s-au diferențiat suficient pentru a fi deja considerate specii.

TABELUL 2.2 - Cele patru stadii de dezvoltare ale unei specii, conform clasificării propuse de Dillon (1966).

Denumire	Stadiu	Areal	Subspeciație	Abundență
neospecie	foarte tânăr	în extindere	absentă	foarte mare
mesospecie	tânăr	stabil	intensă	mare
euspecie	matur	stabil	scăzută	moderată
telospecie	senescent	în diminuare	absentă	scăzută

În identificarea și cuantificarea diversității specifice sunt posibile două tipuri de erori:

- *erori de tip I*: când sunt descrise mai multe specii decât sunt în realitate;
- *erori de tip II*: când sunt descrise mai puține specii decât există în realitate.

Pentru a putea înțelege mai bine criteriile care permit identificarea speciilor, trebuie în primul rând prezentate relațiile dintre arealele a două specii înrudite, care astfel pot fi *simpatrice*, *alopatrice* sau *parapatrice* (Figura 2.5).

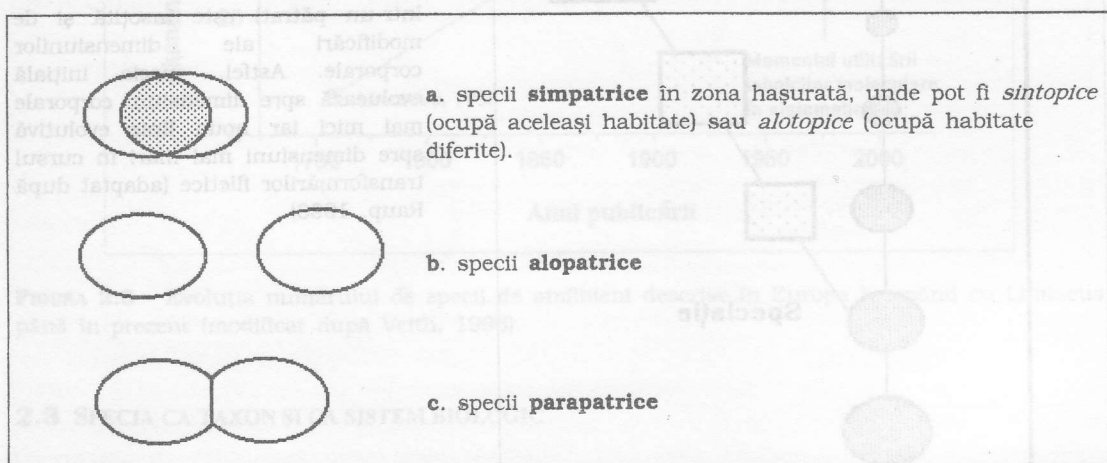


FIGURA 2.5 - Poziția relativă a arealelor a două specii înrudite.

Primul criteriu după care au fost descrise speciile a fost cel propus de Linnaeus: aparțin aceleiași specii toate organismele vii care se aseamănă suficient pentru a primi același nume.

Definiția clasică a speciei, bazată pe criteriul izolării reproductive este următoarea: *o specie este alcătuită din una sau mai multe populații ai căror indivizi se pot reproduce între ei (panmixie), izolată reproductiv de alte populații.*

Mecanismele de izolare reproductivă propuse în cadrul Conceptului Speciei Biologice se pot împărți în prereproductive și postreproductive (după Meffe și Carroll, 1994).

a. Mecanisme de izolare prereproductive

- Izolare sezonieră sau de habitat (partenerii potențiali nu se întâlnesc);
- Izolare comportamentală (partenerii potențiali se întâlnesc dar nu se reproduc datorită diferențelor comportamentale);

- Izolare mecanică, anatomică (copularea are loc dar transferul spermatozoizilor nu se poate realiza).
- b. Mecanisme de izolare postreproductive**
- Mortalitatea gameților (transferul spermei are loc dar ovulul nu este fecundat);
 - Mortalitatea zigotului (ovulul este fecundat dar zigotul nu este viabil);
 - Hibridul nu este viabil (zigotul produce un hibrid F_1 cu viabilitate redusă);
 - Hibridul este steril (hibridul F_1 este viabil dar parțial sau complet steril sau produce descendenți în F_2 cu deficiențe).

DIVERSITATEA SPECIFICĂ A MICROORGANISMELOR

Diversitatea specifică microbiană prezintă o serie de caracteristici distincte, ce o deosebesc de cea a plantelor și animalelor (Finlay și colab., 1997). Microorganismele tind să aibă o diversitate specifică locală mare, dar datorită distribuției lor cosmopolite aceasta nu reflectă o diversitate globală ridicată. Principalele caracteristici ale diversității microbiene sunt:

- i. majoritatea speciilor microbiene sunt ubicviste, deși multe sunt frecvent rare sau criptice. Multe specii de microorganisme așteaptă ca spori până când condițiile de mediu devin favorabile. Din acest punct de vedere conceptul de redundanță nu are practic sens în cazul microorganismelor.
- ii. diversitatea microbiană într-un ecosistem nu poate să scadă sub un anumit prag care permite îndeplinirea rolului acestora în circuitele biogeochimice. Speciile se adaptează rapid, chiar în cazul schimbărilor aproape instantanee în micromediu (de exemplu trecerea rapidă de la suprasaturație în oxigen la anoxie).
- iii. diversitatea microbiană nu se modifică prin tranziții discrete de stare, deoarece permanenta interacțiune cu mediul fizico-chimic generează o modificare continuă a nișelor microbiene care sunt permanent ocupate, astfel încât diversitatea funcțională microbiană rămâne o componentă permanentă a ecosistemului.
- iv. îngrijorarea legitimă privind dispariția speciilor animale și vegetale nu poate fi extinsă și la nivelul diversității specifice microbiene.

2.4 SPECIAȚIA

Singurul mecanism de speciație propus de Conceptul Speciei Biologice este **speciația alopatică**, când o barieră geografică apărută sau o populație colonizatoare depărtată de arealul de bază, limitează fluxul de gene între populațiile componente, astfel încât acestea evoluează pe căi diferite (Figura 2.6). Confruntată cu din ce în ce mai numeroase excepții, conceptul speciei biologice (Biological Species Concept) a suferit numeroase modificări.

Astfel, Paterson propune *conceptul recunoașterii specifice a partenerului* (Specific-Mate Recognition System). Conform acestei teorii nu primează mecanismele de izolare reproductivă ci cele de recunoaștere intraspecifică. O dezvoltare ulterioară a acestui concept este și *conceptul coeziunii interne al speciei*. Aceste două concepte se bazează mai mult pe unitatea și afinitatea indivizilor dintr-o specie și mai puțin pe deosebirile dintre aceștia și speciile înrudite.

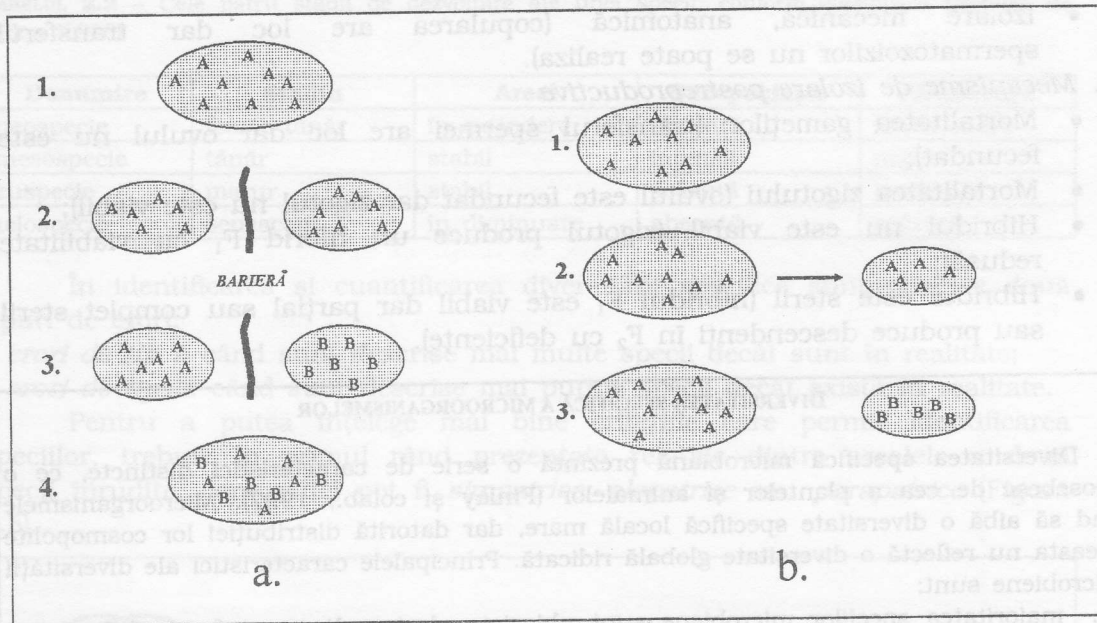


FIGURA 2.6 - Modelul clasic al speciației alopatrice prin apariția unei bariere geografice (a) și modelul speciației alopatrice instantanee ("quantum speciation") (b), bazat pe întemeierea unei noi populații de un grup de indivizi din specia A, izolată de arealul original. Datorită faptului că numărul de indivizi inițial este mic, noua colonie evoluează și în timp devine izolată reproductiv (adaptat după Meffe și Carroll, 1993).

Deși nu este încă sprijinită de dovezi concludente, *speciația non-alopatrică* (parapatrică sau simpatrică) câștigă tot mai mulți adepți iar numeroase modele matematice elaborate propun diverse mecanisme evolutive care, pe baza unor deosebiri ecologice sau comportamentale, permit apariția izolării reproductive în absența izolării geografice. Principalele mecanisme propuse prin care se realizează izolarea reproductivă sunt cele ecologice, o segregare a indivizilor în funcție de altitudine, adâncime, viteza curentului etc.

Speciația, la multe grupe de plante și animale, se consideră că are loc în populații izolate. Cercetări recente asupra longevității metapopulațiilor și a structurii lor genetice sugerează că acestea au caracteristici demografice și genetice care pot favoriza mai mult speciația decât populațiile izolate. Metapopulațiile pot persista timp mai îndelungat față de populațiile izolate și pot fixa mai rapid mutațiile și variațiile genetice (Levin, 1995).

Principalul dezavantaj al conceptului speciei biologice este că acesta nu este aplicabil pentru un mare număr de specii de animale și plante iar frecvența recombinărilor genetice este rară sau chiar absentă. În ultimele decenii s-a dovedit existența unor mecanisme de *speciație prin hibridizare* la numeroase specii de plante și animale, inclusiv la vertebrate (pești, amfibieni și reptile). Aceasta este foarte rapidă, aproape instantanee și dă naștere unor noi specii (numite de unii sistematicieni *biotipuri*) care combină genomul speciilor parentale. Uneori indivizii din taxonul hibrid se reproduc cu speciile parentale dând naștere altor specii, frecvent poliploide (așa-numita evoluție

reticulată). Generarea și menținerea caracterului hibrid se poate realiza prin mai multe căi, principalele tipuri fiind reprezentate în Figura 2.7.

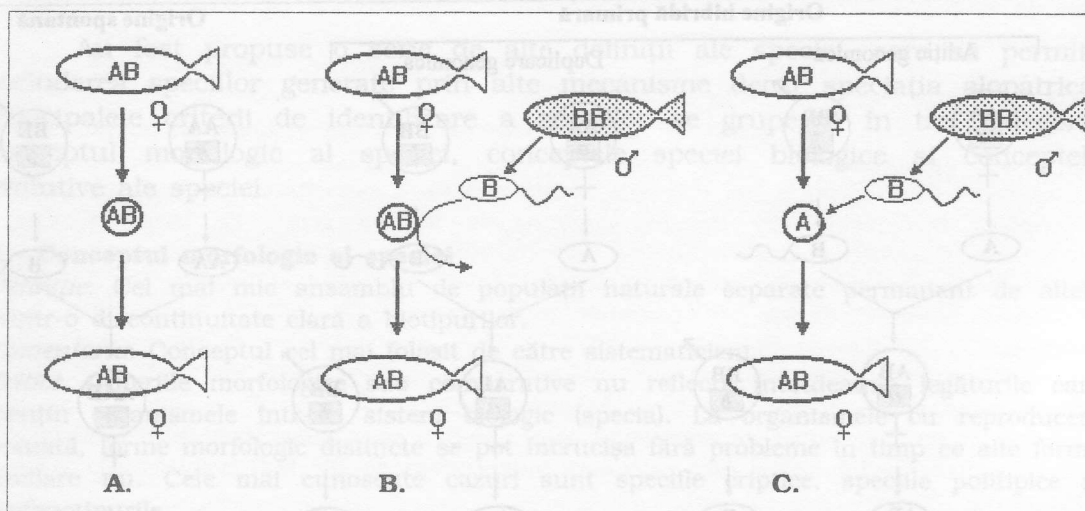


FIGURA 2.7 - Principalele căi de reproducere la animale prin care se menține caracterul hibrid: (A) reproducerea partenogenetică, (B) ginogeneză, iar (C) hibridogeneză. AB reprezintă genomul diploid al femelei hibride rezultat din două specii parentale AA și BB. Gameții femelelor hibride sunt reprezentați prin cercuri și pot fi diploizi (AB) sau haploizi (A). Gameții masculi ai speciei parentale sunt doar haploizi (B).

Multe din speciile care se reproduc partenogenetic sunt poliploide, cel mai frecvent triploide, fiind generate fie spontan, fie pot avea o origine hibridă (Figura 2.8).

Frecvența hibridilor este mai mare la plante. Astfel, analizând flora a cinci regiuni ale globului, Arnold (1997) observă că în fiecare regiune studiată între 16 și 34% din familii au cel puțin o specie hibridă descrisă, iar la genuri procentul variază între 6 și 16%. Ponderea hibridilor diferă însă între familii, un număr mic dintre acestea având o contribuție dominantă. Un studiu similar al frecvenței hibridizărilor între pești dulcicoli Nord-Americani arată că aceasta variază într-un domeniu mai îngust, cuprins între 3,5% la Percidae până la 17% la Cyprinidae (Tabelul 2.3).

Speciația alopatică realizată prin izolare geografică, rămâne totuși dominantă față de celelalte moduri de speciație. Astfel, din cele 18.818 specii de pești de pe glob, 36% trăiesc în apele continentale deși acestea ocupă doar 1% din suprafața planetei. Nenumăratele posibilități de izolare geografică pe care le au peștii în apele continentale comparativ cu oceanul planetar sunt o dovadă a dominanței speciației geografice. Tot în favoarea acestui tip de speciație este și constatarea că în regiunile tropicale numărul de specii depinde de suprafață. Zonele mai mari au mai multe specii iar relația este aproape lineară. Existența acestei corelații a fost prezisă de modelele bazate pe speciația geografică. Rata speciației este și ea în favoarea speciației alopatrice. Speciația simpatrică presupune o scădere a ratei de speciație în timp, dar speciile au apărut cu o rată relativ constantă în cursul perioadelor geologice. O

rată relativ constantă de speciație la scară de timp geologică este prevăzută de speciația alopatică (Rosenzweig, 1997).

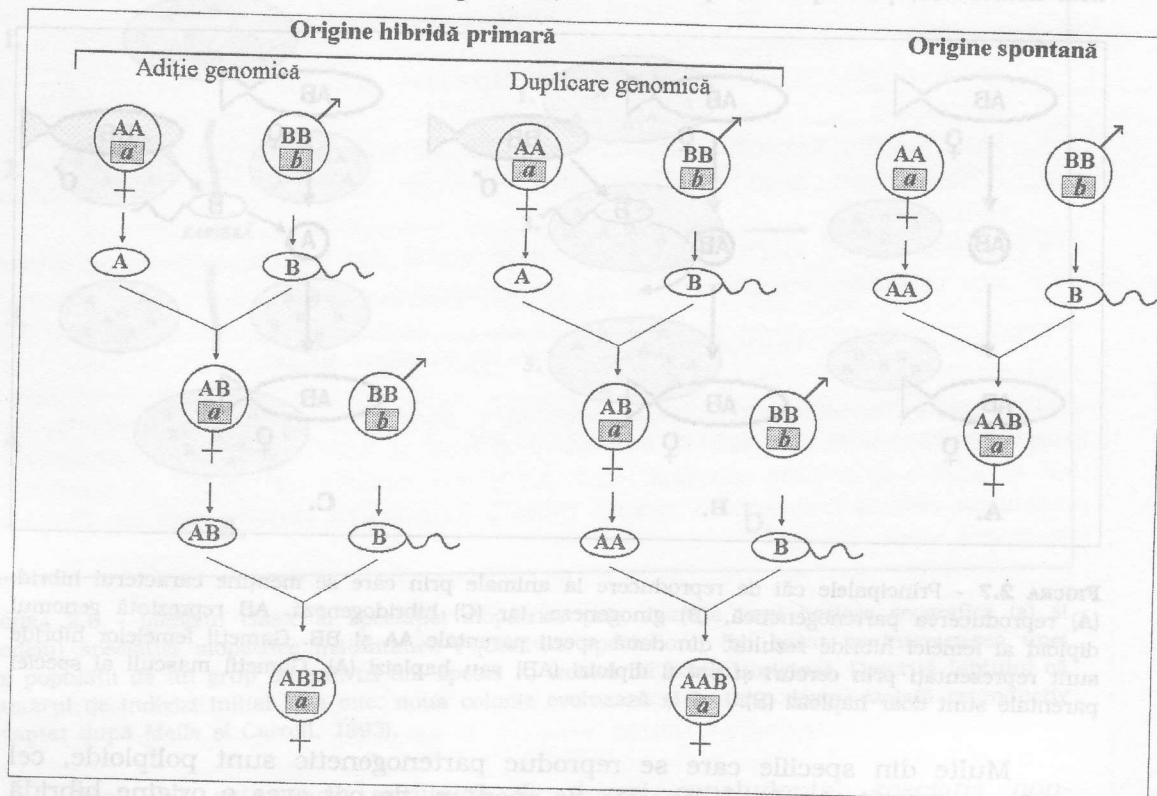


FIGURA 2.8 - Originea organismelor triploide partenogenetice (după Avise și colab., 1992). Unde AA și BB reprezintă genomul nuclear diploid al speciilor parentale, AB reprezintă genomul nuclear diploid al hibridului, iar ABB și AAB reprezintă genomul nuclear triploid al hibridilor. Gameții sunt diploizi în primele două cazuri (A sau B) fie diploizi în cazul originii spontane (AA). Genomul mitocondrial este reprezentat de a și b și se transmite doar pe linie maternă.

TABELUL 2.3 - Frecvența hibridizării la peștii dulcicoli Nord-Americani (după Hubbs, 1955).

Familia	Număr specii	Număr hibridi	Frecvența hibridizării (%)
Catostomidae	78	5	6,4
Cyprinidae (reg. Pacifică)	120	20	17
Cyprinidae (reg. Atlantică)	608	68	11
Cyprinodontidae	54	3	5,6
Poeciliidae (Alfarinae, Gambusiinae)	86	4	4,7
Poeciliidae (Poecilipsinae, Xenodexiinae, Poeciliinae)	52	3	5,8
Percidae	427	15	3,5
Centrarchidae	137	20	14,6

Pentru a calcula rata speciației (r) pentru un taxon supraspecific, Vrba (1987 - criticat în Rosenzweig și Vetault, 1992) propune următoarea formulă:

$$r = \ln(N_L + N_D)/t$$

unde N_L - reprezintă numărul de specii existente

N_E - reprezintă numărul de specii extinse în intervalul de timp t

Au fost propuse o serie de alte definiții ale speciei, care să permită includerea speciilor generate prin alte mecanisme decât speciația alopatică. Principalele criterii de identificare a speciilor se grupează în trei categorii: conceptul morfologic al speciei, conceptele speciei biologice și conceptele evolutive ale speciei.

A - Conceptul morfologic al speciei

Definiție: Cel mai mic ansamblu de populații naturale separate permanent de altele printr-o discontinuitate clară a biotipurilor.

Comentariu: Conceptul cel mai folosit de către sistematicieni.

Critică: Criteriile morfologice sau comparative nu reflectă întotdeauna legăturile care mențin organismele într-un sistem biologic (specia). La organismele cu reproducere sexuată, forme morfologic distincte se pot încrucișa fără probleme în timp ce alte forme similare nu. Cele mai cunoscute cazuri sunt speciile criptice, speciile politipice și ecofenotipurile.

B - Conceptele speciei biologice

B1 - Conceptul speciei biologice I

Definiție: Specia este un ansamblu de populații naturale care se pot reproduce dar sunt incapabile să se încrucișeze cu succes cu alte grupuri similare de populații.

Comentariu: Speciile nu sunt identificate prin gradul de diferență ci prin imposibilitatea de a se reproduce cu alte specii.

Critică: (a) nu se poate aplica organismelor cu reproducere asexuată sau partenogenetică;

(b) gradul de înrudire și capacitatea de reproducere nu sunt întotdeauna corelate;

(c) dificil de utilizat la plante unde hibridizarea naturală, poliploidia, apomixia și introgressiunea interspecifică sunt relativ frecvente;

(d) conceptul este dificil de utilizat în practică de către sistematicieni. Cel mai frecvent izolarea reproductivă nu este observată ci este dedusă prin absența indivizilor cu caractere intermediare.

B2 - Conceptul speciei biologice II

Definiție: O specie este reprezentată de un ansamblu de populații naturale care se reproduc, izolate reproductiv de alte grupuri de populații aparținând altor specii, care ocupă o anumită nișă funcțională.

Comentariu: Introducerea conceptului de nișă lărgeste definiția originală și permite includerea speciilor ce se reproduc asexuat sau partenogenetic.

Critică: Criticile (b), (c) și (d) sunt aplicabile și în cazul acestei definiții. Mai mult, dificultățile legate de definirea nișei fac ca acest concept să fie greu de aplicat în sistemele naturale.

B3 - Conceptul recunoașterii specifice

Definiție: O specie este un grup de organisme care se recunosc unele pe altele în scopul împerecherii și reproducerii.

Comentariu: Acest concept transferă atenția de la mecanismele de izolare la cele care facilitează reproducerea între membrii unei specii. Se presupune că sistematicianul poate stabili ce este important pentru organisme în recunoașterea partenerului.

Critică: Stabilirea dacă un caracter este utilizat pentru recunoașterea potențială a partenerului este dificil sau chiar imposibil de realizat pentru multe populații. În plus, speciile care ocazional formează hibrizi ar putea fi considerate ca formând o singură specie prin utilizarea acestui concept.

B4 - Conceptul coeziunii speciei

Definiție: Cel mai mic grup de indivizi asemănători care împărtășesc aceleași mecanisme de coeziune.

Comentariu: Ca și primele trei concepte acesta consideră capacitatea de reproducere ca principalul mecanism care menține organismele într-un grup. Pe lângă aceasta recunoaște și existența altor mecanisme care contribuie la coeziunea internă a speciei.

Critică: Coeziunea este un concept operațional dificil de aplicat și observat în natură. Mai mult, diferitele grade de coeziune între grupuri de indivizi sunt dificil de interpretat.

B5 - Conceptul speciei ecologice

Definiție: O linie evolutivă de organisme care ocupă o zonă adaptativă diferită de alte linii în cadrul arealului ei și care evoluează independent de alte linii evolutive din afara arealului ei.

Comentariu: Consideră nișele ca unități discrete, separate unele de altele.

Critică: Dificil de utilizat în practică. Este bazat pe premisa falsă că două specii nu pot ocupa aceeași nișă nici măcar pe perioade scurte de timp.

C - Conceptele evoluției speciilor

C1 - Conceptul speciei evolutive

Definiție: O specie este o linie evolutivă unică de populații care au evoluat istoric (ancestrale-descendente), distinctă de alte linii evolutive și care au propriile tendințe evolutive.

Comentariu: Încearcă definirea speciei în contextul procesului evoluției, incluzând astfel organismele existente precum și cele dispărute, cu reproducere sexuată și asexuată.

Critică: Dificil de utilizat în identificarea speciilor în natură datorită criteriilor care sunt vagi și greu de observat.

C2 - Conceptul speciei filogenetice

Definiție: O specie este cel mai mic grup de organisme care sunt separabile de alte grupări asemănătoare și în cadrul căruia există o ascendență și descendență comună.

Comentariu: Conceptul se focalizează pe evoluția filogenetică a organismelor și consideră specia ca ultima ramură nedivizibilă și diagnosticabilă a unui arbore filogenetic.

Critică: Utilizarea acestui concept ar duce la descrierea unui număr mult mai mare de specii decât conceptele mai tradiționale ale speciei biologice. Cu cât examinarea unor taxoni se face mai în detaliu, diferențele observate dintre mici grupuri sporesc, acestea putând fi definite specii diferite.

În practică, pentru descrierea speciilor sunt utilizate o serie de criterii, multe dintre ele subiective. Criteriile utilizate se pot împărți în:

- Criterii descriptive (morfologice, fiziologice, cariologice, biochimice, genetice)
- Criterii etologice sau comportamentale
- Criterii ecologice

Utilizarea unuia sau altuia dintre aceste concepte poate da naștere la confuzii. Astfel, subspeciile insulare, clar diferite morfologic și definite astfel pe baza conceptului speciei biologice ar trebui considerate specii dacă s-ar aplica conceptul speciei filogenetice. Subspeciile continentale, la care deosebiriile nu sunt atât de mari, variațiile fiind clinale, sunt considerate tot subspecii (Groombridge, 1992).

Procesul de speciație este mult mai complicat la plante decât la animale, deoarece reproducerea asexuată poate transforma forme mutante întâmplătoare în populații izolate reproductiv care sunt specii incipiente. Pe de o parte se constată o frecvență ridicată a poliploizilor iar pe de alta o lipsă de specificitate a multor mecanisme de polenizare ce duc frecvent la apariția hibridilor (alopoliploizi). Ambele mecanisme pot duce la apariția populațiilor izolate reproductiv, *instantaneu*, fără a necesita condiții de izolare geografică. Frecvența speciilor poliploide și aloploiploide este ridicată, variind între 26% în Africa de Vest și 86% în Groenlanda, sugerând că acest mod de speciație este foarte frecvent la plante.

CONCLUZII

1. Studiul diversității specifice este dificil deoarece nu există un sistem coerent de identificare a unităților operaționale (respectiv speciile), criteriile fiind subiective și neavând un caracter unitar și o aplicabilitate universală.
2. Deși specia există ca nivel de organizare a materiei vii fiind în același timp un taxon și un sistem biologic, speciile descrise și recunoscute în prezent **nu sunt unități comparabile**, fiind identificate pe baza unor criterii diferite. Practic nu se pot identifica speciile ca sisteme biologice, criteriile utilizate nepermițând acest lucru, astfel încât erorile de tip I și II sunt frecvente.

3. DIVERSITATEA SPECIFICĂ - DINAMICA ÎN TIMP ȘI SPAȚIU

3.1 EXTINCȚIA

Studiul dinamicii diversității specifice în timp, de-a lungul perioadelor geologice, se bazează pe analiza fosilelor. Dar fosilele oferă doar o imagine incompletă, deformată, ceea ce face ca singurele analize valabile bazate pe fosile să fie cele la nivelul taxonilor supraspecifici (*diversitatea taxonomică*).

Pentru a înțelege mai bine amploarea dinamicii în timp a diversității specifice trebuie menționat că se estimează numărul speciilor care au existat pe Pământ până în prezent la între 5-50 de miliarde de specii. Astfel, doar 0,1% din speciile care au existat vreodată pe Pământ mai supraviețuiesc în prezent (Raup, 1993).

☞ Termenul de **extincție** este folosit în prezent atât pentru a desemna *pseudoextincția* (atunci când un taxon a evoluat și s-a transformat în timp într-un alt taxon) cât și *extincția reală* (când toți indivizii dintr-un taxon au murit). Astfel, termenul de *fosilă vie* este incorect, deoarece linia a continuat să evolueze, diferențele între speciile actuale și cele fosile fiind foarte mari (pseudoextincție).

Biodiversitatea specifică actuală este rezultatul unui proces dinamic, datorat unui excedent redus de speciație față de extincție, acumulat în timp. În absența extincției diversitatea specifică ar crește exponențial. Intrucât extincția elimină uneori linii evolutive promițătoare, deseori la începutul procesului lor adaptativ, creează astfel loc liber pentru alte inovații evolutive.

Extincția este considerată în viziunea *clasică*, darwinistă, ca procesul prin care speciile inadaptate, primitive, sunt eliminate și înlocuite cu altele mai adaptate. Extincțiile din trecut ar fi deci datorate exclusiv deficiențelor taxonilor respectivi.

Ipotezele *recente* consideră că extincția poate fi, din multe puncte de vedere, randomică, neselectivă. Extincția, ca proces, este rezultatul unei combinații de deficiențe genetice și neșansă. Unele specii dispar deoarece nu se pot adapta la noile presiuni ale mediului, dar cele mai multe specii dispar din cauza neșansei (Raup, 1993).

În prezent, principalele cauze ale extincției sunt datorate activităților umane ce duc la distrugerea, deteriorarea și fragmentarea habitatului, determinate de supraexploatarea resurselor naturale, de impactul introducerii de specii noi și de poluare.

Extincția unei specii larg răspândite poate fi favorizată de declanșarea unui factor perturbator extern, biotic sau abiotic, pe suprafețe mari, evenimente foarte rare, de obicei catastrofale, care nu pot fi anticipate și nu permit adaptarea prin selecție. De exemplu, radiații foarte intense ar elimina majoritatea speciilor de mamifere fără însă să afecteze grav nevertebratele și multe specii de plante. Nu putem vorbi de adaptări la radiații, ci eventual doar de mecanisme de rezistență întâmplătoare. Nu sunt astfel eliminate

organismele neadaptate, așa că din multe puncte de vedere, extincția este randomică.

Din punct de vedere practic, confirmarea extincției este foarte dificilă deoarece o serie de specii de plante pot supraviețui ca semințe dormante, iar unele specii de animale, așa-numiții *taxoni Lazăr*, supraviețuiesc cu un efectiv foarte redus de indivizi perioade îndelungate.

În cursul perioadelor geologice diversitatea specifică și taxonomică a suferit mari modificări. Incepând din Cambrian a avut loc o creștere rapidă a numărului de categorii taxonomice supraspecifice (ordine și familii). Până în prezent au fost identificate 6 perioade de *extincții masive* în Precambrian, Ordovician, Devonian, Permian, Triasic și Cretacic. Cea mai severă este considerată cea din Permian, care a durat între 5 și 8 milioane de ani. În această perioadă numărul de familii de animale marine a scăzut cu 54%, numărul de genuri cu 78-84% iar numărul de specii e posibil să fi scăzut cu 96%. Dintre tetrapodele terestre au dispărut aproape 58% din familii. Valorile acestea nu reflectă însă corect realitatea, deoarece extincțiile au fost selective și nu au afectat în egală măsură diferitele categorii taxonomice. Astfel, dacă în Cretacic au dispărut 40% din familii, acestea aparțineau aproape în totalitate la trei grupuri mari care au dispărut complet: dinozauri, plesiozauri și pterozauri.

Extincțiile din ultimii 50.000 ani (Pleistocen) au dus la dispariția a cel puțin 200 genuri, dar au diferit de celelalte episoade anterioare de extincții masive, prin aceea că au fost mult mai selective, afectând în special megafauna. S-a constatat, de exemplu, impactul diferențiat asupra mamiferelor din America de Nord, cele de dimensiuni mari fiind mult mai afectate decât cele de dimensiuni mici (Tabelul 3.1). Analizând în detaliu, s-a constatat că procentul extincțiilor a variat într-un domeniu larg la mamiferele ierbivore din America, Europa și Australia, mergând de la 100% la cele cu greutatea peste 1000 kg, 75% la cele cu greutatea cuprinsă între 100-1000 kg, 41% la cele cu greutatea cuprinsă între 5-100 kg și mai puțin de 2% la cele cu greutatea mai mică de 5 kg.

TABELUL 3.1 - Extincția exprimată procentual în raport cu dimensiunile mamiferelor din America de Nord în perioada glaciară (după Raup, 1993).

	Număr inițial de taxoni	Număr de taxoni dispăruți	Extincția %
Dimensiuni mici			
Specii	211	21	10
Genuri	83	4	5
Dimensiuni mari			
Specii	79	57	72
Genuri	51	33	65

Extincția selectivă poate avea un impact deosebit de mare asupra diversității morfo-anatomice (Figura 3.1). Astfel, deși rata extincțiilor este aceeași, *extincțiile randomice* permit supraviețuirea unui număr ridicat de planuri de organizare, permițând menținerea unei diversității morfo-anatomice

ridicate și a unor opțiuni evolutive ulterioare mult mai diverse. *Extincțiile selective* conduc la simplificare și la menținerea unei diversității morfo-anatomice scăzute, limitând în același timp opțiunile evolutive ulterioare.

În pofida perioadelor anterioare caracterizate prin extincții masive, în ultima sută de milioane de ani diversitatea specifică a crescut enorm, numărul de specii dublându-se.

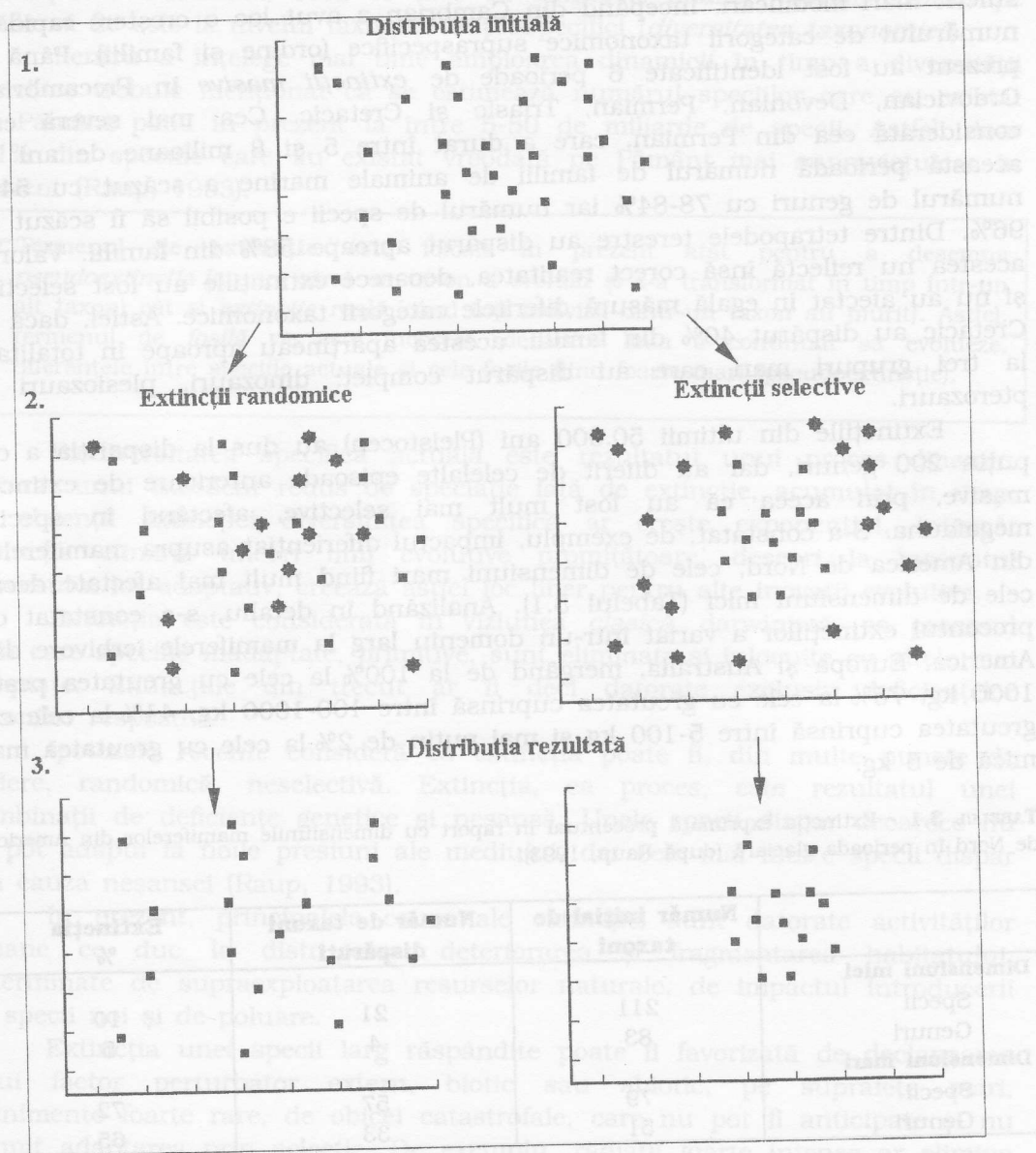


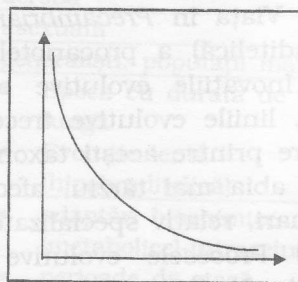
FIGURA 3.1 - Rezultatul extincțiilor randomice și selective asupra diversității morfo-anatomice. Cele două axe de coordonate delimitează un spațiu morfo-anatomic ocupat în totalitate, după extincții randomice, sau doar parțial după extincții selective. (1) reprezintă distribuția inițială; (2) modele de extincție alternative; taxonii extinși sunt reprezentați cu stelute, supraviețuitorii prin pătrate, (3) distribuțiile rezultate (după Roy și Foote, 1997).

Efectele dramatice ale *extincțiilor masive* sunt considerate diferențiat de geologi. Unii le consideră devastatoare în timp ce alții consideră că la scara de timp geologică la care se desfășoară extincțiile, efectul este slab asupra tendințelor diversității globale. Deși extincțiile masive sunt cea mai mare și mai importantă categorie de "catastrofe", ele nu diferă fundamental de mecanismele evolutive care determină modificări în structura diversității specifice. Așanumitele intervale între perioadele de extincții masive sunt de asemenea presărate de catastrofe locale sau regionale care pot avea același efect profund la nivel local ca o extincție masivă la nivel global. În diferite perioade geologice au existat momente de speciație explozivă la nivel regional și local. Pe perioade geologice mari aceste creșteri explozive ale diversității specifice sunt mascate iar sporirea diversității apare în mod eronat graduală, relativ uniformă. În ansamblu, tendința globală a dinamicii diversității specifice nu se potrivește cu nici o tendință regională de creștere.

Se estimează că *durata medie de viață* a unei specii este de aproximativ 4 milioane de ani, dar majoritatea speciilor au o durată de viață mai scurtă. Trebuie menționat că aceste estimări se referă doar la taxonii la care au fost identificate fosile. Pe baza cunoștințelor actuale se poate afirma că:

- majoritatea speciilor au puțini indivizi;
- majoritatea speciilor și genurilor au o existență scurtă;
- majoritatea genurilor au puține specii;
- majoritatea speciilor au areale restrânse;

Toate aceste caracteristici se pot încadra în tipul de grafic alăturat, unde pe abscisă sunt reprezentate speciile iar pe ordonată numărul de indivizi, durata de viață, sau mărimea arealului.



Se constată că deși extincția este un *proces natural*, rata actuală a extincțiilor cauzate de activitatea umană, care se estimează că depășește de 10.000 de ori rata naturală, este un real motiv de îngrijorare. În multe regiuni ale globului, extincția populațiilor, mai mult chiar ca extincția unor specii, este poate cea mai importantă cauză a reducerii biodiversității (Erlich și Daily, 1993).

Primele forme de viață au apărut pe Terra acum aproximativ 3,5 miliarde de ani. *Microorganismele* au fost timp de aproape 3 miliarde de ani singurele forme de viață, majoritatea celor 11 specii descrise dintre cele mai vechi fosile cunoscute fiind similare cu cianobacteriile existente în prezent. Precambrianul, care a durat aproape 3 miliarde de ani, a fost perioada vieții microscopice, atât procariote cât și eucariote. Astfel, *eubacteriile* au apărut deja acum 3,5 miliarde de ani, *arhebacteriile metanogene* acum 2,9 miliarde de ani, *algele eucariote* acum 1,8 miliarde iar *protozoarele eterotrofe* acum un miliard de ani. Ciclurile de viață sexuată la *eucariote*, bazate pe meioză și singamie, ce duc la alternanța de generații haploide și diploide, au apărut prima dată la algele microscopice. Reproducerea sexuată a dus la o creștere a diversității fitoplanctonice și la apariția *talofitelor multicelulare* macroscopice,

acum aproximativ 800 milioane de ani. Resturile fosile ale principalelor *flumuri animale* au fost descoperite de la începutul Cambrianului, acum aproximativ 545 milioane ani. Aceasta este denumită în prezent "explozia" evolutivă din Cambrian și a alimentat numeroase ipoteze referitoare la evoluția sincronă. Totuși analiza filogenetică a artropodelor indică o perioadă extinsă de evoluție, neînregistrată în resturile fosile. Astfel, perioada de divergență dintre diferitele clase implică procese evolutive vechi de cel puțin un miliard de ani. Acest aparent paradox între apariția bruscă a fosilelor de *metazoare* și evoluția anterioară prelungită, sugerează o creștere rapidă a dimensiunilor corporale în Cambrian, însoțită de dezvoltarea formațiunilor exo- și endoscheletice. O dificultate a interpretării resturilor fosile constă și în faptul că între 750 și 1000 milioane de ani în urmă a existat un singur continent înconjurat de oceanul planetar. Mișcările ulterioare ale scoarței terestre au distrus însă toată crusta acestui vechi ocean și astfel orice urme fosile ale vieții planctonice (Fortey și colab., 1997). Atât dinamica cât și mecanismele evoluției vieții în Precambrian, par să difere semnificativ de cele ulterioare, din Fanerozoic, putând fi identificate două faze distincte, caracterizate fiecare prin propriile legi evolutive (Schopf, 1994).

i) Viața în *Precambrian* este caracterizată prin evoluția extrem de lentă (hipobraditelică) a procariotelor asexuate, euritope, cu metabolism extrem de divers. Inovațiile evolutive erau intracelulare, de natură biochimică. Odată apărute, liniile evolutive treceau prin perioade prelungite de stază. Extincțiile erau rare printre acești taxoni generalişti, devenind un mecanism important în evoluție abia mai târziu, afectând preponderent eucariotele fitoplanctonice, cu celule mari, relativ specializate.

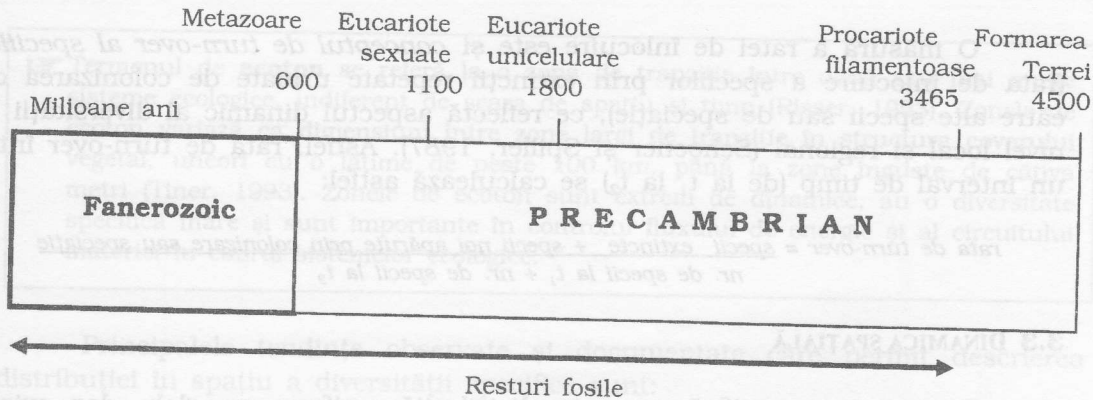
ii) Procesele evolutive din *Fanerozoic* se desfășurau rapid (evoluție orotelică), fiind dominante eucariotele pluricelulare aerobe, macroscopice, cu reproducere sexuată cu un ciclu de viață cu faze alternative specializate fie în asimilarea de hrană fie în reproducere. Datorită specializării din ce în ce mai înguste a taxonilor, evoluția vieții în Fanerozoic a fost punctată de perioade de extincții masive, urmate de radiații adaptative ale liniilor evolutive supraviețuitoare (Figura 3.2).

3.2 DINAMICA TEMPORALĂ

Diversitatea specifică variază în timp, diferit în raport cu scara temporală utilizată. Putem astfel identifica variații *sezoniere*, *sucesionale* și *evolutive* (geologice).

Astfel, o mare parte din creșterea diversității specifice în cursul succesiunii ecologice timpurii este datorată creșterii eterogenității spațiale cauzate de organisme, în special de plante. Acestea facilitează stabilirea de noi specii (Tabelul 3.2).

Diversitatea specifică depinde de vârsta geologică a zonei studiate. Pe perioade suficient de lungi, procesele evolutive pot contribui la sporirea diversității specifice dintr-o regiune, cu condiția ca în intervalul respectiv rata speciației să fie superioară ratei extincției.



Caracteristicile grupelor dominante	Fanerozoic	Precambrian
Durată	550 milioane ani (~15%)	>2915 milioane ani (>85%)
Organisme	macroscopice, eucariote multicelulare	microscopice, procariote unicelulare/coloniale
Fiziologie	aerobă	anaerobă, facultativ aerobă, aerobă
Reproducere	sexuată	asexuată
Ecologie	specializări, populații mici	generalişti, populații mari
Dinamica evoluției	<ul style="list-style-type: none"> Specii cu durata de viață scurtă Evoluție rapidă (orotelică) 	<ul style="list-style-type: none"> Specii cu durata de viață lungă Evoluție lentă (hipobraditelică)
Modul de evoluție	<ul style="list-style-type: none"> modificări morfologice ale organelor (flori, frunze, dinți, membre) extincții/radiații frecvente 	<ul style="list-style-type: none"> adaptări biochimice (metabolice)-intracelulară perioade de stază

FIGURA 3.2 - Compararea strategiilor evolutive ale organismelor din Precambrian și Fanerozoic (după Schopf, 1994).

TABELUL 3.2 - Caracteristicile structurale ale ecosistemelor aflate în stadii succesionale diferite.

Parametru	Stadiu tânăr	Stadiu matur
Număr specii	mic	mare
Rețea trofică	simplă, lineară	complexă
Eterotrofi	puțini	numeroși (paraziți, simbionți)
Nișe ecologice	largi	înguste
Strategie evolutivă	tip r	tip K

Cele trei procese primare care determină corelația dintre diversitate și vârsta geologică a unei regiuni sunt:

- i. dispersia/migrația care se desfășoară la scară de timp de ore-milenii;
- ii. sporirea eterogenității mediului produsă de organismele vii (ore-milenii);
- iii. echilibrul dintre ratele de speciație și extincție (zile-milenii).

O măsură a ratei de înlocuire este și *conceptul de turn-over al speciilor* (rata de înlocuire a speciilor prin extincții repetate urmate de colonizarea de către alte specii sau de speciație), ce reflectă aspectul dinamic al diversității la nivel local și regional (Schoener și Spiller, 1987). Astfel, rata de turn-over într-un interval de timp (de la t_1 la t_2) se calculează astfel:

$$\text{rata de turn-over} = \frac{\text{specii extinse} + \text{specii noi apărute prin colonizare sau speciație}}{\text{nr. de specii la } t_1 + \text{nr. de specii la } t_2}$$

3.3 DINAMICA SPAȚIALĂ

Diversitatea specifică nu este distribuită uniform pe glob, dar există câteva tendințe, unele contradictorii, fără caracter de universalitate. Nu există un mecanism unic care să explice distribuția diversității specifice și care să fie valabil pentru toți taxonii. Variația în gradient a factorilor fizico-chimici permite o zonare în raport cu valorile lor. Cele mai cunoscute exemple sunt gradientul de temperatură de la poli către tropice și din văi către zona alpină; gradientul de umiditate de-a lungul zonelor climatice majore și gradientul de adâncime de la mal spre zona profundă în sistemele ecologice acvatice (Figura 3.3). Frecvent aceste condiții și organismele adaptate la ele se schimbă gradat, alteori există zone cu schimbări abrupte, numite *zone de ecoton*.

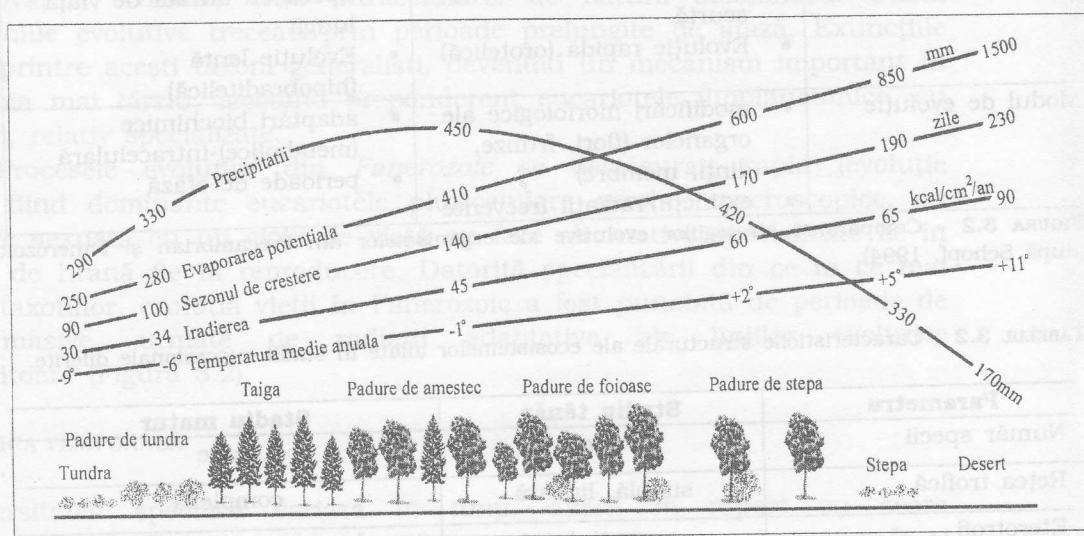


FIGURA 3.3 - Variația principalilor factori climatici ce determină o zonare a vegetației de-a lungul unui gradient latitudinal.

Zonele de ecoton sunt considerate a fi și importante centre de speciație (Fjeldsa, 1995). Categoriile de ecosisteme cu o mare diversitate specifică, cum sunt pădurile tropicale umede și savanele, nu sunt decât "muzee", unde speciile se acumulează pe parcursul timpului, diversificarea lor, respectiv procesul de speciație, realizându-se în zonele ecotonale.

Termenul de **ecoton** se referă la o zonă de tranziție între două sau mai multe sisteme ecologice, indiferent de scara de spațiu și timp (Risser, 1993). Zonele de ecoton variază ca dimensiuni între zone largi de tranziție în structura covorului vegetal, uneori cu o lățime de peste 100 km, până la zone înguste de câțiva metri (Tiner, 1993). Zonele de ecoton sunt extrem de dinamice, au o diversitate specifică mare și sunt importante în controlul fluxului de energie și al circuitului materiei în cadrul sistemelor ecologice.

Principalele tendințe observate și documentate care permit descrierea distribuției în spațiu a diversității specifice sunt:

a. GRADIENTUL LATITUDINAL

Prima tendință observată de sistematicieni a fost existența unui *gradient latitudinal* al diversității specifice. Majoritatea grupelor de animale și plante au o diversitate maximă în zonele tropicale și una minimă la poli. Există numeroase excepții, dar totuși tendința generală rămâne. Înțelegerea acestui gradient de diversitate nu este ușoară, deoarece sunt mulți factori corelați care pot influența diversitatea specifică (temperatura, precipitațiile, producția primară netă, evoluția geologică). Dintre acești factori, unii sunt corelați pozitiv cu latitudinea, iar alții, negativ. Există și câteva gradiente de diversitate inverse față de tendința generală. Astfel, contrar ipotezelor clasice care preconizau creșterea diversității cu temperatura, diversitatea specifică a unor organisme acvatice (dulcicole și marine) este minimă la tropice și maximă la poli (Houston, 1996). Se pare că nu există *simetrie* în ceea ce privește cele două emisfere, diversitatea specifică fiind mai ridicată în emisfera sudică. Aceasta distribuție poate fi explicată prin existența în emisfera sudică a numeroase insule ce adăpostesc speciile endemice.

O altă *ipoteză recentă* (Rosenzweig, 1995) neagă existența gradientului latitudinal, sugerând că diversitatea mare de la tropice se explică prin suprafața mai mare ocupată de această zonă climatică. O analiză în detaliu a ponderii suprafețelor diferitelor zone climatice a infirmat însă această ipoteză arătând că suprafața nu poate fi factorul predominant care să explice acest gradient (Rohde, 1997).

Ipoteza *clasică* explică diversitatea specifică mare de la tropice prin aceea că aici producția primară este maximă (Figura 3.4).

În prezent se recunoaște că gradientul diversității specifice este rezultatul a *două procese* (Blackburn și Gaston, 1996): unul care determină cantitatea maximă de biomasă care poate fi produsă într-o regiune și altul care reflectă modul în care biomasă dintr-o regiune este distribuită între indivizi și modul în care acești indivizi sunt grupați în specii. Din acest punct de vedere, diversitatea specifică dintr-o regiune nu trebuie considerată independent de abundențele relative ale speciilor și de dimensiunile corporale ale indivizilor. Pădurile tropicale au cea mai mare biomasă pe unitatea de suprafață, dar speciile tropicale au o densitate minimă de indivizi. Mai mult,

pentru vertebrate se aplică legea lui Bergmann, care prevede că dimensiunile corporale cresc pe măsură ce ne apropiem de poli.

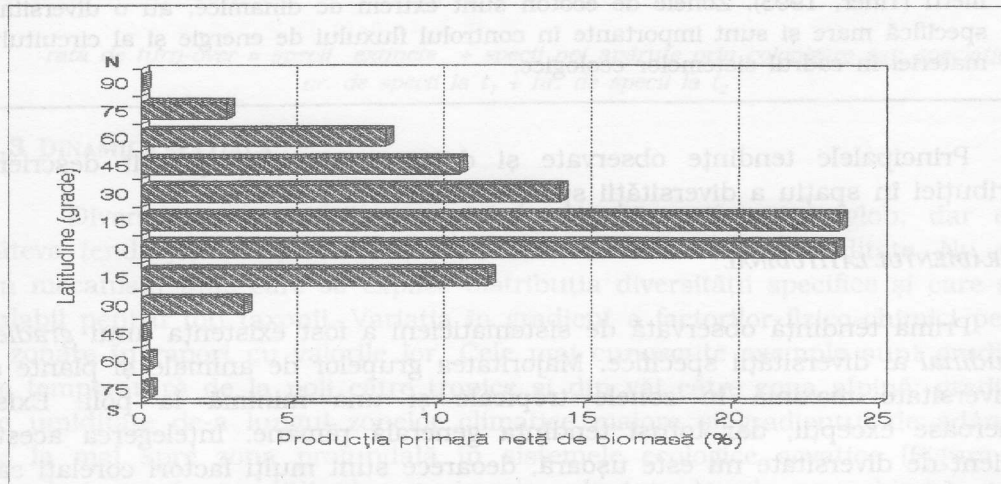


FIGURA 3.4 - Distribuția producției primare nete anuale cu latitudinea (Stăncescu, 1985).

Astfel, la tropice, biomasa disponibilă pentru animale este împărțită între mulți indivizi de dimensiuni mai mici, cu cerințe energetice reduse datorită temperaturilor ridicate, ceea ce duce la creșterea diversității specifice. S-a constatat de asemenea că dimensiunile corporale medii sunt invers proporționale cu densitatea indivizilor.

La nivelul *Oceanului Planetar* există diferențe mari între regiunea arctică și cea antarctică. Oceanul Arctic este mult mai tânăr și are o diversitate specifică mai scăzută, iar numărul de endemisme este mai mic. Perioada de izolare geografică mai îndelungată a regiunii antarctice a contribuit la sporirea diversității specifice. Procesele de producție diferă de asemenea mult prin aceea că în timp ce Oceanul Arctic este dominat de specii de pești cu valoare comercială, Antarctica este caracterizată prin abundența nevertebratelor, de tipul krill-ului, care reprezintă sursa majoră de hrană pentru păsări și mamifere. În concluzie, gradientul crescător al diversității specifice pare să existe între zona arctică și tropice, dar în emisfera sudică el nu mai este evident (Gray, 1997).

Tendința de creștere a diversității specifice de la poli spre Ecuator nu apare la toate grupele. S-au constatat tendințe inverse de distribuție a diversității specifice la o serie de grupe de animale și plante: păsări marine, licheni, organisme marine bentale, viespi parazite, nematode din sol. La helminții care parazitează mamiferele marine diversitatea maximă este în zona temperată (Figura 3.5).

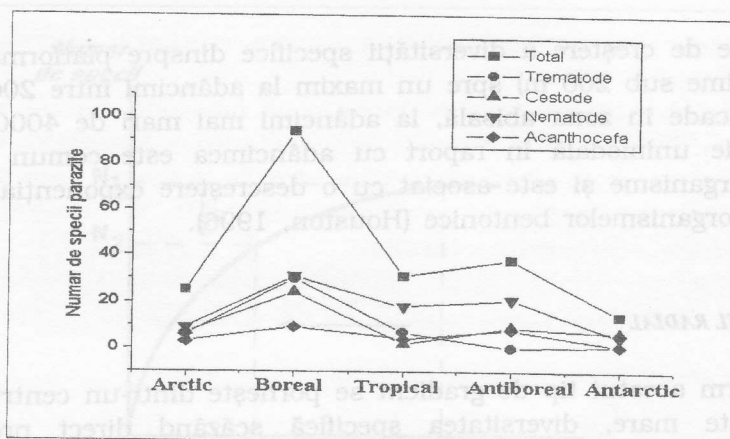


FIGURA 3.5 - Numărul de specii de helminți paraziți ai pinipedelor și cetaceelor la diferite latitudini (modificat după Rohde, 1992).

b. GRADIENTUL LONGITUDINAL

Gradientul longitudinal cel mai cunoscut este al unor taxoni marini (corali, mangrove, gasteropode) care au diversitatea maximă în arhipelagul indonezian, aceasta scăzând atât spre vest cât și spre est. Cauzele acestei diversități mari în regiunea Indo-Pacifcă sunt datorate nu doar perioadei îndelungate de stabilitate evolutivă, ci în special mării diversități insulare. Insulele diferă ca mărime, origine, evoluție geologică și ca distanță între ele. În decursul perioadelor geologice au existat bariere geografice care au izolat diferite zone și au dus la rate de speciație mai ridicate (Gray, 1997).

c. GRADIENTUL ALTITUDINAL

În general la *ecosistemele terestre* diversitatea specifică scade cu creșterea altitudinii. Această tendință apare însă numai de la o anumită altitudine și mimează variația cu latitudinea (o creștere în altitudine de 1000 m corespunde la o deplasare de aproximativ 500-750 km în latitudine și la o scădere a temperaturii de 6°C).

Munții, ca structuri tridimensionale, sunt mai eterogeni decât câmpiile, putând astfel adăposti un număr mai ridicat de specii. Diversitatea specifică este mai mare în zona montană, deoarece speciile acestor ecosisteme sunt adaptate la condiții mai dure, fiind supuse unor presiuni selective mai intense și beneficiază de un grad mai mare de izolare. Diversitatea specifică scade la altitudini mari, dar are valori ridicate la altitudini mici sau intermediare.

O variantă a acestui tip de gradient a fost semnalată la nivelul *Oceanului Planetar*, în cazul faunei bentonice din zona abisală. În pofida temperaturilor scăzute, a presiunii înalte, a întunericului profund și a sedimentelor sărace în nutrienți, există o faună extrem de variată, compusă din echinoderme, pești, polichete, artropode, cnidari, nematode, etc. Tendința

generală este de creștere a diversității specifice dinspre platforma continentală (cu o adâncime sub 200 m) spre un maxim la adâncimi între 2000 și 4000 m, după care scade în zona abisală, la adâncimi mai mari de 4000 m. Acest tip de distribuție unimodală în raport cu adâncimea este comun multor grupe diferite de organisme și este asociat cu o descreștere exponențială a densității și biomasei organismelor bentonice (Houston, 1996).

d. GRADIENTUL RADIAL

Conform acestui tip de gradient se pornește dintr-un centru de speciație cu diversitate mare, diversitatea specifică scăzând direct proporțional cu distanța față de acesta. Astfel de gradienti au fost descriși în regiunea tropicală pentru plante, păsări, fluturi, amfibieni și mamifere.

e. PRODUCTIVITATEA

La scară globală, producția primară a ecosistemelor terestre, care este o măsură a fluxului de energie, este corelată pozitiv cu diversitatea plantelor, iar aceasta, datorită numărului ridicat de paraziți și fitofagi specie-specifci, dă naștere unei diversități mari (Figura 3.6).

Există însă o serie de *corelații negative* între diversitate și productivitate, așa-numitul "*paradox al îmbogățirii*", care se referă la faptul că diversitatea descrește deseori atunci când sistemul ecologic primește un supliment de nutrienți sau alte resurse care sporesc productivitatea. De exemplu, adăugarea de nutrienți în ecosistemele acvatice duce la o eutrofizare accelerată, caracterizată printr-o producție primară mare dar o diversitate specifică scăzută. La nivelul Oceanului Planetar diversitatea specifică a organismelor planctonice este foarte mare, deși productivitatea este extrem de scăzută. De asemenea adăugarea de îngrășăminte în pășuni duce la scăderea diversității specifice. Se constată aceeași tendință și în sistemele ecologice marine unde zonele centrale oceanice sunt caracterizate printr-o productivitate și o densitate scăzută a organismelor planctonice, dar totuși au o foarte mare diversitate specifică. În zonele cu productivitate mare (zone de up-welling, lagune, zone de coastă puțin adânci), diversitatea specifică este mai scăzută.

În cazul multor sisteme ecologice se observă o *distribuție unimodală*, cu diversitatea specifică maximă la niveluri intermediare ale productivității și o diversitate descrescândă spre valorile mai mari sau mai mici ale acesteia.

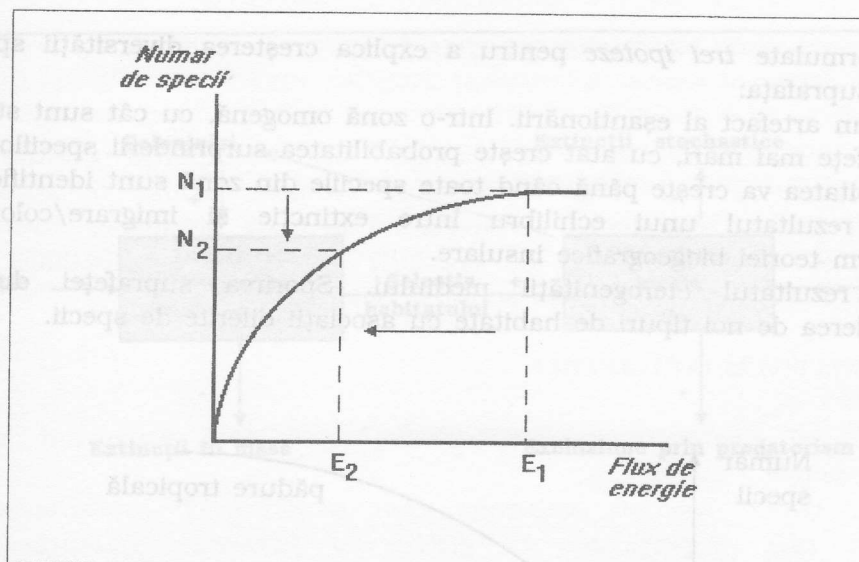


FIGURA 3.6 - Dependența diversității specifice de intensitatea fluxului de energie. Astfel, o scădere a cantității de energie primită de sistemul ecologic de la E_1 la E_2 duce la o scădere a numărului de specii de la N_1 la N_2 .

f. SUPRAFAȚA

Diversitatea specifică variază în funcție de scara de spațiu și este rezultatul interacțiunilor între diversitatea locală și regională. Cu cât beta-diversitatea este mai mare, cu atât diversitatea zonei va fi mai mare. Zone cu alfa-diversitate mică pot contribui mult la diversitatea gamma dacă conțin un număr ridicat de specii endemice (de exemplu insulele).

În general, zonele cu suprafețe mai mari au mai multe specii decât cele cu suprafețe mai mici. Modul în care diversitatea specifică crește odată cu creșterea numărului de probe/suprafața studiată, poate oferi indicii privitor la numărul de specii din acea regiune (Figura 3.7).

INDICI DE DIVERSITATE

Caracterizarea structurală a biocenozei se realizează cel mai bine cu ajutorul conceptului de diversitate. Acesta este un descriptor puțin precis care se referă la numărul de specii prezente și la ponderea lor relativă. Conceptul nu poate fi însă aplicat întregii biocenoze ci doar unor subsisteme ale acesteia (grup taxonomic, nivel trofic, asociații de specii ce ocupă un anumit tip de habitat etc.). Diversitatea calculată pentru unul sau mai multe subsisteme se consideră că aproximează diversitatea întregii biocenoze.

În raport cu scara spațială distingem mai multe niveluri ale diversității specifice, din care se prezintă cele mai des utilizate:

- *alfa diversitate* - diversitatea specifică la nivelul unei biocenoze;
- *beta diversitate* - diversitatea de-a lungul unui transect la nivelul unui complex de ecosisteme. Măsoară practic rata de înlocuire a speciilor de-a lungul transectului;
- *gamma diversitate* - diversitatea specifică la nivel regional.

Au fost formulate *trei ipoteze* pentru a explica creșterea diversității specifice odată cu suprafața:

- i. Este un artefact al eșantionării. Într-o zonă omogenă, cu cât sunt studiate suprafețe mai mari, cu atât crește probabilitatea surprinderii speciilor rare. Diversitatea va crește până când toate speciile din zonă sunt identificate.
- ii. Este rezultatul unui echilibru între extincție și imigrare/colonizare, conform teoriei biogeografice insulare.
- iii. Este rezultatul eterogenității mediului. Sporirea suprafeței duce la includerea de noi tipuri de habitate cu asociații diferite de specii.

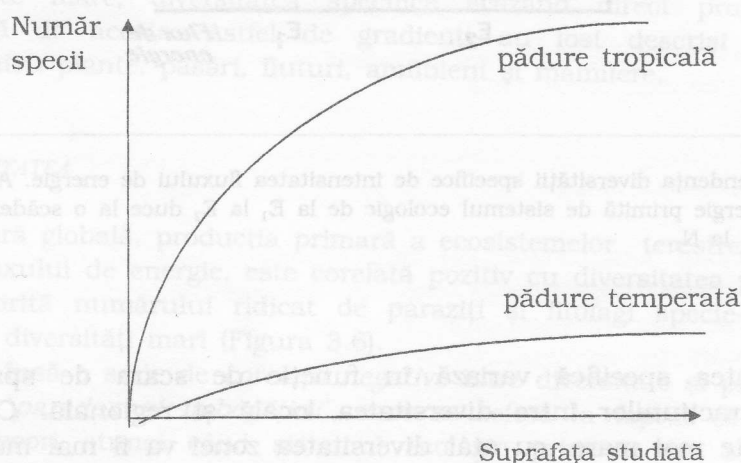


FIGURA 3.7 - Dinamica numărului de specii în ecosisteme forestiere tropicale și temperate în raport cu suprafața studiată.

Eterogenitatea spațială este puternic corelată cu numărul de specii. Eterogenitatea la scară de spațiu mare este determinată de procese geologice care, împreună cu climatul, influențează distribuția apei, nutrienților din sol, a energiei radiante solare și a altor factori de-a lungul unor sisteme ecologice mari. Eterogenitatea este determinată și de plante, în principal prin structurarea pe verticală și complexitatea produsă de părțile sub- și supraterane ale plantelor. Animalele contribuie deasemenea la sporirea eterogenității. Ajungem astfel la expresia, deja clasică: "*diversitatea creează diversitate*". Trebuie menționat că eterogenitatea spațială afectează nu numai diversitatea specifică, ci și diversitatea genetică.

Diversitatea specifică locală nu este dependentă doar de condițiile locale ci este influențată, uneori preponderent, de diversitatea specifică regională (Figura 3.8).

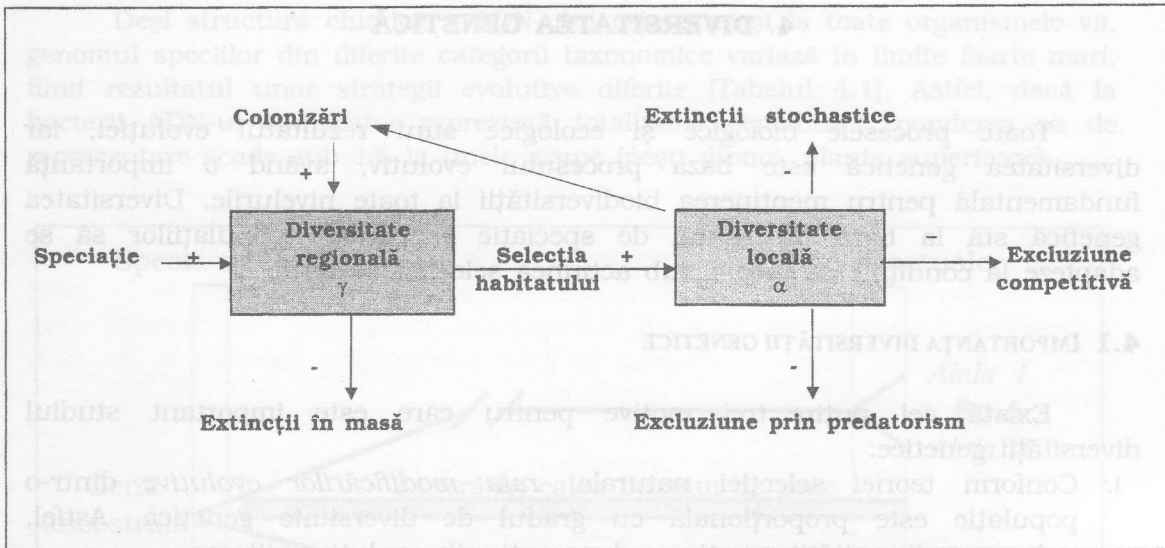


FIGURA 3.8 - Influența proceselor regionale și globale asupra diversității regionale și locale. Modificat după Ricklefs și Schluter (1993).

1. În primul rând, nivelul populațional (populație) este determinat de nivelul individual (individ) și de nivelul populațional (populație) dintr-o populație (populație). Nivelul individual este determinat de nivelul individual (individ) și de nivelul populațional (populație) dintr-o populație (populație). Nivelul populațional este determinat de nivelul individual (individ) și de nivelul populațional (populație) dintr-o populație (populație).

2. În al doilea rând, nivelul populațional (populație) este determinat de nivelul individual (individ) și de nivelul populațional (populație) dintr-o populație (populație). Nivelul individual este determinat de nivelul individual (individ) și de nivelul populațional (populație) dintr-o populație (populație). Nivelul populațional este determinat de nivelul individual (individ) și de nivelul populațional (populație) dintr-o populație (populație).

3. În al treilea rând, nivelul populațional (populație) este determinat de nivelul individual (individ) și de nivelul populațional (populație) dintr-o populație (populație). Nivelul individual este determinat de nivelul individual (individ) și de nivelul populațional (populație) dintr-o populație (populație). Nivelul populațional este determinat de nivelul individual (individ) și de nivelul populațional (populație) dintr-o populație (populație).

Principalele mecanisme care duc la creșterea diversității genetice sunt mutațiile și recombinările, prin care se modifică trăsăturile ereditare ale organismelor (Botnaric, 1993). Mutațiile pot fi de mai multe feluri:

1. mutații genice, care constau în schimbarea de nucleotid în timpul procesului de evoluție și se transmit în alte gene și în evoluția ulterioară (Figura 4.1);
2. mutații cromozomale, care constau în restructurarea numărului sau delimitarea unor inverșuni, translocări, duplicări sau deleții;
3. mutații genomice, ce constau în modificarea gradului de ploizie (a numărului de cromozomi).

4. DIVERSITATEA GENETICĂ

Toate procesele biologice și ecologice sunt rezultatul evoluției, iar diversitatea genetică este baza procesului evolutiv, având o importanță fundamentală pentru menținerea biodiversității la toate nivelurile. Diversitatea genetică stă la baza procesului de speciație și permite populațiilor să se adapteze la condițiile de mediu sub acțiunea selecției naturale.

4.1 IMPORTANȚA DIVERSITĂȚII GENETICE

Există cel puțin trei motive pentru care este important studiul diversității genetice:

- i. Conform teoriei selecției naturale, *rata modificărilor evolutive* dintr-o populație este proporțională cu gradul de diversitate genetică. Astfel, reducerea diversității genetice reduce opțiunile evolutive viitoare.
- ii. Diversitatea genetică intrapopulațională (heterozigoția) este direct proporțională cu vitalitatea acelei populații.
- iii. Genofondul biosferei conține întreaga *informație* asupra proceselor biologice planetare. Diminuarea acestuia duce la limitarea capacității populațiilor de a se adapta la modificările mediului și reduce informația biologică potențial utilă pentru societatea umană.

☞ **genofond:** totalitatea genotipurilor individuale dintr-o populație (genofondul populațional), specie (genofondul speciei), biocenoză (genofondul biocenotic) sau de la nivelul biosferei (genofondul biosferei).

☞ **genă:** unitatea elementară a eredității. Poziția ocupată de genă în cromozom se numește **locus** (pl. *loci*). O genă poate exista într-un individ, populație sau specie sub mai multe forme numite **alele**.

☞ La nivel *populațional*, (populație alcătuită din indivizi diploizi) un locus poate să fie **monomorf** (toate alelele sunt identice, nu există variabilitate la acest nivel) sau **polimorf** (există mai multe gene alele la nivelul locusului).

☞ La nivel *individual* orice locus polimorfic poate să fie **homozigot** (două copii ale aceleiași alele) sau **heterozigot** (două alele diferite). Locii monomorfi sunt evident întotdeauna homozigoți.

Principalele mecanisme care duc la creșterea diversității genetice sunt mutațiile și recombinările, prin care se modifică însușirile ereditare ale organismelor (Botnariuc, 1992). Mutațiile pot fi de mai multe feluri:

- i. *mutații genice*, care constau în apariția de noi alele. Astfel, în timp, genele evoluează și se transformă în alte gene alele. Evoluția unor linii moleculare diferite este ilustrată în Figura 4.1;
- ii. *mutații cromozomale*, care constau în restructurări ale cromozomilor datorate unor inversiuni, translocații, duplicații sau deleții;
- iii. *mutații genomice*, ce constau în modificarea gradului de ploidie (a numărului de cromozomi).

Deși structura chimică a ADN-ului este aceeași la toate organismele vii, genomul speciilor din diferite categorii taxonomice variază în limite foarte mari, fiind rezultatul unor strategii evolutive diferite (Tabelul 4.1). Astfel, dacă la bacterii ADN-ul codificator reprezintă totalitatea genomului, ponderea sa de reprezentare scade sub 1% la unele grupe (pești dipnoi, plante superioare).

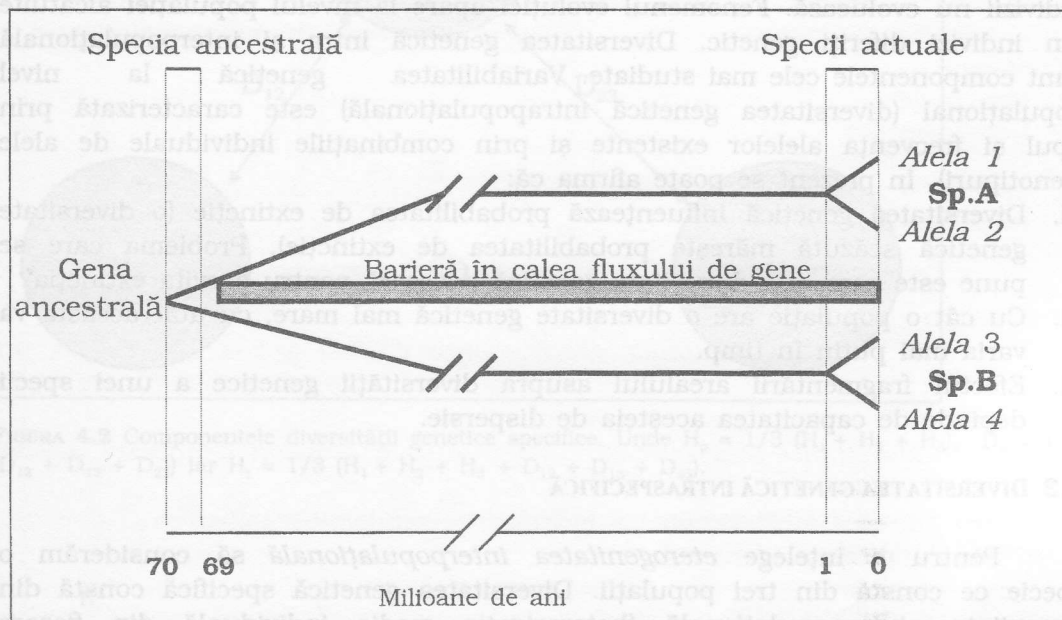


FIGURA 4.1 - Evoluția unor linii moleculare diferite dintr-o genă ancestrală comună. Cele două gene alele ale fiecărei specii provin dintr-o alelă ancestrală comună veche de un milion de ani. Acestea, la rândul lor, se consideră că au evoluat dintr-o specie ancestrală comună acum aproximativ 70 milioane ani (modificat după Wilson și colab., 1985).

TABELUL 4.1 - Mărimea genomului (exprimată în perechi de baze, pb) și ponderea în cadrul acestuia a ADN-ului codificator la diferite specii aparținând unor categorii taxonomice diferite (adaptat după Godelle, 1997).

Categoria taxonomică și specia reprezentativă	Mărimea genomului ($pb \times 10^9$)	ADN codificator %
Bacterii - <i>E. coli</i>	0,004	100
Drojdii - <i>S. cerevisiae</i>	0,009	70
Nematode - <i>Caenorhabditis sp.</i>	0,09	25
Insecte - <i>Drosophila melanogaster</i>	0,18	33
Amfibieni - <i>Triturus vulgaris</i>	19	1,5-4,5
Pești dipnoi - <i>Protopterus sp.</i>	140	0,4-1,2
Angiosperme - <i>Arabidopsis sp.</i>	0,2	31
Angiosperme - <i>Fritillaria sp.</i>	130	0,02
<i>Homo sapiens sapiens</i>	3,5	9-27

4.2 IDENTIFICAREA UNITĂȚILOR OPERAȚIONALE

Intreaga biodiversitate de pe planetă este rezultatul evoluției. Întrucât diversitatea genetică este prezentă la toate nivelurile de organizare este important să se definească nivelul la care urmează să fie studiată. Deși la *nivel individual* diversitatea genetică se manifestă sub forma *heterozigoției*, indivizii nu evoluează. Fenomenul evoluției apare la nivelul populației alcătuite din indivizi diferiți genetic. Diversitatea genetică intra și interpopulațională sunt componentele cele mai studiate. Variabilitatea genetică la nivel populațional (diversitatea genetică intrapopulațională) este caracterizată prin tipul și frecvența alelelor existente și prin combinațiile individuale de alele (genotipuri). În prezent se poate afirma că:

- i. Diversitatea genetică influențează probabilitatea de extincție (o diversitate genetică scăzută mărește probabilitatea de extincție). Problema care se pune este care este diversitate genetică necesară pentru a evita extincția?
- ii. Cu cât o populație are o diversitate genetică mai mare, cu atât aceasta va varia mai puțin în timp.
- iii. Efectul fragmentării arealului asupra diversității genetice a unei specii depinde de capacitatea acesteia de dispersie.

4.3 DIVERSITATEA GENETICĂ INTRASPECIFICĂ

Pentru a înțelege *eterogenitatea interpopulațională* să considerăm o specie ce constă din trei populații. Diversitatea genetică specifică constă din diversitatea intrapopulațională (heterozigoția medie individuală din fiecare populație) și diversitatea genetică interpopulațională (Figura 4.2). Un model simplu al diversității genetice este:

$$H_t = H_p + D_p$$

H_t reprezintă diversitatea genetică a speciei;

H_p - diversitatea genetică intrapopulațională medie (heterozigoția locală medie);

D_p - deosebirile genetice medii interpopulaționale.

Diversitatea genetică interpopulațională este datorată evoluției independente a populațiilor locale afectate de efectul de colonizare, derivei/driftului genetic, gâtuirile ("bottleneck") demografice, mutațiilor și presiunilor selective locale.

Un studiu publicat în anul 1984, realizat pe 169 de specii de mamifere, a evidențiat că gradul de heterozigoție este în ansamblu extrem de scăzut (Figura 4.3).

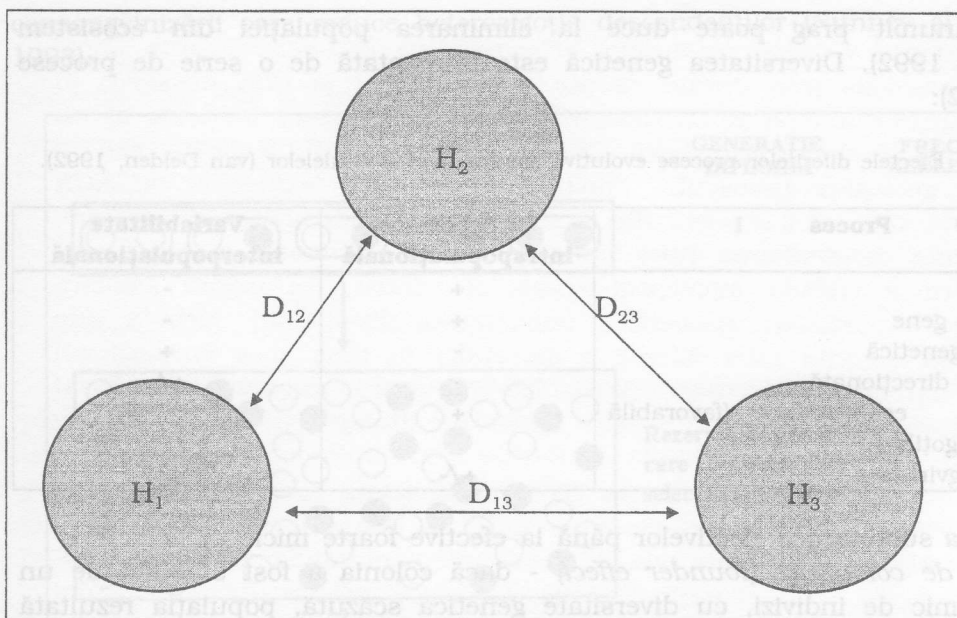


FIGURA 4.2 Componentele diversității genetice specifice. Unde $H_p = 1/3 (H_1 + H_2 + H_3)$, $D_p = 1/3 (D_{12} + D_{13} + D_{23})$ iar $H_t = 1/3 (H_1 + H_2 + H_3 + D_{12} + D_{13} + D_{23})$.

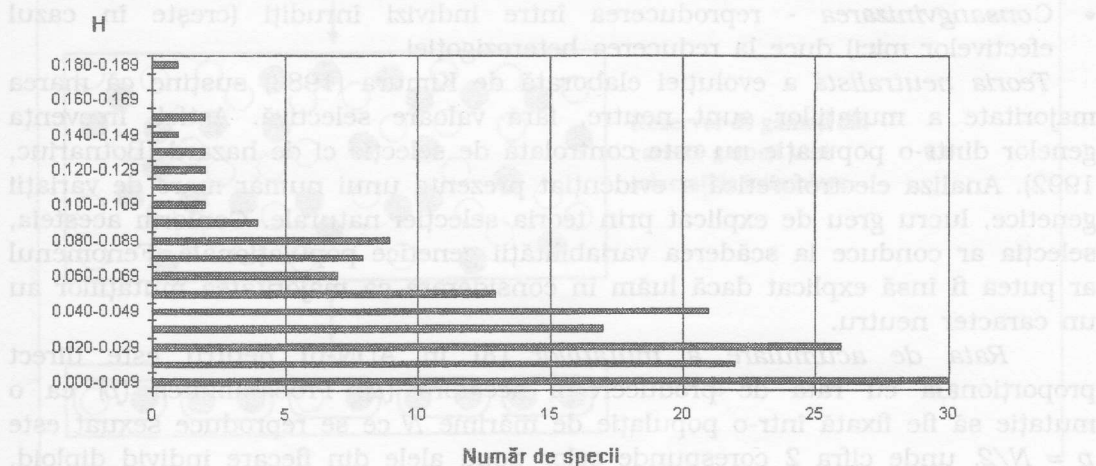


FIGURA 4.3 - Frecvența gradului mediu de heterozigoție (H) la 169 de specii de mamifere (adaptat după Nevo și colab., 1984). Se observă ponderea ridicată a speciilor cu un nivel scăzut și foarte scăzut al diversității genetice.

4.4 MECANISMELE DE DIMINUARE A DIVERSITĂȚII GENETICE

Eterogenitatea structurală și funcțională a populației este o necesitate și condiționează integralitatea ei. Eterogenitatea este susținută de selecția naturală deoarece conferă populației o serie de avantaje. Scăderea eterogenității

sub un anumit prag poate duce la eliminarea populației din ecosistem (Botnariuc, 1992). Diversitatea genetică este influențată de o serie de procese (Tabelul 4.2):

TABELUL 4.2 - Efectele diferitelor procese evolutive asupra frecvenței alelelor (van Delden, 1992).

Proces	Variabilitate intrapopulațională	Variabilitate interpopulațională
1. Mutații	+	-
2. Flux de gene	+	-
3. Derivă genetică	-	+
4. Selecție direcționată	-	+/-
5. Selecție echilibrată (favorabilă heterozigoților)	+	-
6. Consangvinizare	+/-	+/-

- Scăderea susținută a efectivelor până la efective foarte mici.
- *Efectul de colonizare (founder effect)* - dacă colonia a fost stabilită de un număr mic de indivizi, cu diversitate genetică scăzută, populația rezultată va avea o diversitate genetică scăzută.
- *Gâturi demografice (bottlenecks)* - datorate unor reduceri temporare masive ale efectivului
- *Deriva genetică* (drift genetic) - modificarea randomică a frecvenței genetice în populațiile mici (Figura 4.4).
- *Consangvinizarea* - reproducerea între indivizi înrudiți (crește în cazul efectivelor mici) duce la reducerea heterozigoției.

Teoria neutralistă a evoluției elaborată de Kimura (1983) susține că marea majoritate a mutațiilor sunt neutre, fără valoare selectivă. Astfel, frecvența genelor dintr-o populație nu este controlată de selecție ci de hazard (Botnariuc, 1992). Analiza electroforetică a evidențiat prezența unui număr mare de variații genetice, lucru greu de explicat prin teoria selecției naturale. Conform acesteia, selecția ar conduce la scăderea variabilității genetice populaționale. Fenomenul ar putea fi însă explicat dacă luăm în considerare că majoritatea mutațiilor au un caracter neutru.

Rata de acumulare a mutațiilor (K) în ADN-ul neutru este direct proporțională cu rata de producere a acestora (μ). Probabilitatea (p) ca o mutație să fie fixată într-o populație de mărime N ce se reproduce sexuat este $p = 1/2$, unde cifra 2 corespunde celor două alele din fiecare individ diploid. Numărul mutațiilor neutre dintr-o populație de mărime N este deci $2N\mu$. De aici rezultă că $K = 2N\mu p$, unde $p = 1/2$, deci $K = \mu$.

Intrucât nu toți indivizii dintr-o populație participă efectiv la reproducere, mărimea efectivă a populației (N_e) va fi mai mică decât efectivul populației N . În condiții normale se estimează că relația dintre ele este între $N_e = (0,25 - 0,5) N$ pentru păsări și mamifere, până la valori de $N_e = 0,05 N$ pentru pești și nevertebrate. Cu cât efectivul unei populații scade și aceasta devine mai izolată de restul populațiilor, cu atât crește frecvența

consangvinizării care reduce heterozigoția descendenților (Nunney și Campbell, 1993).

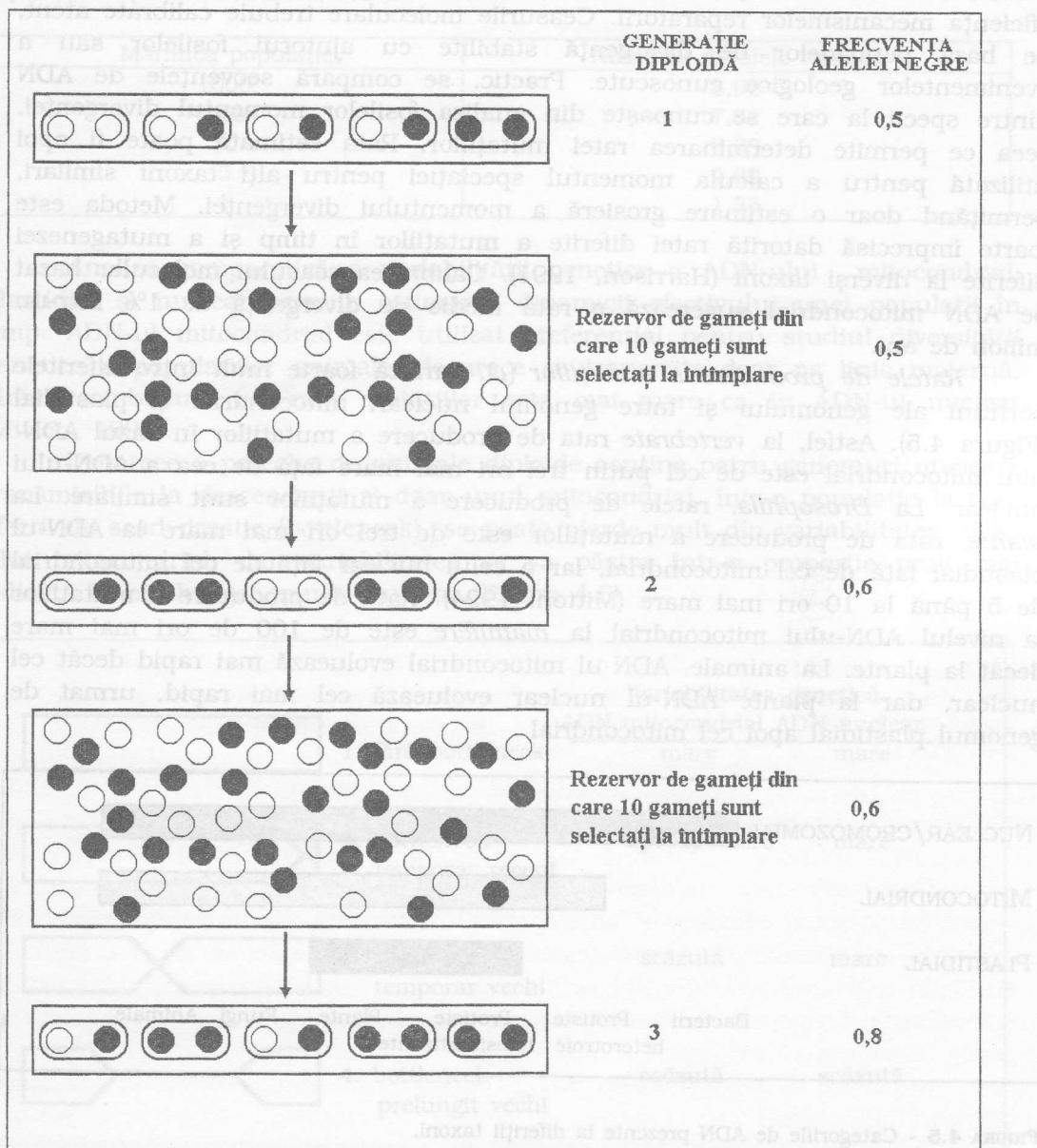


FIGURA 4.4 - Deriva genetică pe parcursul a două generații. Sunt reprezentate două alele diferite care inițial au o frecvență egală.

O consecință importantă a egalității $K = \mu$, respectiv a faptului că rata de acumulare a mutațiilor este constantă în timp, depinzând doar de rata de producere a mutațiilor, este și conceptul "ceasului molecular". Astfel, numărul de mutații (substituții de nucleotide sau o altă măsură a distanței genetice) este direct proporțională cu momentul în care două linii evolutive s-au separat,

permițând astfel stabilirea momentului speciației în timp. Rata mutațiilor diferă între gene, datorită variației presiunilor selective și a deosebirilor între liniile evolutive caracterizate prin durate diferite a generațiilor și prin deosebiri în eficiența mecanismelor reparatorii. Ceasurile moleculare trebuie calibrate atent, pe baza perioadelor de divergență stabilite cu ajutorul fosilelor sau a evenimentelor geologice cunoscute. Practic, se compară secvențele de ADN dintre specii la care se cunoaște din analiza fosilelor momentul divergenței, ceea ce permite determinarea ratei mutațiilor. Rata estimată poate fi apoi utilizată pentru a calcula momentul speciației pentru alți taxoni similari, permițând doar o estimare grosieră a momentului divergenței. Metoda este foarte imprecisă datorită ratei diferite a mutațiilor în timp și a mutagenzei diferite la diverși taxoni (Harrison, 1991). Calibrarea ceasului molecular bazat pe ADN mitocondrial sugerează o rată medie de divergență de 1% într-un milion de ani.

Ratele de producere a mutațiilor (μ), variază foarte mult între diferitele porțiuni ale genomului și între genomul nuclear, mitocondrial și plastidial (Figura 4.5). Astfel, la *vertebrate* rata de producere a mutațiilor în cazul ADN-ului mitocondrial este de cel puțin trei ori mai mare față de cea a ADN-ului nuclear. La *Drosophila*, ratele de producere a mutațiilor sunt similare. La *plante*, rata de producere a mutațiilor este de trei ori mai mare la ADN-ul plastidial față de cel mitocondrial, iar a celui nuclear față de cel mitocondrial de 5 până la 10 ori mai mare (Mitton, 1994). Rata de producere a mutațiilor la nivelul ADN-ului mitocondrial la *mamifere* este de 100 de ori mai mare decât la plante. La animale, ADN-ul mitocondrial evoluează mai rapid decât cel nuclear, dar la plante ADN-ul nuclear evoluează cel mai rapid, urmat de genomul plastidial apoi cel mitocondrial.

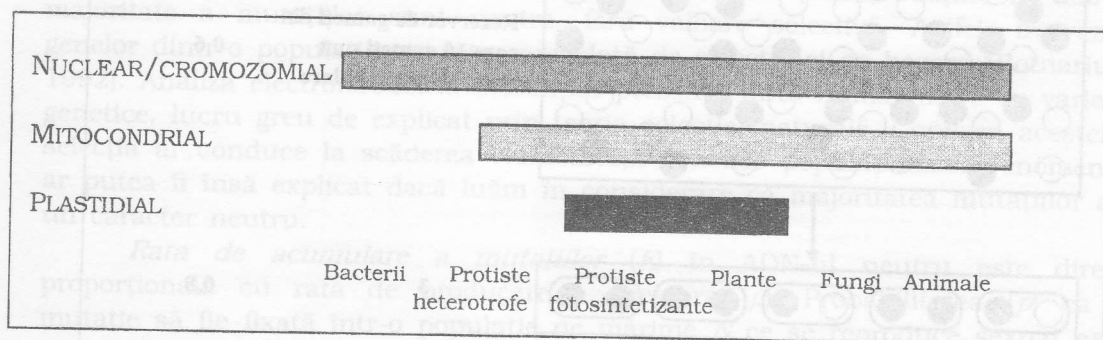


FIGURA 4.5 - Categoriile de ADN prezente la diferiții taxoni.

Rata cu care se pierd alelele dintr-o populație depinde și de frecvența acestora. Astfel, alelele rare dintr-o populație se pierd repede când efectivele sunt mici. La populațiile care au efective mari, rata de pierdere a alelelor caracterizate printr-o frecvență scăzută este aproape nulă (Tabelul 4.3).

TABELUL 4.3 - Rata de pierdere a alelelor rare în raport cu mărimea populației. Fie o populație care are 8 alele din care 7 rare. Frecvențele inițiale sunt 0,80, 0,07, 0,03, 0,03, 0,02, 0,02, 0,02 și 0,01. Numărul mediu de alele rămase după o generație este arătat pentru diferite efective ale populației (după Meffe și Caroll, 1994).

Mărimea populației	Numărul de alele rămase
1000	8,00
100	7,81
10	3,86
5	2,69
1	1,35

Analiza comparativă a variabilității genetice a ADN-ului mitocondrial, plastidial și nuclear permite estimarea dinamicii efectivului unei populații în timp. ADN-ul mitocondrial este utilizat preferențial pentru studiul diversității genetice a populațiilor animale, deoarece se transmite doar pe linie maternă, fără recombinare, iar rata mutațiilor este mai mare ca în ADN-ul nuclear (Mitton, 1994).

Deoarece o pereche de animale diploide conține patru genomuri nucleare transmisibile la descendenți și doar unul mitocondrial, într-o populație la care efectivele scad drastic (bottleneck), se poate pierde mult din variabilitatea ADN-ului mitocondrial, dar variabilitatea se va păstra într-o proporție mult mai ridicată la nivelul genomului nuclear (Figura 4.6).

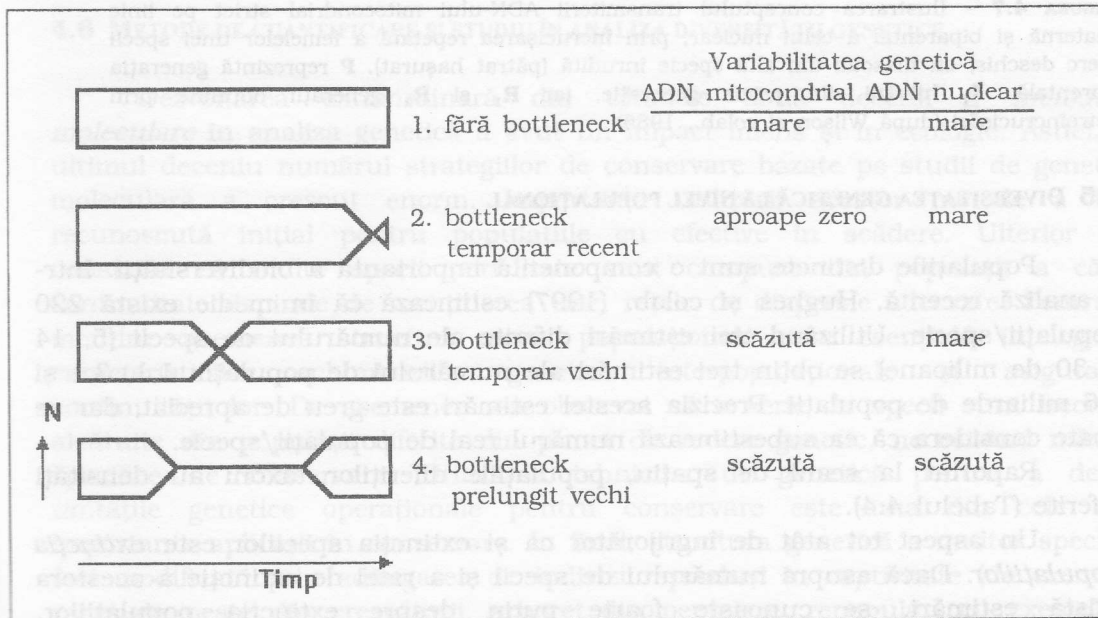


FIGURA 4.6 - Efectul estimat al dinamicii mărimii populației (N) în timp asupra variabilității genetice la nivelul ADN-ului mitocondrial și nuclear (după Wilson și colab., 1985).

Astfel, prin *hibridizarea repetată* a două specii diferite, ADN-ul mitocondrial se transmite strict pe linie maternă și se păstrează în proporție

de 100%, în timp ce ADN-ul nuclear matern rămâne după trei încrucișări repetate doar în proporție de 12,5% (Figura 4.7).

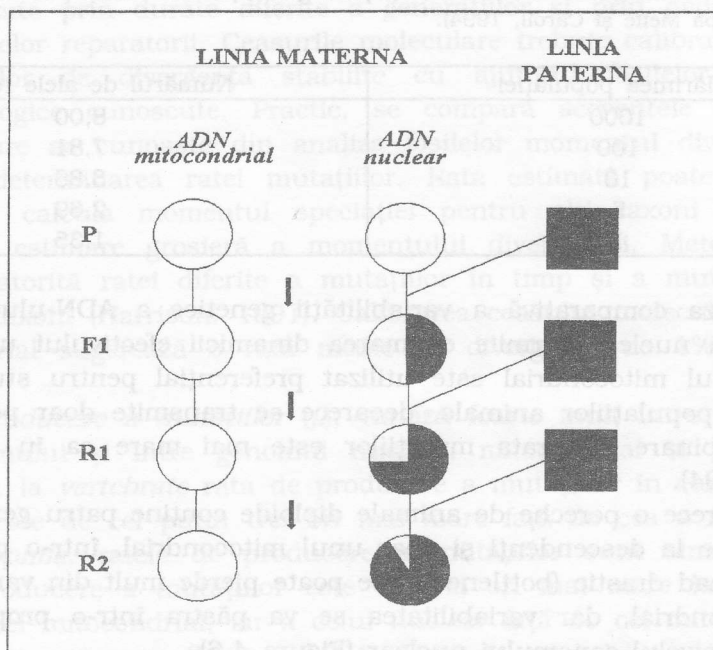


FIGURA 4.7 - Ilustrarea conceptului transmiterii ADN-ului mitocondrial strict pe linie maternă și biparental a celui nuclear, prin încrucișarea repetată a femelelor unei specii (cerc deschis) cu masculii din altă specie înrudită (pătrat hașurat). **P** reprezintă generația parentală, **F₁** hibridii din prima generație, iar **R₁** și **R₂** generații obținute prin retroîncrucișări (după Wilson și colab., 1985).

4.5 DIVERSITATEA GENETICĂ LA NIVEL POPULAȚIONAL

Populațiile distincte sunt o componentă importantă a biodiversității. Într-o analiză recentă, Hughes și colab. (1997) estimează că în medie există 220 populații/specie. Utilizând trei estimări diferite ale numărului de specii (5, 14 și 30 de milioane) se obțin trei estimări ale numărului de populații: 1,1, 3,1 și 6,6 miliarde de populații. Precizia acestei estimări este greu de apreciat, dar se poate considera că ea subestimează numărul real de populații/specie.

Raportat la scară de spațiu, populațiile diferiților taxoni au densități diferite (Tabelul 4.4).

Un aspect tot atât de îngrijorător ca și extincția speciilor este *extincția populațiilor*. Dacă asupra numărului de specii și a ratei de extincție a acestora există estimări, se cunoaște foarte puțin despre extincția populațiilor. Considerând că extincția populațiilor este direct proporțională cu rata de distrugere a habitatelor, se estimează că dispar doar în pădurile tropicale aproximativ 1800 populații pe oră, respectiv 16 milioane anual.

Grupul taxonomic	N	Numărul de populații/10.000 km ²
Plante	26	1,7
Conifere	5	0,06
Plathelminți	1	10
Moluște	4	20
Dulcicole	2	1,0
Terestre	2	316
Artropode	19	2,1
Crustacee	5	4,0
Insecte	13	0,83
Vertebrate	35	0,49
Pești	8	0,05
Dulcicoli	3	10
Marini	5	0,003
Păsări	11	0,06
Mamifere	12	5,6
Reptile	1	0,01
Amfibieni	3	50
Valoarea medie	85	1,2

TABELUL 4.4 - Estimarea numărului de populații dintr-o specie pe o suprafață de 10.000 km². N este numărul de specii utilizat pentru estimare pentru fiecare grup taxonomic (după Hughes și colab., 1997).

4.6 METODE DE CUANTIFICARE ȘI STUDIU ÎN ANALIZA DIVERSITĂȚII GENETICE

Dezvoltarea extraordinară din ultimele două decenii a *metodelor moleculare* în analiza genetică a avut un impact imens și în ecologie. Astfel, în ultimul deceniu numărul strategiilor de conservare bazate pe studii de genetică moleculară a crescut enorm. Importanța utilizării acestor metode a fost recunoscută inițial pentru populațiile cu efective în scădere. Ulterior s-a constatat că multe specii periclitare sunt compuse din populații a căror continuitate depinde de menținerea unei rețele de dispersie adecvate. Pentru a menține asemenea structuri meta-populaționale este esențială înțelegerea caracteristicilor schimburilor genetice interpopulaționale și asigurarea continuității lor. De asemenea s-a observat că o serie de specii sunt frecvent alcătuite din populații diferite din punct de vedere genetic, necesitând măsuri specifice de conservare. Utilizarea tehnicilor de genetică pentru a defini unitățile genetice operaționale pentru conservare este una din cele mai importante aplicații în conservare. În final, structura genetică a multor specii a fost modificată prin adăugarea de indivizi reproduși în captivitate (de exemplu puiet de pește din crescătorii, arboret din pepiniere, repopulări cu exemplare din populații captive etc.), sau prin introducerea de specii exotice înrudite care hibridează cu populațiile native. Evaluarea impactului acestor introduceri asupra structurii genetice a populațiilor native este dificilă, aproape imposibilă fără utilizarea metodelor moleculare.

Metodele clasice utilizate în sistematică se bazează pe criterii morfoanatomice, comportamentale sau de distribuție geografică. Trebuie reținut

că marea majoritate a speciilor cunoscute până în prezent au fost descrise doar pe baza acestor criterii.

În ultimele decenii s-au elaborat o serie de *metode citologice și moleculare*, care permit o analiză din ce în ce mai detaliată a genotipului. Genomul majorității organismelor are mii de gene. Nu este practic să se măsoare variabilitatea genetică a tuturor, astfel încât aceasta se estimează din analiza unui procent mic de gene. Variabilitatea genetică poate fi studiată la nivel molecular atât la nivelul ADN-ului cât și al proteinelor.

Identificarea și măsurarea variabilității genetice se face fie prin metode moleculare, fie prin analiza genetică cantitativă a trăsăturilor morfologice.

Principalele **metode moleculare** sunt:

- ☞ studiul *cromozomilor* prin realizarea cariotipului și prin bandare;
- ☞ studiul *polimorfismului proteic* fie prin determinarea secvenței de aminoacizi, fie prin studiul mobilității electroforetice a acestora. Secvențializarea proteinelor este dificilă și costisitoare, de aceea majoritatea studiilor se bazează pe detectarea diferențelor de mobilitate într-un câmp electric. Detectarea electroforetică a polimorfismului proteic se bazează pe principiul că variante alelice ale unui locus codifică proteine similare structural dar diferite prin sarcina electrică;
- ☞ *metode imunologice* ce utilizează seruri specie-specifice;
- ☞ studiul *polimorfismului ADN-ului mitocondrial, plastidial și nuclear*. Acesta se realizează printr-o mare varietate de tehnici care permit identificarea modificărilor în secvența de baze pe porțiuni mici, specifice de ADN. Pot fi secvențializate gene întregi, dar din cauza costurilor ridicate această metodă nu se aplică frecvent.

Spre deosebire de celelalte metode, majoritatea probelor pot fi obținute nedistructiv. Mai mult, probele de țesut pot fi păstrate timp îndelungat fie prin congelare fie într-o varietate de lichide, din care cel mai ieftin este alcoolul. Sursa de ADN poate fi reprezentată practic de orice celulă care poate furniza ADN-ul necesar pentru analiză. La vertebrate, sângele este cel mai frecvent utilizat țesut care poate fi obținut prin metode nedistructive.

5. DIVERSITATEA ECOSISTEMICĂ (ECODIVERSITATE)

Importanța identificării, clasificării, studierii și conservării diferitelor categorii de ecosisteme s-a conturat la începutul anilor '70, în urma constatării eșecului strategiilor eronate de conservare a speciilor periclitate, strategii care nu includeau și conservarea habitatelor naturale. În anii '80, constatarea rolului funcțional al ecosistemelor, a importanței economice a bunurilor și serviciilor furnizate de acestea precum și utilizarea sporită a *Sistemului Geografic Informațional (GIS)*, au impulsionat cercetările la nivelul complexelor de ecosisteme. Distrugerea și degradarea accelerată a mediului înconjurător, apariția unor probleme de mediu care depășeau granițele naționale (subțierea păturii de ozon, efectul de seră, defrișările masive etc.) au impus o schimbare radicală a concepției clasice despre mediul înconjurător și au dus la recunoașterea utilității și importanței conceptului de *ecosferă*.

Studiul ecosistemelor se axează pe studiul fixării, stocării și a transferului energiei și materiei de către organismele vii, în timp și spațiu. În abordarea interacțiunilor dintre factorii abiotici și componenta biotică există tendința de focalizare la nivelul proceselor în detrimentul studiului speciilor implicate. Sunt utilizate abordări experimentale simplificatoare, în care structura și funcțiile sistemului studiat prezintă o complexitate redusă, aceasta pentru a putea explica dinamica sistemului, ignorând însă diversitatea specifică. Dispariția rapidă a unor specii și distrugerea accelerată a unor întregi categorii de ecosisteme impune investigarea rapidă a rolului speciilor în cadrul ecosistemului pentru cunoașterea modului în care diversitatea specifică influențează structura și funcționarea ecosistemelor.

☞ **Diversitatea categoriilor de ecosisteme (ecodiversitatea)** se referă la tipurile de ecosisteme de la nivel local și/sau regional.

☞ **Ecosferă** - categoria integratoare a ierarhiei sistemelor ecologice alcătuită din biosferă (totalitatea organismelor vii) și toposferă (alcătuită din pătura superioară a litosferei, hidrosferă și pătura inferioară a atmosferei).

5.1 SISTEME DE CLASIFICARE A SISTEMELOR ECOLOGICE

Au fost propuse o serie de sisteme de clasificare care grupează ecosistemele după diferite criterii:

- (a) cea mai simplă clasificare este funcție de *tipul major de biotop*, în ecosisteme acvatice și terestre;
- (b) după *impactul antropic* în naturale, seminaturale și antropizate;
- (c) după *caracteristicile funcționale*, cum ar fi capacitatea de fixare, stocare și transfer al energiei, nutrienților și apei (Tabelul 5.1);
- (d) după *caracteristicile structurale* referitoare la abundența și distribuția speciilor de dimensiuni și forme diferite, durata de viață, importanță etc.
- (e) după *tipurile funcționale*, în raport cu abundența și distribuția speciilor cu caracteristici funcționale cum ar fi fixarea azotului sau denitrificarea, descompunerea materiei organice, polenizatori, prădători de vârf etc.

- (f) în funcție de natura și importanța *bunurilor și serviciilor* furnizate sistemului socio-economic uman;
- (g) după capacitatea de refacere sau rezistența la modificări - *reziliența ecosistemelor*.
- (h) după *stadiul succesional* în ecosisteme tinere sau mature, sau pentru cele acvatice în oligo-, mezo-, eu- sau hipertrofe.

TABELUL 5.1 - Distribuția azotului în compartimentele mari: sol și plante (suprateran și subteran), la șase categorii mari de ecosisteme (adaptat după Swift și colab., 1979).

Tip de ecosistem	Concentrația de azot (%)		
	Sol	Suprateran	Subteran
Tundră	93	1,4	5,6
Taiga	50	36,1	13,9
Pășune	25	38,9	36,1
Pădure temperată	30,5	41,7	27,8
Savană	11,1	66,7	22,2
Pădure ecuatorială	8,3	75	16,7

Ecosfera este constituită dintr-o mare diversitate de ecosisteme acvatice și terestre, de la calotele polare la pădurile tropicale și de la recifii de corali la faliile oceanice. O clasificare coerentă și ușor utilizabilă a acestor sisteme extrem de variabile este o problemă majoră în ecologie. Aceasta nu prezintă doar un *interes teoretic* ci are o *importanță fundamentală în managementul și conservarea ecosferei*.

Au existat numeroase încercări de clasificare și ierarhizare la nivel global a diversității ecosistemice. Unele dintre acestea au introdus termeni noi (ecoregiune, ecozonă, unitate hidrogeomorfologică, biom, habitat) și/sau au încercat definirea unui sistem ierarhic similar ierarhiei taxonomice, dar nici unul dintre termenii propuși nu are o definiție rigidă și completă, satisfăcătoare și universal acceptabilă. Există chiar dubii că poate fi dezvoltat un astfel de sistem întrucât acesta se bazează pe premisa că ecosfera poate fi împărțită într-o serie de unități discrete, discontinui, când în realitate acestea nu reprezintă decât diferite părți componente ale unui sistem unitar, extrem de dinamic în timp și eterogen în spațiu.

Încercările de a clasifica sistemele ecologice se bazează în principal pe:

- *identificarea speciilor* prezente completată cu descrierea biotopurilor acestora. Majoritatea ecosistemelor terestre, de exemplu, sunt în general identificate pe baza comunităților vegetale. Vegetația este utilizată în delimitare, ca un fitometru care răspunde la variațiile factorilor abiotici, mai degrabă decât ca un indicator al unor ecosisteme distincte.
- *criterii biogeografice*, ce iau în considerare diferențele faunistice și floristice dintre regiunile lumii, care pot avea caracteristici climatice și fizice asemănătoare.

Sistemele de clasificare ale diferitelor niveluri ale ierarhiei sistemelor ecologice necesită o abordare atât a macro cât și a microsistemelor, care reprezintă o punte de legătură între acestea.

5.2 ASPECTE FUNCȚIONALE ALE DIVERSITĂȚII SPECIFICE

Studiul diversității specifice este important în evaluarea diversității categoriilor de ecosisteme.

A. Diversitatea specifică poate fi încadrată în două categorii majore - specii structurale și specii interstițiale (Houston, 1996).

Speciile structurale sunt acele specii care creează sau furnizează suportul fizic în ecosisteme, cum ar fi copacii, recifii de corali, algele multicelulare și macrofitele acvatice, unele organisme sesile etc. Aceste organisme creează sau modifică structura spațială a mediului, duc la modificări ale factorilor abiotici (cum este microclimatul) și furnizează resurse. În ansamblu, creează habitatul celorlalte specii, de obicei de dimensiuni mai mici, numite *interstițiale*. Indivizii speciilor structurale au o influență majoră asupra celor interstițiale; în majoritatea cazurilor speciile intersițiale nu sunt prezente într-un ecosistem în absența speciilor structurale. Influența speciilor interstițiale asupra celor structurale este de obicei minoră, deși efectele indirecte ale speciilor interstițiale, prin intermediul proceselor evolutive sau biogeochimice, pot fi în unele cazuri foarte importante.

B. Diversitatea specifică poate fi grupată în două componente ierarhice, primul referindu-se la numărul de *tipuri funcționale* diferite de specii, iar al doilea la numărul de *specii analoage* din cadrul fiecărui tip funcțional.

Diferitele tipuri funcționale utilizează în mod diferit resursele sau interacționează astfel cu mediul încât competiția să fie minimă. Speciile de același tip funcțional utilizează însă aceleași resurse astfel încât pot, potențial, intra în competiție intensă între ele (Figura 5.1).

Această clasificare ridică însă problema *redundanței funcționale*. Astfel, s-a formulat ipoteza că majoritatea ecosistemelor au o diversitate specifică mai ridicată decât cea necesară pentru realizarea cu eficiență a funcțiilor biogeochimice și trofice. Cel puțin la nivelul unor tipuri funcționale, ar exista mai multe specii care realizează aceeași funcție, ceea ce ar putea duce la considerarea lor ca dispensabile. Impotriva acestei abordări se pot însă aduce mai multe argumente:

- Existența într-un sistem a unor *niveluri multiple de redundanță* reduce probabilitatea dispariției respectivului sistem și mărește șansele sale de a persista în timp. *Speciile cheie*, specii de care depinde supraviețuirea multor alte specii, sunt un exemplu al unei funcții ecologice importante pentru care nu există redundanță (Tabelul 5.2).
- *Redundanța specifică* este greu de evaluat deoarece nici o specie nu îndeplinește o singură funcție în ecosistem. Mai mult, o specie care realizează o anumită funcție în anumite condiții de mediu, identică cu cea îndeplinită de alte specii, poate fi singura din acel grup care să poată

realiza acea funcție în alte condiții (de exemplu de temperatură, umiditate, etc.).

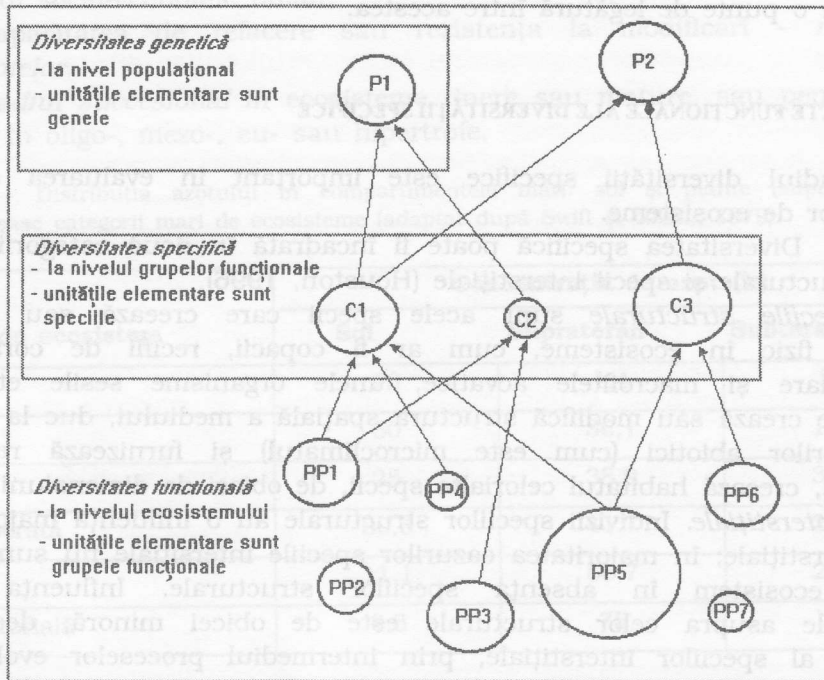


FIGURA 5.1 - Structura ierarhică a biodiversității, pornind de la variabilitatea individuală în cadrul unei populații până la complexitatea structurii biocenozelor, bazată pe o rețea trofică simplificată. Fiecare element reprezintă o populație: PP - producători primari, C - consumatori primari și P - prădători. Dimensiunile cercului corespund mărimii relative a populației în cadrul respectivului nivel trofic (modificat după Barbault, 1995).

TABELUL 5.2 - Categoriile de specii cheie, "keystone species", precum și efectele potențiale ale dispariției lor (adaptat după Meffe și Carroll, 1994 și Bond, 1994).

Categoria	Efectele dispariției
Prădători de vârf	* Cresc efectivele speciilor pradă precum și cele ale prădătorilor mai mici * Suprapășunat
Ierbivore mari și termite	* Se accelerează succesiunea ecologică * Scade diversitatea habitatelor
Animale ce sapă vizuini	* Modificări în structura și diversitatea complexelor de ecosisteme * Scade diversitatea habitatelor
Polenizatori	* Imposibilitatea reproducerii pentru o serie de plante
Dispersia semințelor (zoochorie)	* Dispariția generațiilor tinere la o serie de specii de plante
Bacterii fixatoare de azot	* Modifică circuitul biogeochimic al azotului
Microorganisme parazite și patogene	* Explozia demografică a speciilor gazdă

Astfel, semnificațiile ecologice ale posibilei redundanțe specifice pentru stabilitatea și reziliența unui ecosistem sunt dificil de apreciat.

5.3 SISTEME DE CLASIFICARE A DIVERSITĂȚII ECOSISTEMICE

În ultimii ani au fost propuse mai multe sisteme de clasificare a diversității ecosistemice. Cele mai cunoscute sunt prezentate în continuare:

A. ECOZONE (Schultz, 1995; Wiken și colab., 1996)

Dacă inițial Schultz elaborează acest sistem pentru a clasifica ecosistemele terestre, Wiken și colaboratorii, în cadrul programului de clasificare și împărțire a Canadei în ecozone, îl aplică și pentru ecosisteme acvatice. Elaborarea unei astfel de clasificări necesită o abordare holistă, un mod de gândire, planificare și acțiune în termeni de ecosisteme.

Ecozonele sunt definite ca *subsisteme ale ecosferei*, similare cu zonele geografice, ce se deosebesc prin factori climatici, geologici și geografici, unități pedologice, covor vegetal și biomi, gradul de utilizare a terenului. Utilizarea acestui concept permite delimitarea unui sistem de clasificare a regiunilor naturale și antropice. În timp ce *zonele geografice* se clasifică în funcție de soluri, vegetație și relief, caractere preponderent calitative, *ecozonele* se clasifică pe baza unor caractere cantitative, cum sunt: rezervoarele de materie și energie (ex: biomasa producătorilor primari, conținutul de carbon, detritus, nutrienți etc.) și rata de turn-over între compartimente (Tabelul 5.3, Figura 5.2, Figura 5.3).

Wiken și colab. (1996) definesc o serie de *subsisteme ale ecozonelor*, caracterizate atât prin scara de spațiu cât și printr-o serie de caracteristici structurale și funcționale (geomorfologice, pedologice, covor vegetal, climat, faună). Acestea sunt, în ordinea descrescătoare a complexității lor: *ecozona, ecoregiunea, ecodistrictul, ecosecțiunea, ecositul și ecoelementul*.

Există o serie de dificultăți legate de procesul de delimitare a ecozonelor:

- i. imensa *variabilitate spațială* necesită aplicarea a numeroase constrângeri pentru delimitarea unei ecozone;
- ii. o serie de *fenomene* nu pot fi încadrate în nici o categorie datorită lipsei unor caracteristici clasificabile (de exemplu interfața ocean/uscat);
- iii. rareori ecozonele sunt sau pot fi *delimitate clar*;
- iv. multe fenomene se dezvoltă pe *perioade foarte lungi de timp* și din această cauză sunt greu de clasificat.

B. BIOMURI (propus de UNEP, 1995).

Clasificarea se realizează în funcție de o serie de proprietăți sau procese, majoritatea cuantificabile:

- capacitatea productivă și biomasa;
- structura solului, rezervele de nutrienți și dinamica proceselor de descompunere;
- distribuția, balanța și calitatea apei;
- caracteristicile și proprietățile atmosferei;

- caracteristicile geografice și hidrologice;
- interacțiunile biotice;
- dinamica și caracteristicile activității microbiene.

În funcție de aceste criterii sunt descrise 14 categorii majore de biomi acvatic și terestru:

- | | |
|---------------------------------|-----------------------------------|
| 1. ecosisteme arctice și alpine | 8. ecosisteme de tip mediteranean |
| 2. păduri tropicale | 9. ecosisteme costiere |
| 3. păduri temperate | 10. recifi de corali |
| 4. zone aride și semi-aride | 11. păduri de mangrove |
| 5. savane tropicale | 12. sisteme din largul oceanului |
| 6. păduri boreale (taiga) | 13. lacuri și râuri |
| 7. pășuni temperate | 14. agroecosisteme |

C. ECOREGIUNI

Sistemul ierarhic de clasificare propus de Dinerstein și colaboratori (1995), se bazează pe ierarhia sistemelor ecologice și pe interacțiunile dintre componente și are ca bază conceptul de ecoregiune. O *ecoregiune* este definită ca un ansamblu distinct geografic de comunități care au în comun un mare număr de specii, condiții de mediu similare și ale căror interacțiuni ecologice sunt necesare pentru persistența pe termen lung. Categoriile ierarhice superioare ecoregiunii sunt:

Tipul Major de Ecosistem definește un ansamblu de ecoregiuni care:

- au un climat similar;
- au o vegetație similară;
- au caracteristici similare de distribuire a biodiversității;
- fauna și flora lor sunt structurate funcțional și au caracteristici biologice similare.

Tipul Major de Habitat definește un set de ecoregiuni similare, caracterizate prin:

- dinamică similară;
- răspunsuri caracteristice față de perturbări;
- niveluri similare de diversitate beta.

Bioregiunile reprezintă un ansamblu de ecoregiuni învecinate geografic, caracterizate printr-o evoluție biogeografică comună și deci au afinități puternice la niveluri taxonomice mari (ex: genuri, familii).

În procesul de identificare, clasificare și cartare a ecoregiunilor, o zonă este subdivizată în categorii de ecosisteme, de la cele mari spre cele mici, de la cele eterogene la cele omogene (Figura 5.4).

Pentru identificarea principalelor ecoregiuni trebuie parcurse următoarele patru etape:

- Definirea regiunilor pe baza caracteristicilor ecologice majore;
- Delimitarea acestora prin identificarea granițelor regionale;
- Ilustrarea regiunilor cu ajutorul hărților;
- Caracterizarea și descrierea regiunilor în detaliu.

TABELUL 5.3 - Caracterizarea eozonelor terestre (adaptat după Schultz, 1995).

Ecozona	Suprafata milioane km ²	% din supr. terestră	Coef. de scurgere g/P ¹	Scurgere în l/m ² g ²	Durata sezonului de creștere (luni)	Eficiența fotosintetică netă	Temperatura în sezonul de creștere (°C)
1. Polară/subpolară	22,1	14,8	0,55	220			
1.1 Tundra	5,8	3,9			2	0,36	7
1.2 Deșert de gheață							
2. Boreală (taiga)	5,8	3,9	0,43	300	5	0,48	12
3. Temperată umedă	14,5	9,7	0,34	350	7,1-11	0,51	14
4. Temperată secetoasă	16,4	11,0					
4.1 Stepă și preerie ierboasă	11,9	8,0	0,12-0,25	60-200			
4.2 Deșert și semideșert	4,5	3,0	<0,03	5			
5. Zone secetoase tropicale și subtropicale	31,2	20,9					
5.1 Savane și stepe	13,6	9,2	0,08	50			
5.2 Deșert și semideșert	17,6	11,7	<0,03	5			
6. Subtropical tip mediteranean	6,2	4,2	0,15	150			
7. Tropical sezonier	36,1	24,2	0,25-0,35	250-450			
8. Subtropical umed	6,1	4,1	0,43	650	12	0,62	18
9. Tropical umed	26,6	17,7	0,52	1200	12	0,94	26

¹ - raportul între cantitatea de apă care se scurge la suprafața solului și cantitatea de precipitații căzută;

² - cantitatea de apă care se scurge pe suprafața solului.

TABELUL 5.3 - continuare.

Ecozona	Biomasa fotosintetic activă (%)	Procentul de fitomasă subterană	Fitomasă t/ha	Producția primară netă t greutate uscată/ha/an	Rata de descompunere a litierei ¹	Durata de descompunere a litierei ²
<i>1. Polară/subpolară</i>						
1.1 Tundra	15-95		30	1,1-4	0,03	100
1.2 Deșert de gheață						
<i>2. Boreală (taiga)</i>	4,1-5	20	200	4,1-8	0,21	14
<i>3. Temperată umedă</i>	1,1-2	20	300	8,1-11	0,77	4
<i>4. Temperată secetoasă</i>				4,1-8		
4.1 Stepă și preerie ierboasă					1,5	2
4.2 Deșert și semideșert	10,5-20	80-90				
<i>5. Zone secetoase tropicale și subtropicale</i>				5,1-10		
5.1 Savane și stepe	10,5-30	70-90				
5.2 Deșert și semideșert	10,5-20	80-90				
<i>6. Subtropical tip mediteranean</i>				5,1-8		
<i>7. Tropical sezonier</i>	2	10,1-20		10,1-15	3,2	1
<i>8. Subtropical umed</i>	2	10,1-20	450	14-18	6,0	0,5
<i>9. Tropical umed</i>	2	10,1-20	500	14-18	6,0	0,5

¹ - calculat ca raportul dintre inputul anual și cantitatea de litieră acumulată din anii precedenți.

² - timpul exprimat în ani până când litiera se descompune în proporție de 95%.

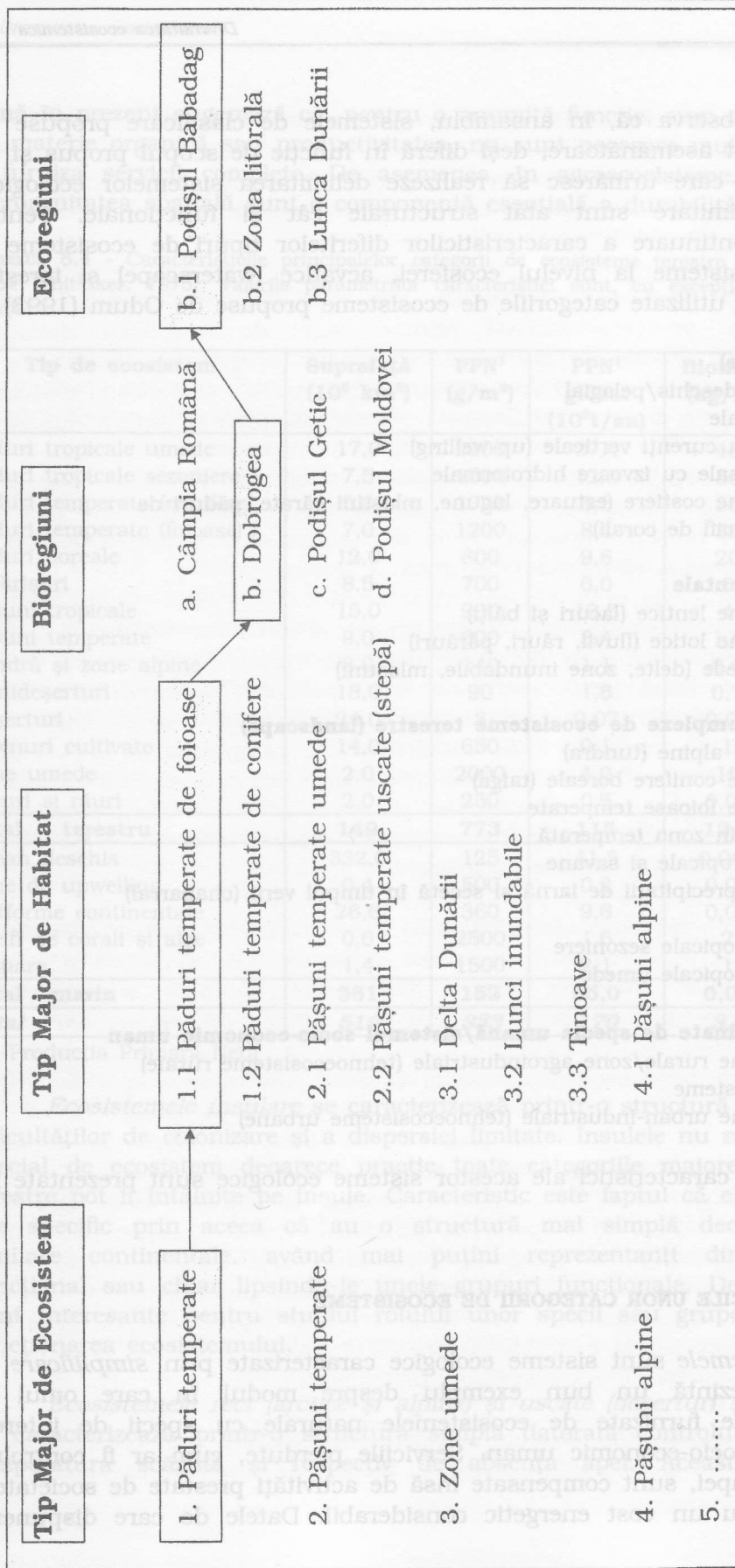


FIGURA 5.4 - Prezentarea schematică a sistemului ierarhic care permite identificarea ecoregiunilor din România (adaptat după Dinerstein și colab., 1995).

Se poate observa că, în ansamblu, sistemele de clasificare propuse de diferiți autori sunt asemănătoare, deși diferă în funcție de scopul propus și de scara spațială la care urmăresc să realizeze delimitarea sistemelor ecologice. Criteriile de delimitare sunt atât structurale cât și funcționale. Pentru prezentarea în continuare a caracteristicilor diferitelor tipuri de ecosisteme și complexe de ecosisteme la nivelul ecosferei, acvatice (waterscape) și terestre (landscape), vor fi utilizate categoriile de ecosisteme propuse de Odum (1993).

1. Marine (seascape)

- 1.1 oceanul deschis/pelagial
- 1.2 ape litorale
- 1.3 zonele cu curenți verticale (up-welling)
- 1.4 zone abisale cu izvoare hidrotermale
- 1.5 ecosisteme costiere (estuare, lagune, mlaștini sărate, păduri de mangrove, recifi de corali)

2. Acvatice continentale

- 2.1 ecosisteme lentice (lacuri și bălți)
- 2.2 ecosisteme lotice (fluvii, râuri, pârâuri)
- 2.3 zone umede (delte, zone inundabile, mlaștini)

3. Ecosisteme și complexe de ecosisteme terestre (landscape)

- 3.1 arctice și alpine (tundra)
- 3.2 păduri de conifere boreale (taiga)
- 3.3 păduri de foioase temperate
- 3.4 pășuni din zona temperată
- 3.5 pășuni tropicale și savane
- 3.6 zone cu precipitații de iarnă și secetă în timpul verii (chaparral)
- 3.7 deșerturi
- 3.8 păduri tropicale sezoniere
- 3.9 păduri tropicale umede

4. Ecosisteme dominate de specia umană/sistemul socio-economic uman

- 4.1 ecosisteme rurale/zone agroindustriale (tehnosisteme rurale)
- 4.2 agroecosisteme
- 4.3 ecosisteme urban-industriale (tehnosisteme urbane)

Principalele caracteristici ale acestor sisteme ecologice sunt prezentate în Tabelul 5.4.

5.4 CARACTERISTICILE UNOR CATEGORII DE ECOSISTEME

Agroecosistemele sunt sisteme ecologice caracterizate prin *simplificare* și *substituire*. Reprezintă un bun exemplu despre modul în care omul a substituit serviciile furnizate de ecosistemele naturale cu specii de interes pentru sistemul socio-economic uman. Serviciile pierdute, cum ar fi controlul nutrienților și al apei, sunt compensate însă de activități prestate de societatea umană, deseori cu un cost energetic considerabil. Datele de care dispunem

până în prezent sugerează că, pentru o anumită funcție, cum ar fi acumularea de materie organică sau productivitatea, nu sunt necesare multe specii pentru a furniza servicii complete. De asemenea, în agroecosisteme, diversitatea și eterogenitatea spațială sunt o componentă esențială a durabilității.

TABELUL 5.4 - Caracteristicile principalelor categorii de ecosisteme terestre și marine (adaptat după Whittaker, 1975). Valorile parametrilor caracteristici sunt, cu excepția suprafeței, valori medii.

Tip de ecosistem	Suprafață (10 ⁶ km ²)	PPN ¹ (g/m ²)	PPN ¹ global (10 ⁹ t/an)	Biomasă (kg/m ²)	Biomasa globală (10 ⁹ t/an)
Păduri tropicale umede	17,0	2200	37,4	45	765
Păduri tropicale sezoniere	7,5	1600	12,0	35	260
Păduri temperate (conifere)	5,0	1300	6,5	35	175
Păduri temperate (foioase)	7,0	1200	8,4	30	210
Păduri boreale	12,0	800	9,6	20	240
Tufărișuri	8,5	700	6,0	6	50
Pășuni tropicale	15,0	900	13,5	4	60
Pășuni temperate	9,0	600	5,4	1,6	14
Tundră și zone alpine	8,0	140	1,1	0,6	5
Semideșerturi	18,0	90	1,6	0,7	13
Deșerturi	24,0	3	0,07	0,02	0,5
Terenuri cultivate	14,0	650	9,1	1	14
Zone umede	2,0	2000	4,0	15	30
Lacuri și râuri	2,0	250	0,5	0,02	0,05
Total - terestru	149	773	115	12,3	1837
Ocean deschis	332,0	125	41,5	0,003	1,0
Zone de upwelling	0,4	500	0,2	0,02	0,008
Platforme continentale	26,6	360	9,6	0,01	0,27
Recifi de corali și alge	0,6	2500	1,6	2	1,2
Estuare	1,4	1500	2,1	1	1,4
Total - marin	361	152	55,0	0,01	3,9
Total	510	333	170	3,6	1841

¹ - Producția Primară Netă

Ecosistemele insulare se caracterizează printr-o structură simplă datorată dificultăților de colonizare și a dispersiei limitate. Insulele nu reprezintă un tip special de ecosistem deoarece practic toate categoriile majore de ecosisteme terestre pot fi întâlnite pe insule. Caracteristic este faptul că ele reprezintă un caz specific prin aceea că au o structură mai simplă decât ecosistemele similare continentale, având mai puțini reprezentanți din fiecare grup funcțional sau chiar lipsindu-le unele grupuri funcționale. De aceea insulele sunt interesante pentru studiul rolului unor specii sau grupe funcționale în funcționarea ecosistemului.

Ecosistemele reci (arctice și alpine) și uscate (deșerturi și semideșerturi) se caracterizează printr-o structură simplă datorată controlului exercitat de temperatura scăzută și respectiv de absența apei. Această categorie de

ecosisteme se aseamăna cu cele insulare deoarece au puțini reprezentanți din fiecare grup funcțional. Filtrul care limitează diversitatea specifică în acest caz sunt rigorile climatice și nu limitarea dispersiei. Dispariția sau introducerea unor specii poate avea efecte drastice, în cascadă, asupra structurii și funcției ecosistemelor din această categorie.

Ecosistemele acvatice continentale, atât cele dulcicole, sărate, cât și mările interioare, se caracterizează printr-o serie de modificări datorate impactului antropic masiv. Se estimează că această categorie de ecosisteme a fost cea mai afectată de activitățile umane, în principal de eutrofizare, poluare, construcția de baraje, îndiguiuri și desecări. Necesarul sporit de apă a dus la o competiție din ce în ce mai intensă între oameni și organismele acvatice.

Lacurile, în special cele de dimensiuni mici, sunt sisteme ecologice ideale pentru studiu, deoarece sunt în general foarte clar delimitate fizic și permit o abordare holistă. Impactul imens și complex al introducerii de specii noi este cel mai bine studiat în aceste tipuri de ecosisteme.

Pădurile tropicale sunt caracterizate printr-o dimensiune temporală mare. Se estimează că în medie doar 50 de generații de copaci s-au succedat de la ultima glaciațiune, când temperaturile au fost mult mai scăzute. Recoltarea selectivă de plante și animale din aceste păduri poate avea consecințe dramatice pe termen lung, datorită modificărilor în compoziția și importanța unor grupe funcționale. Efectele activităților umane din ultimele sute de ani (tăieri selective de arbori, vânarea marilor mamifere și a păsărilor, colectarea unor specii de plante medicinale etc.) sunt încă parțial mascate de perioada lungă de latență a acestor sisteme ecologice.

Pădurile de mangrove fac legătura între ocean și uscat, ocupând aproximativ un sfert din coastele regiunilor tropicale. Ele reprezintă o bună ilustrare a relațiilor complexe dintre diversitatea specifică și aspectele funcționale. Funcțiile pe care le îndeplinesc sunt extrem de variate, dar sunt importante în special cele de protejare a uscatului de eroziune și de zonă de reproducere pentru pești și alte organisme acvatice. Diversitatea specifică este mică fiind cunoscute doar 54 de specii de copaci. Dacă pe coasta de est a Australiei pădurile de mangrove au peste 30 de specii dominante de copaci, diversitatea plantelor scade progresiv, o singură specie fiind găsită în Samoa. Acest gradient longitudinal este aparent datorat distanțelor mari față de continent și capacităților de dispersie a diferitelor specii. O serie de grupe funcționale din pădurile de mangrove sunt mult mai eficiente decât cele terestre. Astfel, în unele zone, crabii reprezintă principalul grup cu rol în descompunerea literei, acționând de 75 de ori mai repede asupra materiei organice decât componenta microbiană din sol. În alte ecosisteme principalul grup cu rol în descompunere îl reprezintă gasteropodele.

Recifele de corali sunt sisteme ecologice caracterizate prin complexitate. Din punct de vedere al diversității specifice, recifele de corali se aseamăna cu

pădurile tropicale, deși suprafețele ocupate de ei reprezintă mai puțin de 0,2% din suprafața oceanelor. Multe din organismele recifelor sunt rezultatul unei coevoluții bazate pe comensalism. De aceea, dispariția unei specii sau introducerea altora provoacă restructurări majore în compoziția specifică. Recifele de corali trăiesc în ape aflate la limita superioară de toleranță termică, fiind extrem de vulnerabile la modificări, chiar minore, ale temperaturii, datorate încălzirii globale.

Pădurile boreale sunt caracterizate printr-o diversitate specifică și o redundanță scăzută. Din această cauză, dispariția unei specii poate avea un impact major, grupurile funcționale fiind alcătuite dintr-un număr redus de specii. Frecvențele explozii demografice ale unor specii de consumatori primari din aceste sisteme ecologice se datorează simplității sistemului și deci a instabilității acestuia.

Pădurile temperate sunt unice prin aceea că fiecare continent este caracterizat nu numai prin alte specii dominante, ci și prin mari diferențe între numărul acestora, datorită impactului diferit al glaciațiunilor. Astfel, pădurile din China au cea mai mare diversitate, urmate de cele din nord-estul Statelor Unite și apoi de cele din Europa de Vest. Deși structura lor e diferită, caracteristicile funcționale majore (fluxul de apă și nutrienți) sunt similare.

Pășunile tropicale și temperate se caracterizează prin aceea că un număr mic de specii, cu durată redusă de viață, domină o serie de procese la nivelul ecosistemului (în special producția primară), dar reprezintă o componentă minoră a diversității specifice. Dispariția unor specii are un impact diferit asupra ecosistemului depinzând de abundența inițială. Astfel, dispariția unor specii nedominante este în general compensată doar parțial de speciile rămase, ceea ce poate produce dezechilibre.

Oceanul deschis este cea mai puțin studiată categorie de ecosisteme. Sistemul este vast și greu de studiat, fiind în cea mai mare parte lipsit de lumină (deci de producători primari). Abia recent a fost descoperită diversitatea specifică bentală extrem de mare.

5.5 ECOREGIUNILE ROMÂNIEI

Diferențierea ecoregiunilor din România s-a realizat în intervalul 1991-94 (Vădineanu și colab., 1992), utilitatea acestui proiect fiind justificată prin numeroase aplicații imediate sau potențiale:

- Asigură baza științifică pentru amplasarea în teritoriu a sistemului de monitoring integrat, prin stabilirea organizării spațiale a acestuia și prin selecția și standardizarea parametrilor de mediu și a indicatorilor biologici ce trebuie analizați;

- Permite organizarea la scară spațială a rețelei de arii protejate care să asigure conservarea eficientă a componentelor capitalului natural;
- Asigură direcționarea cercetărilor asupra tuturor categoriilor de ecosisteme, în vederea completării informației necesare;
- Permite stabilirea priorităților pentru procesul de redresare și reconstrucție ecologică a sistemelor ecologice deteriorate.

Pentru identificarea ecoregiunilor s-a lucrat cu hărți la scară de 1:1.000.000 pentru relief, climă (temperatură și precipitații), resurse de apă (preponderent cele de suprafață), soluri și vegetația naturală potențială. Ansamblul de hărți împreună cu caracteristicile asociate au constituit baza de date utilizată de Sistemul Geografic Informațional (GIS). Astfel, a fost posibilă identificarea și delimitarea a 22 de ecoregiuni de nivel I, inclusiv ecoregiunea necaracterizată a Mării Negre. Ulterior ecoregiunile au fost detaliate, identificându-se o serie de ecoregiuni de nivel II (Figura 5.5).

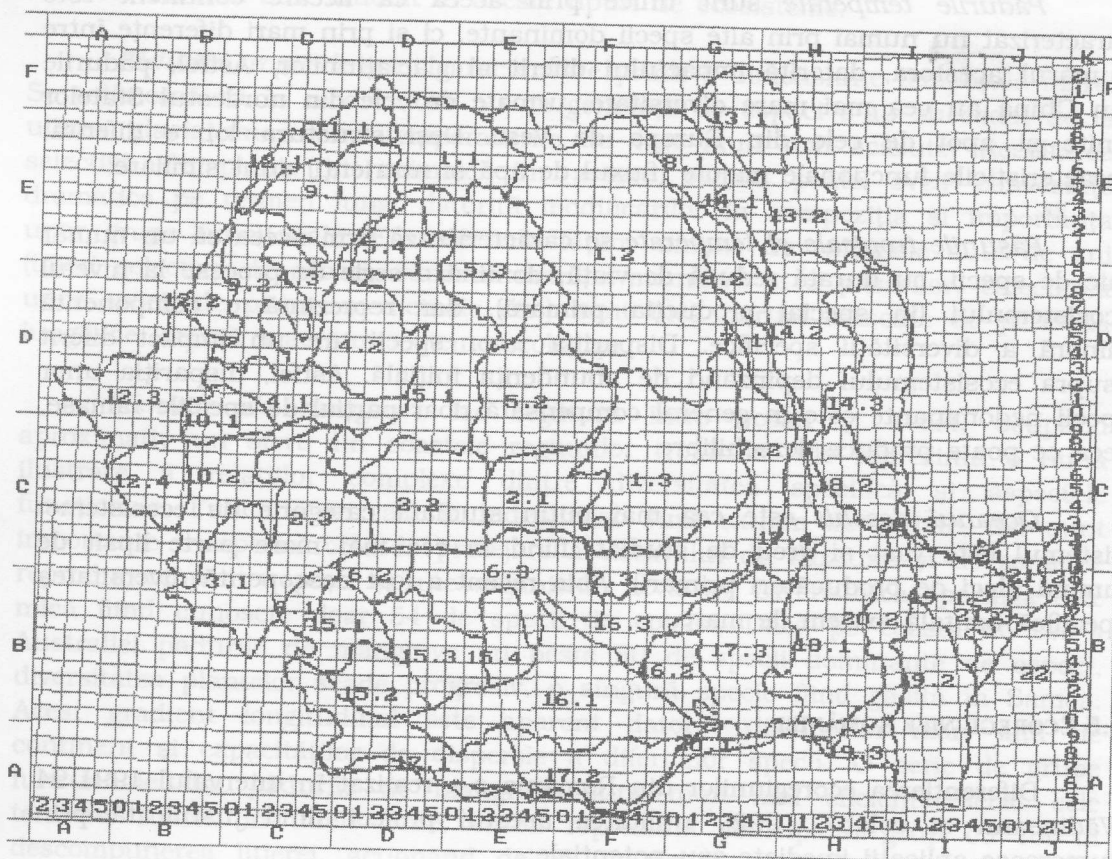


FIGURA 5.5 - Reprezentarea ecoregiunilor României în rețeaua de coordonate geografice (careuri de 10x10 km). (după Vădineanu și colab., 1992).

Lista Ecoregiunilor de nivel I și II

- | | |
|-------------------------------------|------------------------------------|
| 1. CARPAȚII ORIENTALI | 12.4 Câmpia Timișului |
| 1.1 Maramureș | 13. CÂMPIA MOLDOVEI |
| 1.2 Carpații Orientali Centrali | 13.1 Câmpia Băseului |
| 1.3 Carpații de Curbura | 13.2 Câmpia Jijiei inferioare |
| 2. CARPAȚII MERIDIONALI | 14. PODIȘUL CENTRAL |
| 2.1 Munții Făgăraș | MOLDOVENESC |
| 2.2 Munții Parâng | 14.1 Dealul Mare - Hârlău |
| 2.3 Munții Retezat | 14.2 Podișul Central Moldovenesc |
| 3. MUNȚII BANATULUI | 14.3 Colinele Covurlui - Fălciu |
| 4. MUNȚII APUSENI | 15. PODIȘUL GETIC |
| 4.1 Munții Zarand-Metaliferi | 15.1 Piemontul Motrului |
| 4.2 Munții Vlădeasa | 15.2 Piemontul Bălăciței |
| 4.3 Munții Pădurea Craiului | 15.3 Piemontul Oltețului |
| 5. PODIȘUL TRANSILVANIEI | 15.4 Piemontul Cotmenei |
| 5.1 Podișul Secașului - Câmpia | 16. CÂMPIA GĂVANU - BURDEA |
| Transilvaniei de Vest | 16.1 Câmpia Vedei - Neajlov |
| 5.2 Podișul Hârtibaciului - | 16.2 Câmpia Vlășiei |
| Târnavelor | 16.3 Câmpia Titu - Răcari |
| 5.3 Câmpia Transilvaniei de NE | 17. SILVOSTEPA CÂMPIEI ROMÂNE |
| 5.4 Dealurile Almaș - Agraș | 17.1 Câmpia Desnățui - |
| 6. SUBCARPAȚII GETICI | Românești |
| 6.1 Podișul Mehedinți | 17.2 Câmpia Boian - Burnaș |
| 6.2 Dealurile Bran - Săcelu | 17.3 Câmpia Bărăganului de Vest |
| 6.3 Dealurile Oltețului, Argeșului, | 17.4 Câmpia Râmnicului |
| Muscelele Argeșului | 18. STEPA CÂMPIEI ROMÂNE |
| 7. SUBCARPAȚII DE CURBURA | 18.1 Câmpia Bărăganului de Est |
| 7.1 Petricica | 18.2 Câmpia Tecuci - Covurlui |
| 7.2 Măgura Odobești - Istrița | 19. PODIȘUL DOBROGEI |
| 7.3 Subcarpații Prahovei | 19.1 Dobrogea de Nord |
| 8. PODIȘUL SUCEVEI | 19.2 Dobrogea Centrală și de Sud |
| 8.1 Podișul Dragomirnei | 19.3 Dobrogea de Sud - Vest |
| 8.2 Subcarpații Neamțului | 20. LUNCA DUNĂRII |
| 9. DEALURILE CRIȘANEI | 20.1 Lunca Dunării între Calafat |
| 9.1 Dealurile Silvaniei | Călărași |
| 9.2 Depresiunile Vad, Beiuș, | 20.2 Lunca Dunării între Călărași |
| Zarand | și Brăila |
| 10. DEALURILE BANATULUI | 20.3 Lunca Dunării între Brăila și |
| 10.1 Dealurile Lipovei | Tulcea |
| 10.2 Dealurile Poganiș-Dognecea | 21. DELTA DUNĂRII |
| 11. CÂMPIA SOMEȘULUI | 21.1 Delta Fluvială |
| 12. CÂMPIA BANATULUI ȘI | 21.2 Delta Marină |
| CRIȘURILOR | 21.3 Complexul lagunar Razim - |
| 12.1 Câmpia Caretului | Sinoe |
| 12.2 Câmpia Crișurilor | 22. MAREA NEAGRĂ |
| 12.3 Câmpia Mureșului | |

Exemplu: CLASIFICAREA PRINCIPALELOR TIPURI DE PAJIȘTI DIN ROMÂNIA

Criteriile de stabilire a unităților tipologice

Pajiștile sunt alcătuite din unități structurale și funcționale de vegetație ierboasă numite fitocenoză elementare, a căror natură, vitalitate și răspândire este condiționată de calitatea sistemelor ecologice și de impactul antropic. Sistemul ierarhic actual de clasificare tipologică a pajiștilor cuprinde următoarele unități:

- **tipul de pajiște**, ca unitate sistematică de bază
- **subtipul de pajiște**, ca unitate de nivel inferior
- **seria de tipuri**
- **zona de vegetație**
- **etajul de vegetație**, ambele reprezentând unitățile de nivel superior

⇒ **Tipul de pajiște** este unitatea de vegetație ierboasă care cuprinde totalitatea fitocenozelor asemănătoare sub aspectul compoziției floristice, condițiilor de mediu și productivității. Astfel conceput tipul de pajiște nu este omogen (compoziție floristică, relief, sol etc.), dar prezintă caracteristici productive și ecologice similare.

Criteriile de identificare a tipurilor de pajiști

- *Compoziția floristică*
- *Productivitatea pajiștii*
- *Caracteristicile abiotice*
- *Evoluția vegetației*

⇒ **Subtipul de pajiște**, este unitatea subordonată tipului, care se constituie atunci când se constată o variabilitate locală a însușirilor legate de vegetație și stațiune, determinate de diferențieri care sunt prea mici pentru a justifica crearea altor tipuri de pajiști.

⇒ **Seria de tipuri de pajiști**, este unitatea de nivel superior tipului de pajiște și cuprinde în cadrul unei zone sau unui etaj de vegetație (inclusiv intrazonal) tipurile de pajiști asemănătoare sub aspectul compoziției floristice și al cerințelor ecologice.

⇒ **Zonarea și regionarea ecologică a pajiștilor**

A. Pajiști zonale

1. *Zona stepei*
2. *Zona silvostepei*
3. *Zona nemorală (păduri de stejar)*
4. *Etajul nemoral (păduri de foioase)*
5. *Etajul boreal (păduri de molid)*

6. *Etajul subalpin (jnepenșurilor)*
7. *Etajul alpin (pajiști alpine)*

B. Pajiști intrazonale

8. *Pajiști din lunci și depresiuni*
9. *Pajiști de sărături (halofile)*
10. *Pajiști de nisipuri (psamofile)*

⇒ **Elemente de caracterizare a tipurilor de pajiști**

a. după grupele cenocologice din pajiști

- Gradul de participare al speciilor în alcătuirea tipului de pajiște
- Productivitatea vegetației după frecvența și contribuția specifică sau după acoperire
- Cerințele de temperatură ale speciilor
- Cerințele de umiditate ale speciilor
- Cerințele speciilor față de troficitatea solului

b. după categoriile de stațiuni

- Panta terenului
- Saturatie în baze
- Umiditatea solurilor
- Aciditatea

6. DIVERSITATEA ANTROPICĂ

Formarea speciei umane precum și marea diversitate a raselor și culturilor au generat numeroase ipoteze și interpretări. În *ipotezele clasice* se consideră că geneza diversității etnice (etnogeneza), lingvistice și culturale umane s-a realizat în două etape. *Inițial* a avut loc delimitarea de populații, în sens genetic, la care endogamia era mai intensă decât exogamia, *urmată* de izolarea prin bariere geografice, culturale, lingvistice, religioase și politice. De asemenea, se considerau rasele ca pure și stabile, globalizarea manifestându-se la acest nivel prin amestecul raselor.

- ☞ **Antropobiologia** este știința care descrie diversitatea umană, natura și geneza ei.
- ☞ **Endogamie** - reprezintă reproducerea între indivizi din aceeași populație.
- ☞ **Exogamie** - reprezintă reproducerea între indivizi din populații diferite.
- ☞ **Etnogeneza** - procesul ce duce la formarea unui popor (etnie).

Analizele genetice au evidențiat limitările conceptelor clasice. *Diversitatea antropică* este imensă, oamenii fiind distribuiți aproape pretutindeni pe glob, ocupând o mare varietate de nișe ecologice. Deși arealul speciei este foarte extins iar populațiile componente au o mare diversitate genetică intrapopulațională, asemănările sunt foarte puternice. Intreaga diversitate genetică nucleară a speciei umane este asemănătoare cu cea a cimpanzeului comun, a cărui distribuție este incomparabil mai redusă; diversitatea genetică mitocondrială este mult mai mică la om comparativ cu cimpanzeul. Se estimează că 85% din întreaga diversitate genetică umană este *intrapopulațională*, fără deosebiri între rase și națiuni. Restul variabilității genetice se împarte egal între variabilitatea interetnică în cadrul unei rase și variabilitatea interrasială. De exemplu, dacă după un mare cataclism doar africanii ar supraviețui, specia umană ar păstra 93% din variabilitatea sa genetică. Dacă însă cataclismul ar fi mai sever și ar supraviețui doar tribul Xhosa din sudul extrem al Africii, specia umană ar păstra 80% din variabilitatea genetică. Privită din punct de vedere evolutiv, această reducere este minimă (Lewontin, 1981).

În prezent două teorii încearcă să explice geneza diversității antropice: teoria Evei și teoria multiregională (Caspari, 1997).

- a) *Teoria Evei* susține că omul modern a apărut recent ca specie distinctă, acum aproximativ 200.000 de ani. Teoria se bazează pe ipoteza unui strămoș comun unic iar denumirea face referiri la strămoșii biblici Adam și Eva. Conform acestei teorii, populațiile umane sunt puțin diferite deoarece sunt de origine recentă, grupurile umane având o structură arborescentă, genealogică, stabilită pe baza diferențelor genetice observate și a scării temporale. Astfel, rasele umane sunt considerate practic subspecii ale lui *Homo sapiens*.

b) *Teoria multiregională* susține că specia umană este mult mai veche și include hominizii arhaici din numeroase regiuni ale globului. Această teorie este mai mult decât o simplă ipoteză asupra originii speciei umane, este o teorie a procesului evolutiv care a determinat diversitatea și variabilitatea actuală a speciei umane. Ea consideră că schimbul permanent de gene, practic neîntrerupt în timp, a făcut ca rasele umane, atât de similare genetic, să nu fie niciodată izolate datorită neconținutelor migrației și fuziunii între diferitele grupuri umane.

Relațiile demografice, lingvistice și culturale între diferitele grupuri umane sunt și au fost multiple și complexe. Practic, nicăieri pe glob nu există grupuri etnice izolate integral. Exogamia apare ca un obicei aproape universal la societățile umane și este importantă pentru stabilirea unei rețele de alianțe între grupuri distincte. Căsătoriile care depășesc frontierele etnice, aparent etanșe, sunt obișnuite, iar cunoașterea mai multor limbi este frecventă. Astfel, etnogeneza a fost întotdeauna caracterizată de permanente imigrări ce depășeau granițele etnice, lingvistice și culturale cele mai puternice, ducând la amestecul caracteristicilor lingvistice diferite și la hibridizarea culturilor.

În cadrul speciei umane se pot distinge o serie de *categorii* caracterizate printr-o combinație de trăsături fizice și de identitate geografică istorică specifice. Termenul de *rasă* utilizat pentru a descrie acest tip de variație ridică numeroase probleme. În SUA, de exemplu, categoria rasială "negru" include persoane având ascendenți de origine africană, dar și din unele regiuni din India sau chiar din platourile înalte ale Noii-Guinee. Până relativ recent, în timpul apartheidului din Africa de Sud, japonezii erau considerați "albi" iar chinezii "de culoare". De multe ori, clasificările rasiale se bazează preponderent pe considerente socio-culturale.

Potențialul reproductiv al speciei umane este ridicat. Deși fecunditatea potențială medie este de 13 copii/femeie, majoritatea populațiilor au o fecunditate medie inferioară datorită unor comportamente ce limitează reproducerea (reguli de abțință, metode anticoncepționale, avorturi, infanticide). Creșterea demografică nu este însă egală la nivel global. Dacă în ultimii 400 de ani populația mondială a crescut de 6 ori, ansamblul indivizilor cu ascendență britanică a crescut de aproximativ 50 de ori (Hiernaux, 1980).

Deosebirile regionale existente pot fi explicate prin *ipoteza centrului și a marginilor*, o componentă majoră a evoluției multiregionale. Astfel, o specie își lărgeste arealul colonizând regiunile periferice. Populațiile colonizatoare nou formate sunt supuse altor presiuni selective, atât deriva genetică cât și selecția naturală afectându-le puternic. Acțiunea lor tinde să reducă variabilitatea intrapopulațională ducând însă la creșterea celei interpopulaționale. De exemplu, o populație stabilită într-o zonă periferică mai rece poate, sub influența selecției naturale, să ajungă la dimensiuni corporale mai mari, ceea ce reduce raportul suprafață externă/greutate și favorizează astfel retenția căldurii. Dacă presiunea selectivă este puternică iar efectivele populației scăzute, după doar câteva generații se va ajunge ca majoritatea indivizilor să fie de talie mare. Ca urmare, variabilitatea intrapopulațională va scădea, dar populația în ansamblu se va deosebi din ce în ce mai mult de alte populații,

ducând la creșterea variabilității interpopulaționale. Prin acest mecanism, trăsături rare în ansamblul arealului unei specii pot atinge local frecvențe ridicate. Selecția poate astfel *împiedica* ca o genă introdusă să atingă o frecvență ridicată, dar nu o poate face să *dispară* în totalitate. Astfel, forțele antagoniste ale schimbului de gene și ale selecției duc în final la atingerea unui echilibru. Populațiile din centrul arealului de distribuție au în general efective mai mari și sunt mai eterogene. Contactul cu alte populații este mai ridicat față de populațiile marginale, ceea ce duce la creșterea variabilității intrapopulaționale și la scăderea celei interpopulaționale. Deriva genetică este mai redusă în centru față de zonele periferice iar selecția este mai puțin intensă. Dinamica evolutivă este deci diferită în zona centrală a arealului comparativ cu periferia, determinând apariția unei *cline* (modificări ale unor caracteristici ale indivizilor dintr-o populație sau serie de populații, într-o anumită zonă geografică, de obicei asociat cu variația unui factor abiotic) (Figura 6.1).

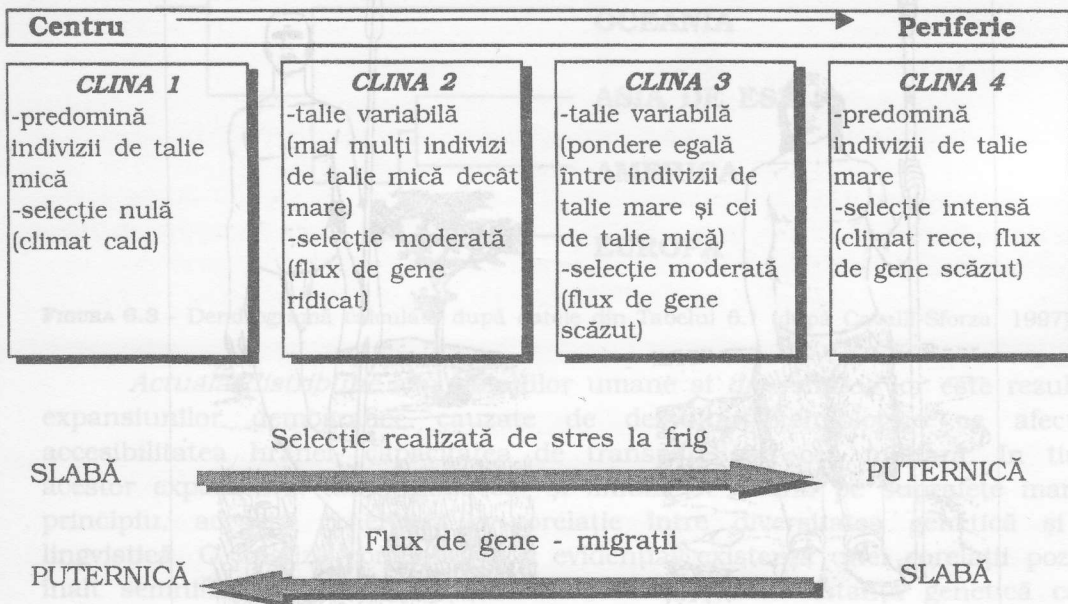


FIGURA 6.1 - Apariția variabilității umane sub presiunea selecției naturale de-a lungul unui gradient termic care scade dinspre centru (zona de origine a populației) spre periferie. Gradientul termic determină un gradient al presiunii de selecție, care crește dinspre centru spre periferie. Fluxul de gene este maxim în zona centrală, dens populată, și scade spre periferie datorită distanței și a scăderii densității efectivelor umane (adaptat după Caspari, 1997).

Un exemplu clar al adaptărilor diferite apărute la populațiile umane ce locuiesc la tropice și la cele ce locuiesc în zona arctică este forma corpului și adaptările metabolice la diferențele de temperatură. La oameni, menținerea relativ constantă a temperaturii corporale se realizează cel mai frecvent prin mecanisme comportamentale (folosirea hainelor, utilizarea focului pentru încălzire sau a adăposturilor, rămânerea la umbră când soarele este la zenit,

hrană diferențiată în raport cu anotimpul sau temperatura ambientală etc.). Pe lângă acestea mai există o serie de adaptări fiziologice și anatomice care permit reglarea temperaturii corpului (transpirația pentru răcire, piloerecția și contractarea tegumentului și a vaselor periferice pentru a păstra căldura). Răspunsurile fiziologice se realizează cu un consum mare de energie, de aceea soluțiile cele mai eficiente sunt cele pasive, care nu generează un stres suplimentar. Forma corpului devine astfel cea mai eficientă strategie pasivă alternativă pentru termoreglare. S-a constatat existența unei corelații negative între greutatea corporală și temperatura medie ambientală și a uneia pozitive între temperatură, lungimea corporală și lungimea membrelor. Astfel, eschimoșii au un corp masiv și membre scurte, în timp ce negrii Dinka din Africa sunt înalți, slabi și au membre foarte lungi (Figura 6.2).

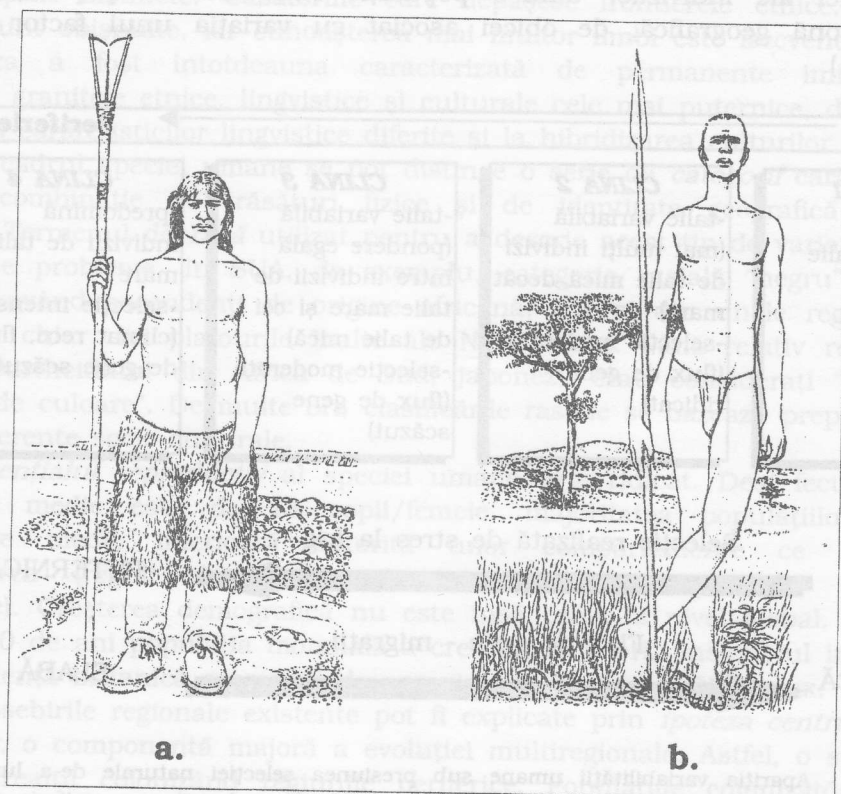


FIGURA 6.2 - Diferența între raportul suprafața corpului și volum la un eschimos (a) comparativ cu un negru Dinka (b) (după Lewontin, 1981).

O analiza complexă a distanței genetice între 42 de populații umane calculate pe baza a 120 de loci a evidențiat o serie de aspecte, care pot fi explicate prin rutele de migrație și colonizare acceptate în prezent (Tabelul 6.1, Figura 6.3). Astfel, datele de care dispunem în prezent arată că primele migrații umane au pornit din Africa, colonizând vestul Asiei acum aproximativ 100.000 de ani. Oceania și estul Asiei au fost colonizate cam în aceeași

perioadă, deplasarea realizându-se de-a lungul coastelor. Din Asia au fost colonizate ulterior atât Americile, cât și Europa.

TABELUL 6.1 - Distanța genetică între continente sau regiuni bazată pe 120 loci polimorfici (după Cavalli-Sforza, 1997).

	Africa	Oceania	Asia de Est	Europa
Oceania	24,7	-	-	-
Asia de Est	20,6	10,0	-	-
Europa	16,6	13,5	9,7	-
America	22,6	14,6	8,9	9,5

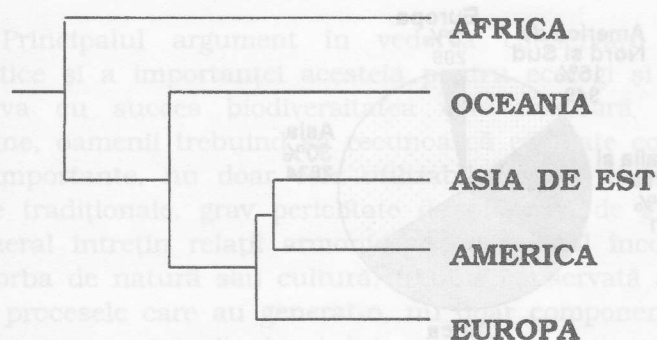


FIGURA 6.3 - Dendrogramă calculată după datele din Tabelul 6.1 (după Cavalli-Sforza, 1997).

Actuala distribuție a populațiilor umane și *diversitatea* lor este rezultatul expansiunilor demografice cauzate de dezvoltări tehnologice ce afectează accesibilitatea hranei, capacitatea de transport sau cea militară. În timpul acestor expansiuni, atât genele cât și limbile se extind pe suprafețe mari. În principiu, aceasta generează o corelație între diversitatea genetică și cea lingvistică. O analiză comparativă a evidențiat existența unei corelații pozitive, înalt semnificative între acestea. De asemenea, atât distanța genetică cât și distanța lingvistică sunt corelate cu distanța geografică. O creștere a distanței duce la reducerea schimburilor de indivizi și sporește ratele de diferențiere genetice și lingvistice (Cavalli-Sforza, 1997).

Factorii sociali, lingvistici și culturali sunt *factori de selecție* importanți. Diversitatea culturală este cel mai bine exprimată prin diversitatea lingvistică. S-a constatat că limbile vorbite de diferitele comunități umane depind de mediul înconjurător pentru a supraviețui. Când limbile vorbite dispar aceasta se datorează unor procese similare celor care cauzează extincția speciilor: fie sunt "înghițite" de limbi "prădătoare", respectiv înlocuite de alte limbi mai competitive, fie le este distrus "habitatul". Diversitatea lingvistică este inegal răspândită pe glob, unele regiuni ale globului având o diversitate lingvistică mai mare ca altele (Figura 6.4). Sunt câteva regiuni unde diversitatea lingvistică este maximă (de exemplu Noua Guinee), dar multe limbi au un

număr de vorbitori foarte scăzut. Aproape jumătate din populația actuală a globului folosește ca limbă maternă doar zece limbi (Tabelul 6.2). Tendința actuală de *globalizare* amenință cu dispariția un mare număr de limbi utilizate în prezent de un număr foarte redus de vorbitori. Astfel, din cele aproximativ 6500 de limbi vorbite în prezent, mai mult de jumătate sunt în pericol de dispariție, iar între 3.400-4.000 (52-60%) au mai puțin de 10.000 de vorbitori. Majoritatea acestora sunt limbile materne a doar 8 milioane de vorbitori. Se apreciază că la fiecare două săptămâni dispăre o limbă pe glob, iar în următorul secol până la 95% din limbile actuale ar putea dispărea.

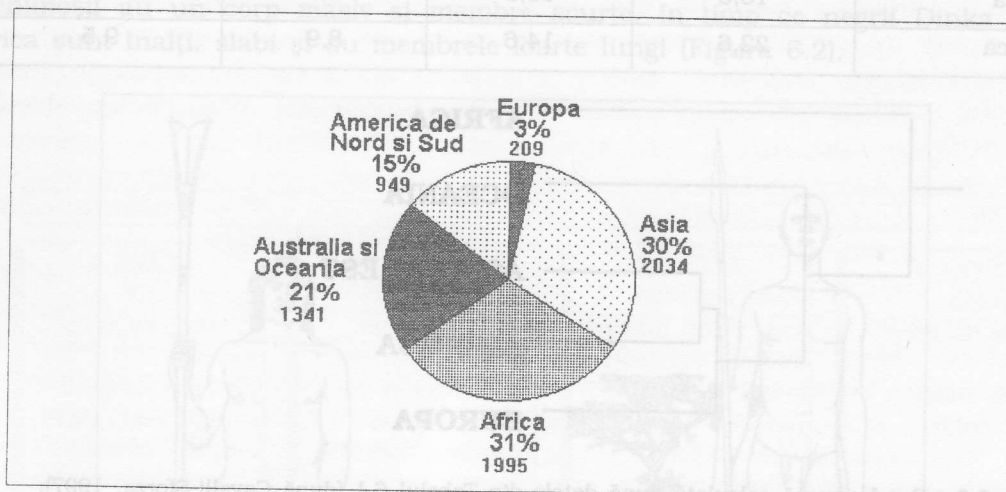


FIGURA 6.4 - Limbile vorbite pe diferite continente, reprezentate atât în valori procentuale cât și în valori absolute.

De exemplu, în California se vorbeau, înainte de venirea europenilor, aproximativ 100 de limbi indigene. În prezent mai sunt vorbite doar aproximativ 35, din care doar două sau trei au între 150-200 de vorbitori, cele mai multe având mai puțin de 10 vorbitori, majoritatea bătrâni. Din cele 175 limbi amerindiene vorbite în SUA, 31% sunt aproape dispărute, având mai puțin de șase vorbitori, 41% sunt considerate muribunde, fiind vorbite doar de adulți și bătrâni, 17% sunt periclitate nemai fiind vorbite de copii, doar 11% sunt nepericlitate, fiind vorbite și de copii (Harmon, 1998).

Un motiv pentru care diversitatea culturală este importantă este acela că ponderea endemismelor și a bogăției specifice coincide cu aceasta la nivel național, ceea ce sugerează existența unor relații de cauzalitate între ele. Peste 80% din limbile lumii sunt endemice, fiind vorbite într-o singură țară, iar acestea sunt printre primele țări în ceea ce privește ponderea speciilor endemice.

TABELUL 6.2 - Principalele zece limbi vorbite pe glob și numărul de vorbitori (ca limbă maternă).

Limba	Număr vorbitori (milioane)
chineză	726
engleză	427
spaniolă	266
hindi	182
araba	181
portugheză	165
bengali	162
rusa	158
japoneza	124
germana	121

Principalul argument în vederea conservării diversității culturale și lingvistice și a importanței acestora pentru ecologi și biologi este că pentru a conserva cu succes biodiversitatea este necesară o schimbare majoră de atitudine, oamenii trebuind să recunoască că toate componentele biodiversității sunt importante, nu doar cele utilizabile direct de către societate. Societățile umane tradiționale, grav periclitare de procesul de globalizare, sunt cele care în general întrețin relații armonioase cu mediul înconjurător. Indiferent dacă este vorba de natură sau cultură, trebuie conservată atât diversitatea ca întreg cât și procesele care au generat-o, nu doar componente izolate. Cei preocupați de conservarea naturii și cei interesați în protejarea diversității culturale se luptă cu aceleași prejudecăți, dar scopul în final este același.

7. FUNCȚIILE CAPITALULUI NATURAL ȘI CĂILE DE EVALUARE

7.1 INTRODUCERE

Sistemul socio-economic uman este caracterizat printr-o creștere economică fără precedent, exercitând o presiune din ce în ce mai crescută asupra ecosferei, deși aceasta reprezintă *sistemul suport al vieții*. Astfel, în intervalul 1981-1990 s-au adăugat mai mult de 4,5 trilioane dolari SUA la Produsul Global Brut, creșterea din acest deceniu fiind astfel mai mare decât întreaga creștere economică a societății umane din antichitate și până în anul 1950.

Economia mondială se bazează pe un sistem contabil incomplet, care ignoră costurile legate de mediu și încurajează astfel distrugerea *capitalului natural* a cărui importanță începe să fie recunoscută, acesta adaugându-se astfel *capitalului uman* (resursa umană) și *capitalului economic* (bunurile produse), deși nu este încă inclus în calculul costurilor de producție. Folke și colab. (1993) compară distrugerea fără precedent a capitalului natural, acțiune generatoare de mari beneficii pe termen scurt, cu o corporație care își vinde fabricile și înregistrează vânzările drept câștig, nu drept pierderi. Evident că după ce vinde toate fabricile dă faliment.

În pofida situației extrem de grave datorate distrugerii cu repeziciune a capitalului natural, activitățile de mediu primesc o finanțare redusă, nejustificată comparativ cu alte activități. Astfel, Fondul Global de Mediu (Global Environment Facility - GEF) înființat în 1991 de către ONU a primit doar un buget de 400 milioane de dolari SUA pentru primii 3 ani, aceasta după negocieri prelungite. Pentru comparație, firma McDonalds cheltuiește anual o sumă egală doar pentru reclame.

În prezent se ignoră capacitatea de suport a ecosferei, unii cercetători apreciind că aceasta a fost deja depășită. *Capacitatea de suport*, respectiv domeniul de stabilitate al unui sistem ecologic, sunt approximate prin conceptul de *reziliență* (capacitatea unui sistem de a-și reveni după perturbări imprevizibile). Scăderea rezilienței arată că dezvoltarea socio-economică se apropie rapid de limitele ei, din cauza depășirii capacității de suport a ecosferei.

Se apreciază că din producția primară netă terestră, aproximativ 40%, iar din cea acvatică 2%, adică în total aproximativ 25% din producția primară netă totală este utilizată direct, indirect sau distrusă de sistemul socio-economic uman (Haberl, 1997). În paralel este redus potențialul producției primare nete prin transformarea ecosistemelor naturale și seminaturale aflate în stadii succesionale mature în agroecosisteme, sau prin trecerea și menținerea lor în stadii succesionale tinere.

7.2 CAPITALUL NATURAL CA GENERATOR DE BUNURI ȘI SERVICII

În prezent, economiștii sunt de acord că biodiversitatea are și o *valoare economică* pentru societatea umană. Principala problemă constă, în evaluarea valorii bunurilor și serviciilor furnizate de sistemele ecologice naturale și seminaturale a căror distrugere generează în prezent beneficii imediate mari. Sistemul socio-economic uman beneficiază de o serie de bunuri și servicii furnizate de către componentele capitalului natural:

- (a) *Materii prime* reprezentate de resurse regenerabile (plante și animale folosite ca hrană, lemne, medicamente etc.), ce reprezintă *bunurile* (Figura 7.1).
- (b) *Absorbția și reciclarea deșeurilor* rezultate în urma activităților umane. Astfel sunt descompuși fizic sau chimic poluanții, iar nutrienții sunt reciclați.
- (c) *Stabilizarea climatului și a circuitului hidrologic*, ce are un rol decisiv în menținerea diversității și contribuie la creșterea rezilienței sistemelor ecologice.

Ultimele două categorii reprezintă *serviciile* furnizate de capitalul natural. Principalele *funcții* realizate de componentele capitalului natural se împart în: *funcții habitat*, *funcții de producție* și *funcții reglatoare*. De exemplu, *funcțiile reglatoare* controlează o serie de procese la nivelul ecosferei, cum ar fi:

- reglarea compoziției chimice a atmosferei;
- controlul circuitului hidrologic, ducând la regularizarea precipitațiilor și la reducerea evenimentelor extreme, ceea ce micșorează riscul inundațiilor și al secetelor și influențează mezoclimatul;
- geneza solurilor (pedogeneza);
- stocarea și reciclarea compușilor chimici (Figura 7.2).

Speciile diferă și prin ratele și căile de procesare a resurselor, prin efectul lor asupra biotopului și prin interacțiunile lor cu alte specii. Modificările în compoziția specifică duc la schimbarea caracteristicilor funcționale ale biocenozei și alterează astfel procesele la nivelul sistemelor ecologice. De exemplu, modificarea ratei de fixare a azotului de către vegetație modifică o serie de procese cum sunt competiția și rata de exploatare a producătorilor primari de către consumatori, ducând la alte modificări în lanț în structura biocenozei (Chapin și colab., 1997). Nu dispariția unei specii sau modificarea unui anumit indice de diversitate este importantă, ci rolul pe care îl îndeplinesc speciile afectate în ecosistem (Jeffers, 1997).

Cauzele principale care afectează predominant procesele ecologice sunt:

- (a) *Dinamica resurselor* se referă în principal la *modificarea accesibilității, disponibilității și a gradului de utilizare a resurselor din sol* (apă și nutrienți). Aceste procese controlează structura și dinamica ecosistemului, afectând direct producătorii primari. Introducerea sau dispariția unei specii care modifică accesibilitatea unei resurse poate avea o mare influență. O specie

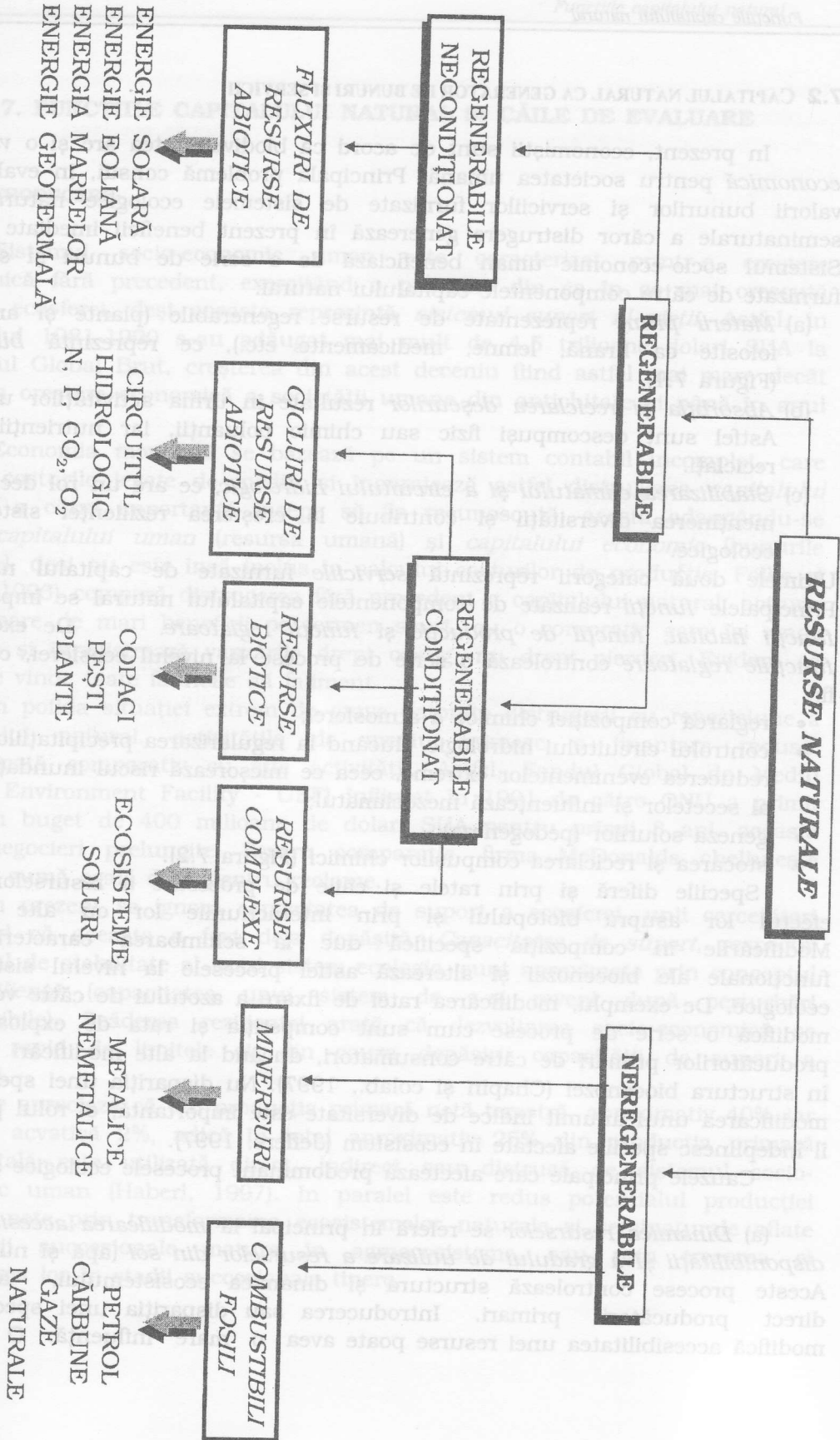
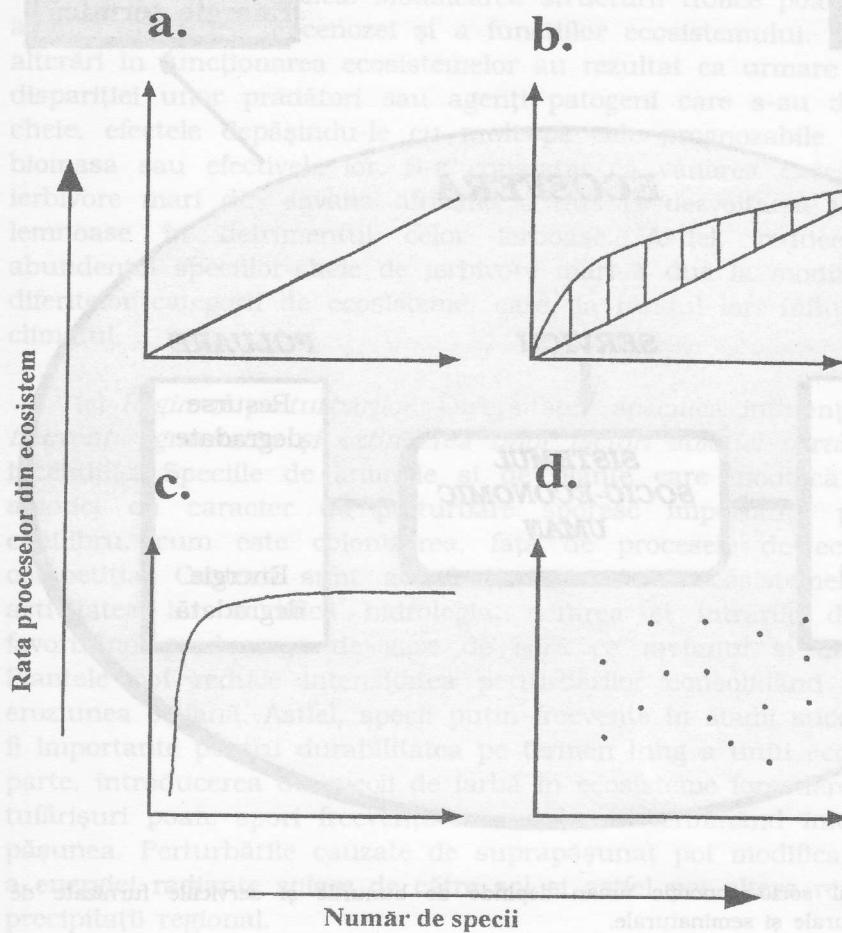


Figura 7.1 - Clasificarea resurselor naturale furnizate de capitalul natural.

IPOTEZE PRIVIND ROLUL FUNCȚIONAL ÎN ECOSISTEM AL DIVERSITĂȚII SPECIFICE



a) *Ipoteza diversitate-stabilitate*. Această ipoteză susține că există o corelație directă, lineară, între numărul de specii din sistem și eficiența energetică (exprimată prin productivitatea biologică) și stabilitatea acestuia. Conform acestei ipoteze, dispariția oricărei specii din rețeaua trofică va spori vulnerabilitatea sistemului la perturbări.

b) *Ipoteza "niturilor"*. Conform acestei ipoteze, rolul speciilor dintr-un ecosistem este similar cu cel al niturilor dintr-un avion. Astfel, avionul poate pierde un număr de nituri fără a se dezmembra, dar dacă este depășit un anumit prag numeric, el se va prăbuși. Într-un ecosistem, extincția câtorva specii poate trece neobservată sub aspectul performanțelor funcționale deoarece unele specii pot fi redundante, ceea ce generează o relație neliniară între bogăția specifică și funcțiile ecosistemului.

c) *Ipoteza redundanței*, susține că o serie de specii își pot extinde nișele funcționale în ecosistem pentru a compensa dispariția speciilor extinse. Ipoteza se bazează pe ideea că speciile dintr-un ecosistem sunt separate, pe baza asemănărilor dintre ele în grupuri funcționale. Astfel, continuitatea funcțiilor îndeplinite de ecosistem depinde de existența grupurilor funcționale, nu de numărul de specii dintr-un grup anume.

d) *Ipoteza nedeterminării*. Este posibil ca datorită complexității interacțiilor dintre speciile unui ecosistem între compoziția specifică și funcțiile ecosistemului să nu existe nici o legătură sau ca aceasta să fie dificil de sesizat și exprimat (Johnson și colab., 1996).

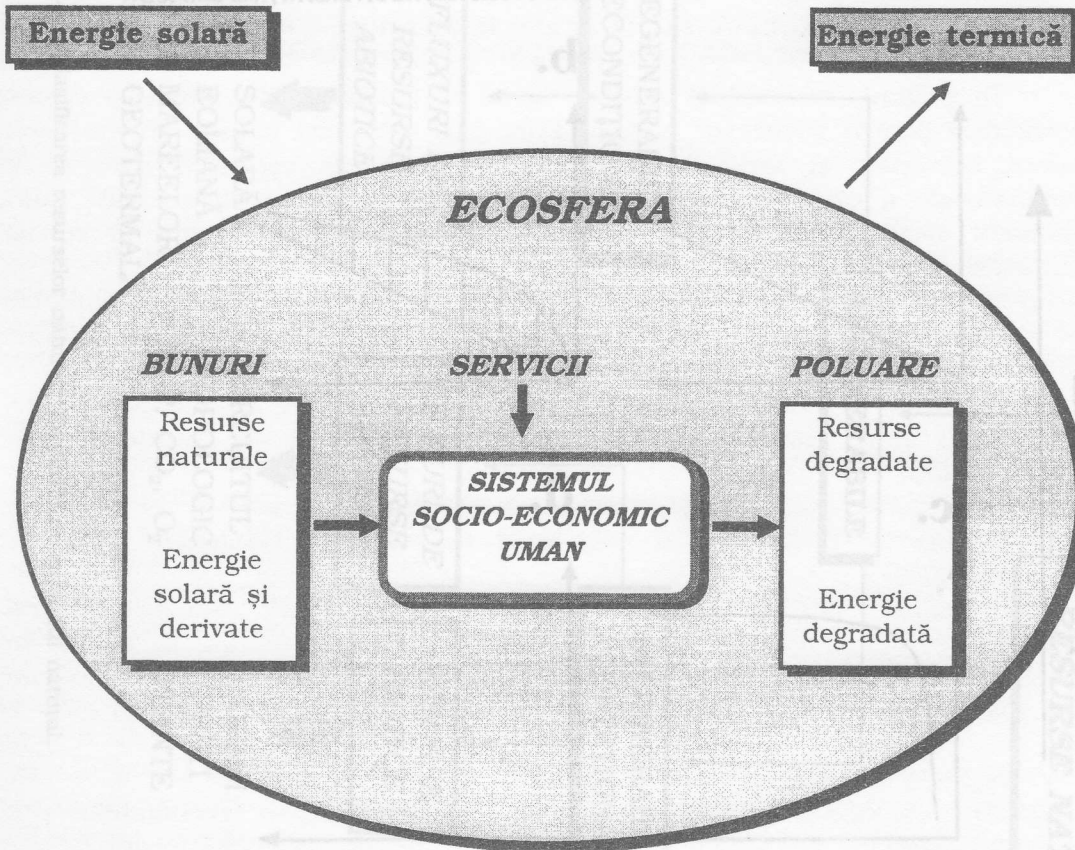


FIGURA 7.2 - Sistemul socio-economic uman depinde de bunurile și serviciile furnizate de sistemele ecologice naturale și seminaturale.

poate afecta disponibilitatea unei resurse și prin accesarea unei resurse neutilizate anterior. Astfel micorizele sporesc accesibilitatea fosforului și a altor elemente pentru plantele gazdă, iar bacteriile fixatoare de azot transformă azotul molecular din aer în azot mineral accesibil plantelor. Bacteriile denitrificatoare pot duce la scăderi importante ale concentrației de azot mineral din sol. Au fost introduse specii de plante cu rădăcini adânci, cum este *Tamarix*-ul în zone deșertice sau *Eucalyptus* în regiunea mediteraneană, plante ce au acces la rezervele de apă și nutrienți din straturile profunde ale solului. Aceasta a afectat dinamica pânzei freatică și a circuitului hidrologic regional.

Organismele pot modifica și *rata transferului de materie și energie* în cadrul ecosistemului prin mecanisme specie-specifice. De exemplu, există mari diferențe între speciile de plante în ceea ce privește cantitatea și compoziția chimică a literei, ceea ce influențează atât structura cât și temperatura și umiditatea solului, și, în ansamblu, procesele de pedogeneză. Prin activitatea lor, animalele influențează distribuția resurselor, iar prin imigrări pot contribui la sporirea acestora (astfel, speciile migratoare transportă nutrienți pe distanțe mari între diferite sisteme ecologice).

(b) *Structura trofică.* Modificarea structurii trofice poate avea efecte grave asupra structurii biocenozelor și a funcțiilor ecosistemului. Cele mai dramatice alterări în funcționarea ecosistemelor au rezultat ca urmare a introducerii sau dispariției unor prădători sau agenți patogeni care s-au dovedit a fi specii-cheie, efectele depășindu-le cu mult pe cele prognozabile în raport doar cu biomasa sau efectivele lor. S-a constatat că vânărea excesivă a mamiferelor ierbivore mari din savana africană a dus la dezvoltarea intensă a plantelor lemnoase în detrimentul celor ierboase. Astfel, reducerea în trecut a abundenței speciilor-cheie de ierbivore mari a dus la modificări în distribuția diferitelor categorii de ecosisteme, care, la rândul lor, influențează în prezent climatul.

(c) *Regimul perturbărilor.* Diversitatea specifică influențează de asemenea frecvența, gravitatea și extinderea unor factori abiotici perturbatori, cum sunt incendiile. Speciile de animale și de plante care modifică regimul factorilor abiotici cu caracter de perturbare sporesc importanța proceselor de neechilibru, cum este colonizarea, față de procesele de echilibru, cum este competiția. Castorii sunt adevărați ingineri ai ecosistemelor, deoarece prin activitatea lor modifică hidrologia, aerarea și intrările de carbon în sol, favorizând producerea de gaze de seră ca metanul și dioxidul de carbon. Plantele pot reduce intensitatea perturbărilor consolidând solul și reducând eroziunea eoliană. Astfel, specii puțin frecvente în stadii succesionale târzii pot fi importante pentru durabilitatea pe termen lung a unui ecosistem. Pe de altă parte, introducerea de specii de iarbă în ecosisteme forestiere sau dominate de tufărișuri poate spori frecvența incendiilor, determinând înlocuirea pădurii cu pășunea. Perturbările cauzate de suprapășunat pot modifica rata de absorbție a energiei radiante solare de către sol și astfel pot altera regimul termic și de precipitații regional.

(d) *Efecte indirecte.* Unele specii care influențează puțin procesele la nivelul ecosistemului pot avea efecte indirecte importante dacă afectează abundența speciilor cu impact direct asupra ecosistemului. Astfel, persistența unei specii polenizatoare sau implicate în dispersia semințelor, specie care are un efect direct foarte redus asupra ecosistemului poate fi însă vitală pentru menținerea acestuia.

În ansamblu, rezultă că o *diversitate specifică mai mare* poate spori *stabilitatea proceselor* la nivelul ecosistemului prin mai multe mecanisme (Chapin și colab., 1997):

- o diversitate sporită a interacțiilor trofice în diferite ecosisteme furnizează căi alternative pentru fluxul de energie și deci o *stabilitate sporită* între nivelurile trofice;
- diversitatea specifică mare poate *reduce susceptibilitatea ecosistemului față de invazia altor specii*, ce pot provoca perturbări variate;

- diversitatea sporită a covorului vegetal *limitează răspândirea agenților patogeni și paraziți* prin creșterea distanței medii între indivizii unei anumite specii.

Studiu de caz

FUNCȚIILE SOLULUI

Deoarece degradarea și distrugerea pedosferei reprezintă una din cele mai grave și imediate probleme cu care se confruntă societatea umană, funcțiile pe care le îndeplinește sunt prezentate în detaliu.

1. Funcția habitat

- Reprezintă habitatul și sistemul suport pentru o mare varietate de plante, animale și microorganisme, acestea contribuind la funcțiile de reglare și producție.
- Influențează stabilitatea sistemelor ecologice prin procesele de descompunere ce au loc preponderent la acest nivel.

2. Funcția reglatoare

Participă la schimburile de materie între atmosferă, hidrosferă, litosferă și biosferă:

- capacitatea de tamponare față de acizi;
- capacitatea de stocare a apei și nutrienților;
- contribuie la ciclarea nutrienților (de exemplu procesele de denitrificare/fixare de azot care au loc la nivelul solului);
- detoxifierea poluanților;
- distrugerea agenților patogeni.

3. Funcția productivă

- Furnizează plantelor apă și nutrienți;
- Contribuie la dezvoltarea rizosferei;
- Prin exploatare permite obținerea de materii prime.

4. Funcția rezervor

- Stochează nutrienți și elemente chimice;
- Conține spori, semințe, ouă.

Solul are și o *funcție culturală și științifică*, fiind o arhivă pentru istoria naturală și culturală prin resturile (fosile, ruine) pe care le conține.

În prezent se recunoaște că o precerință pentru sporirea capacității de adaptare a economiei o reprezintă capitalul natural și că acesta furnizează o varietate de opțiuni pentru dezvoltarea economică, contribuind la evoluția sistemelor socio-economice. Tacconi și Bennett (1995) au introdus termenul de *sistem ecologico-social*, constituit din capitalul natural și din capitalul uman. *Capitalul uman* (CU) este definit ca totalitatea oamenilor care trăiesc într-un anumit moment din timp, cu totalitatea cunoștințelor, tehnologiilor și culturii lor, inclusiv a instituțiilor care controlează viața socială și economică. Capitalul natural este compus, conform lui Constanza și Daly (1992), din *capitalul natural regenerabil* (CNR) și *capitalul natural neregenerabil* (CNN). Structura și diversitatea sistemelor ecologice sunt caracteristici cruciale ale CNR întrucât ele contribuie la menținerea funcționalității ecosistemelor. Sistemele ecologice pot exista independent de prezența sistemului socio-economic uman, dar *sistemul*

socio-economic uman nu poate exista fără sistemele ecologice naturale și seminaturale. Există totuși o coevoluție, o interdependență între capitalul uman și cel natural. Astfel, capitalul uman se adaptează la modificările și structura capitalului natural, iar acesta se modifică sub influența capitalului uman.

7.3 VALOAREA ECONOMICĂ A CAPITALULUI NATURAL

Evaluarea economică a bunurilor și serviciilor furnizate de componentele capitalului natural este extrem de dificilă. Abordările propuse sunt complexe și implică identificarea și evaluarea tuturor activităților umane cu impact asupra capitalului natural (Munasinghe, 1992). Formulată în termeni economici, valoarea economică totală (VET) a unei resurse constă în valoarea de utilizare (VU) și în valoarea neutilizabilă (VN). Acestea pot fi la rândul lor descompuse în componente. Astfel, valoarea de utilizare se împarte în valoare directă, valoare indirectă și valoare opțională, iar valoarea neutilizabilă se împarte în valoare testamentară și valoare existențială. O altă componentă a valorii, respectiv valoarea științifică și educativă, se regăsește parțial în mai multe din aceste categorii. Cuantificarea acesteia este greu de realizat în prezent, dar acest lucru nu implică neglijarea ei (Figura 7.3).

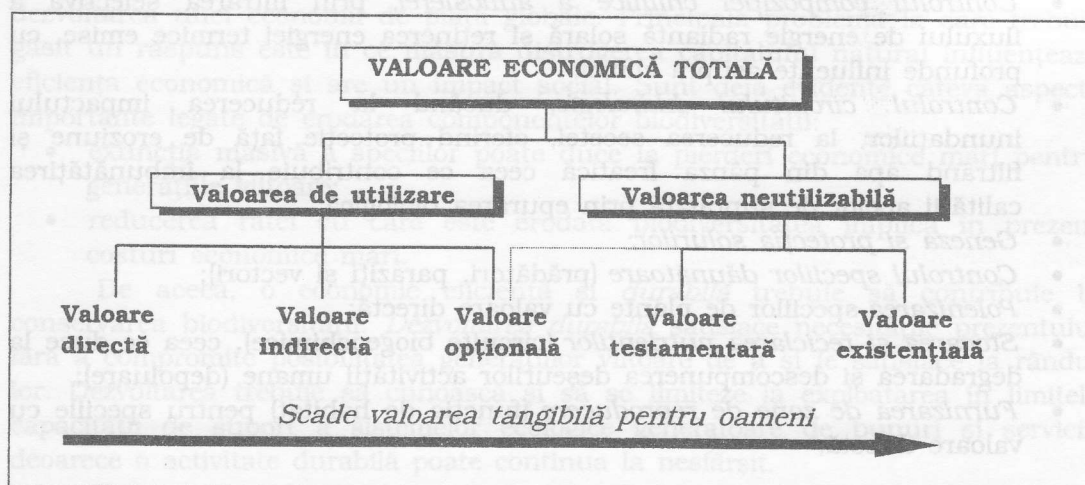


FIGURA 7.3 - Diferitele moduri de evaluare a capitalului natural.

(a) VALOAREA DIRECTĂ

Aceasta se referă la resursele regenerabile produse de componentele capitalului natural, care pot fi comercializabile sau necomercializabile și pot fi extractive sau neextractive. Prin combinarea acestor căi de evaluare a biodiversității rezultă patru variante: comercializabilă extractivă, comercializabilă neextractivă, necomercializabilă extractivă și necomercializabilă neextractivă. Diferitele activități umane de exploatare a resurselor regenerabile cuantificabile direct sunt:

- *subzistență* (vânătoare, pescuit și cules) - valoare necomercializabilă extractivă;
- *recreere* (vânătoare și pescuit sportiv) - valoare comercializabilă extractivă;
- *farmaceutică și medicală* - valoare comercializabilă extractivă;
- *exploatarea resurselor regenerabile* - cum sunt produsele piscicole, forestiere, agricole, textile, pielărie, blănărie etc. - comercializabilă extractivă;
- *turism național și internațional* - fotografie, ecoturism - valoare comercializabilă neextractivă;
- *sporturi* - legate de utilizarea unor componente ale diversității specifice (de exemplu călărie) - valoare comercializabilă neextractivă
- *transport animal* - valoare comercializabilă neextractivă
- *vizitarea unor obiective* - grădini zoologice, botanice, muzee, parcuri naționale și alte zone protejate - valoare comercializabilă neextractivă

(b) VALOAREA INDIRECTĂ

Se referă la funcțiile reglatoare și de habitat realizate de componentele biodiversității. Principalul proces care stă la baza realizării acestor funcții este *fotosinteza*. Aceasta este parțial exprimată și în bunurile generate cu valoare directă prezentate anterior. Principalele funcții sunt:

- *Controlul compoziției chimice a atmosferei*, prin filtrarea selectivă a fluxului de energie radiantă solară și reținerea energiei termice emise, cu profunde influențe asupra climei;
- *Controlul circuitului hidrologic*, ducând la reducerea impactului inundațiilor, la reducerea secetei, oferind protecție față de eroziune și filtrând apa din pânza freatică ceea ce contribuie la îmbunătățirea calității apelor de suprafață prin epurarea biologică;
- *Geneza și protecția solurilor*;
- *Controlul speciilor dăunătoare* (prădători, paraziți și vectori);
- *Polenizarea* speciilor de plante cu valoare directă;
- *Stocarea și reciclarea nutrienților* (circuite biogeochimice), ceea ce duce la degradarea și descompunerea deșeurilor activității umane (depoluare);
- *Furnizarea de zone de reproducere* (funcția de habitat) pentru speciile cu valoare directă;

(c) VALOAREA OPȚIONALĂ

Permite menținerea și diversificarea unei vaste "biblioteci genetice" din care se pot selecta noi plante de cultură sau animale domestice și realiza noi produse farmaceutice, medicale și industriale.

(d) VALOAREA TESTAMENTARĂ

Reprezintă valoarea pe care oamenii o acordă faptului că generațiile viitoare vor beneficia și ele de aceste resurse. Utilizarea durabilă a resurselor asigură tocmai continuitatea lor în timp și disponibilitatea lor pentru viitor.

(e) VALOAREA EXISTENȚIALĂ

Reprezintă componenta, fără valoare economică, care se referă la disponibilitatea societății de a plăti pentru a conserva resursele naturale, indiferent de utilitatea lor.

Indirect, componentele biodiversității au o valoare *etică* (așa-numitul Principiul lui Noe), *estetică*, *culturală*, *religioasă* sau *existențială* (simplul fapt că mai există mamifere mari în Africa poate fi o sursă de satisfacții).

Omul are o răspundere etică pentru a conserva biodiversitatea. Simplul fapt că o specie există și faptul că existența ei în prezent este rezultatul unui proces continuu, istoric este sau ar trebui să fie, suficient ca justificare pentru conservare. Ca un argument suplimentar se știe că orice specie contribuie pe termen lung la funcționarea sistemelor ecologice a căror componentă este, participând la generarea bunurilor și serviciilor. Contribuția fiecărei specii în parte în cadrul unui sistem ecologic este dinamică în timp, de aceea orice evaluare a importanței nu poate fi decât relativă (Tabelul 7.1).

7.4 METODE DE ESTIMARE A VALORII ECONOMICE A CAPITALULUI NATURAL

Eficiența economică este, în prezent, considerată prioritară iar ținta este dezvoltarea unei economii de piață globale. Principala problemă la care trebuie găsit un răspuns este în ce măsură distrugerea capitalului natural influențează eficiența economică și are un impact social. Sunt deja evidente câteva aspecte importante legate de erodarea componentelor biodiversității:

- extincția masivă a speciilor poate duce la pierderi economice mari pentru generațiile viitoare;
- reducerea ratei cu care este erodată biodiversitatea implică în prezent costuri economice mari.

De aceea, o economie eficientă și *durabilă* trebuie să contribuie la conservarea biodiversității. *Dezvoltarea durabilă* satisface necesitățile prezentului fără a compromite posibilitatea generațiilor viitoare de a și le satisface la rândul lor. Dezvoltarea trebuie să cunoască și să se limiteze la exploatarea în limitele capacității de suport a sistemelor ecologice generatoare de bunuri și servicii, deoarece o activitate durabilă poate continua la nesfârșit.

Estimarea valorii economice a bunurilor și serviciilor furnizate de componentele biodiversității depinde de înțelegerea din punct de vedere ecologic a acestora. Principala problemă tehnică constă în modul în care se introduce într-o evaluare contabilă valoarea economică a bunurilor și serviciilor oferite de biodiversitate, cum se estimează valoarea bunurilor și serviciilor furnizate de componentele biodiversității deteriorate și distruse și pe ce durată de timp se fac aceste estimări.

Estimarea *valorii economice totale* (VET) a componentelor biodiversității se bazează pe însumarea tuturor valorilor, după formula:

$$VET = V_{directă} + V_{indirectă} + V_{opțională} + V_{testamentară} + V_{existențială}$$

Acest concept este foarte greu de utilizat în practică. În prezent nu există metodologii universale acceptate pentru calculul valorii economice, ci doar încercări cu aplicabilitate limitată. Se conturează însă câteva categorii mari de metode ce sunt în curs de dezvoltare. Cele mai utilizate metode sunt:

Metoda directă bazată pe principiile economiei de piață. Aceasta evaluează scăderile de producție datorate degradării și distrugerii componentelor capitalului natural, precum și a bolilor și mortalității sporite cauzate de aceasta, incluzând de asemenea costurile conservării zonelor protejate. Aplicarea acestei metode necesită înțelegerea relației între modificarea unei resurse ecologice și valoarea economică a producției, permițând evaluarea îmbunătățirii/degradării calității mediului. Metoda este utilă pentru țările în curs de dezvoltare unde o mare parte din producția economică provine din agricultură, zootehnie, silvicultură și pescuit, fiind asemănătoare analizelor cost-beneficiu.

Exemplu. Fertilitatea solului are un impact direct asupra producției agricole. Degradarea solului va duce implicit la creșterea costurilor de producție. Modificările survenite (creșterea costurilor și scăderea recoltei) vor duce la modificări ale beneficiilor atât pentru producători cât și pentru consumatori. Comparând costurile anterioare modificării cu cele ulterioare se poate estima valoarea modificării asupra cantității și calității resursei.

Metoda indirectă estimează în principal valoarea turistică, respectiv disponibilitatea turiștilor și a vizitatorilor de a plăti suplimentar pentru a vizita zone turistice/peisagistice deosebite.

Metoda estimării costului de înlocuire calculează costul realizării de către sistemul socio-economic uman al unui serviciu furnizat anterior de ecosistemele naturale.

STUDIUL DE CAZ 1

Au fost deja realizate o serie de estimări pentru situații concrete care evidențiază *valoarea capitalului natural*. Astfel, în 1996, Primăria orașului New York, oraș cu peste 16 milioane de locuitori, s-a decis să investească între 1-1,5 miliarde de dolari în capital natural, în scopul economisirii între 6-8 miliarde de dolari în următorii 10 ani. Din punct de vedere economic nici o altă investiție nu ar genera un asemenea profit într-un timp atât de scurt. Apa necesară orașului New York provine dintr-un bazin hidrografic situat în munții Catskill. Până recent, procesele de filtrare, sedimentare și purificare ale apei realizate de sistemele ecologice din regiune erau suficiente pentru a asigura o calitate a apei conformă cu standardele naționale. Dezvoltarea din zonă, în special aportul sporit de ape menajere netratate, utilizarea pe scară tot mai mare a îngrășămintelor și a pesticidelor, a redus eficiența procesului de epurare astfel încât calitatea apei a scăzut sub nivelul standardelor. Primăria orașului a avut de ales între a reface și reconstrui ecologic ecosistemele din munții Catskill sau a investi într-o stație de filtrare al cărui cost de realizare

Nivelul de abordare	Valoare directă		Valoare indirectă	Valoare opțională	Valoare existențială
	Extractivă	Neextractivă			
Capital natural (global)	Subsistență Comercială Recreere Medicală- farmaceutică	Recreere Educativă Științifică Transport	Ciclarea nutrienților Reglarea climei Circuitul hidrologic Absorbția deșeurilor Habitat	Utilizări potențiale vitoare directe și indirecte	Etică Culturală Religioasă
Ecodiversitate (ex. zone umede)	Lemn de foc Pește Produse agricole	Navigație Ecoturism	Controlul inundațiilor Stabilizarea malurilor Retenția nutrienților Habitat de iernare	Ofertă potențială de servicii și bunuri	Dorința de a oferi urmasilor posibilitatea de a vedea păsări migratoare
Diversitate specifică (ex. diferite specii de copaci)	Lemn de foc Cherestea Fructe Material de construcție Produse farmaceutice	Cercetare farmaceutică	Fixarea azotului Stocarea carbonului Conservarea solului Habitat	Rezerve potențiale de produse lemnose și servicii	Protejarea copacilor din motive etice, culturale și religioase
Diversitate genetică (ex. plante de cultură)		Fitogenetică	Evolutivă	Ameliorări potențiale a soturilor cultivate	Conservarea stocului genetic

TABLEAUL 7.1 - Valoarea economică a capitalului natural și a componentelor acestuia.

ar fi fost de ordinul a 6-8 miliarde de dolari, plus costul anual de operare de 300 milioane de dolari. Investiția în capitalul natural a însemnat, în acest caz, cumpărarea de teren în bazinul hidrografic și în jurul acestuia, pentru a putea fi limitate unele activități umane, precum și pentru subvenționarea construcției unor stații mai performante de tratare a apelor menajere din regiune. Astfel printr-o investiție de 1-1,5 miliarde în capitalul natural se evită o investiție de 6-8 miliarde în capital fizic. Aceste evaluări sunt mult subestimate deoarece iau în considerare doar funcția de purificare a apei de către sistemele ecologice din zonă (în special păduri), fără a lua însă în calcul și celelalte bunuri și servicii furnizate (Chichlinisky și Heal, 1998).

STUDIU DE CAZ 2

Intârzierea sau absența stopării unor procese care duc la *deteriorarea capitalului natural* pot cauza pierderi economice foarte mari. Astfel, o analiză recentă a stării recifilor de corali din apele teritoriale ale Indoneziei a evidențiat că situația actuală este dramatică (Cesar și colab., 1997). Indonezia este situată într-o zonă centrală a arealului recifelor de corali, aceștia ocupând o suprafață de aproximativ 75.000 km² ce reprezintă aproximativ o optime din suprafața mondială. Recifele de corali reprezintă unica resursă de venit pentru sute de mii de pescari din zonă și au un rol important și în stoparea eroziunii malurilor, protejând așezările de pe coastă, terenurile agricole și plajele cu importanță turistică. Se estimează că aproximativ un sfert din toate speciile marine și o cincime din speciile de pești marini trăiesc în recifele de corali. Datorită diversității specifice unice aceștia prezintă un interes major pentru cercetători, companii farmaceutice și cosmetice. În plus multe alte funcții, conferă recifelor de corali o valoare importantă și în continuă creștere. Se estimează că în prezent sub o treime din recifele de corali indonezieni sunt în stare bună (adică mai mult de jumătate din suprafață este acoperită cu recife vii). Principalele activități umane care conduc la deteriorarea și distrugerea recifelor de corali sunt:

- *pescuitul cu otravă*, în cursul căruia se varsă cianură în apă pentru a ameți și captura pești vii pentru acvarii și pentru hrană, în cursul căruia sunt distruși coralii vii din zonă. Rata de supraviețuire a peștilor otrăviți prinși vii pentru acvarii este extrem de scăzută, dar prețurile mari de pe piața mondială continuă să stimuleze pescuitul lor;
- *pescuitul cu explozivi*, prin care bombe mici artisanale sunt detonate în zonele puțin adânci din recife, omorând atât bancurile de pești dorite, cât și puiet, juvenili și provocând distrugerii masive ale coralilor;
- *exploatarea coralilor* pentru materiale de construcție și producerea de var;
- *sedimentarea și poluarea* cauzate de defrișări, eroziune, ape menajere și industriale netratate, care intoxică și distrug coralii;
- *supraexploatarea resursei piscicole* care nu distruge direct corali, dar reduce abundența și diversitatea peștilor și a nevertebratelor din zonă.

În spatele acestor acțiuni distructive se află interese economice puternice datorită beneficiilor mari pe termen scurt pentru anumiți indivizi și corporații. Măsurile de protejare a recifelor de corali sunt considerate ca intrând în

conflict cu dezvoltarea economică. Aceste concepții se bazează însă pe ignorarea costurilor economice prezente și viitoare datorate degradării recifelor de corali. Unele dintre cele mai importante valori ale recifelor de corali, cum ar fi conservarea lor pentru generațiile viitoare sau valoarea existențială, nu pot fi cuantificate. Tabelul 7.2 sintetizează comparativ beneficiile pe termen scurt ale activităților umane destructive în paralele cu pierderile într-un interval de 25 de ani.

TABELUL 7.2 - Beneficiile nete pe termen scurt precum și pierderile nete pentru societate datorate exploatării destructive a resurselor naturale reprezentate de recifele de corali din Indonezia în mii dolari SUA/km² (după Cesar și colab., 1997).

Funcții	Beneficii nete termen scurt	Pierderi nete pentru societate				Pierderi totale nete cuantificabile
		Pescuit	Protecție costieră	Turism	Altele*	
Activitate umană						
Pescuit - otrăvă	33	40	0	3-436	-	43-476
Pescuit - exploziv	15	86	9-193	3-482	-	98-761
Colectare corali	121	94	12-260	3-482	>67**	176-903
Sedimentare	98	81	-	192	-	273
Suprapescuit	39	109	-	-	-	109

* - include pierderea securității alimentare și a valorii biodiversității

** - colectarea de lemn de foc pentru producerea varului

Se observă că beneficiile pe termen scurt sunt mult inferioare pierderilor pe termen mediu pentru fiecare din activitățile umane destructive. De exemplu, exploatarea corailor pentru materiale de construcție aduce un beneficiu net de 121.000 dolari SUA, cauzând însă o pierdere netă societății de 93.600 dolari pentru pescuit, între 12.000 și 260.000 dolari în protecția costieră (variabil în raport cu intensitatea eroziunii), în valoare turistică între 2.900-481.900 dolari, 67.000 dolari prin deteriorarea pădurilor precum și un cost necunoscut prin pierderea siguranței alimentare și a componentelor biodiversității. Pentru pescuitul cu explozivi, la estimarea maximă, pierderile depășesc de 50 de ori beneficiile.

STUDIU DE CAZ 3

Recent, un grup de cercetători de la Universitatea Cornell (Pimentel și colab., 1997) a evaluat valoarea globală a bunurilor și serviciilor furnizate de capitalul natural anual la 2.900 miliarde de dolari. Doar pentru SUA beneficiile generate se ridică la 319 miliarde de dolari anual (Tabel 7.3). Se estimează că beneficiile furnizate ar fi mult mai mari dacă sistemul socio-economic uman ar utiliza mai mult oferta genetică, de exemplu, cultivarea cerealelor perene care să poată fi recoltate continuu timp de 4-5 ani. Soiurile anuale cultivate necesită lucrări costisitoare de arat și semănat atât primăvara cât și toamna, care expun periodic solul la eroziune. Cultivarea soiurilor perene ar putea reduce la jumătate eroziunea solului, generând economii de aproximativ 17 miliarde de dolari prin conservarea solului și 9 miliarde de dolari anual în

combustibil pentru mașini agricole doar în SUA, iar la nivel mondial de 170 miliarde de dolari anual. Genele pentru cereale perene există deja în câteva specii sălbatice înrudite, iar transferul lor este teoretic posibil.

TABELUL 7.3 - Valoarea estimată a bunurilor și serviciilor furnizate de capitalul natural în SUA și la nivel mondial (după Pimentel și colab., 1997).

Bunuri și servicii furnizate	SUA miliarde dolari	Mondial miliarde dolari
Descompunerea deșeurilor	62	760
Formarea solului (pedogeneză)	5	25
Fixarea azotului	8	90
Descompunerea compușilor chimici	22,5	121
Plante cultivate modificate genetic	20	115
Reproducere artificială a animalelor	20	40
Biotehnologie	2,5	6
Control biologic al dăunătorilor (agricultură)	12	100
Control biologic al dăunătorilor (silvicultură)	5	60
Rezistența la dăunători (agricultură)	8	80
Rezistența la dăunători (silvicultură)	0,8	6
Cereale perene (potențial)	17	170
Polenizare	40	200
Pescuit	29	60
Vânătoare	12	25
Fruite de mare	2,5	82
Alte produse necultivate utilizate ca hrană	0,5	180
Lemn și produse din lemn	8	84
Ecoturism	18	500
Medicamente derivate din plante	20	84
Fixarea de dioxid de carbon	6	135
Total	319	2.928

8. CĂILE DE DETERIORARE A CAPITALULUI NATURAL

Toate organismele vii, prin activitățile pe care le desfășoară, duc la modificarea mediului de viață iar specia umană nu face excepție. Odată cu creșterea efectivelor populației umane și a dezvoltării tehnologice, natura și amplitudinea modificărilor antropice a crescut. Extinderea în spațiu a sistemului socio-economic uman a făcut ca impactul activităților sale să se manifeste la nivelul întregii ecosfere. Dacă până recent termenul de *ecosisteme dominate de specia umană* se rezuma în principal la agroecosisteme, ecosisteme rurale și urbane, în prezent termenul se poate aplica, într-o măsură mai mare sau mai mică, tuturor sistemelor ecologice.

Viteza cu care oamenii *modifică* componentele biodiversității, *gravitatea* modificărilor și *consecințele* acestora sunt fără precedent în istoria umanității. În prezent ele încep să constituie o amenințare importantă pentru viața economică și culturală a numeroase societăți umane. Într-un viitor apropiat pot constitui o amenințare reală chiar asupra existenței vieții la nivel planetar. În funcție de circumstanțe, activitățile umane pot spori, menține sau diminua diversitatea specifică, genetică sau a ecosistemelor într-o anumită regiune și într-o anumită perioadă, deși tendința generală a fost de scădere permanentă a biodiversității la scară globală.

În cursul evoluției sale societatea umană a acționat diferit. Inițial, omul, ca specie invadatoare ce acționa ca prădător de vârf, a *eliminat* direct prin vânătoare o serie de specii. Apoi, în special datorită agriculturii și creșterii animalelor, a *modificat, deteriorat, distrus și fragmentat* habitatul și a introdus specii noi. Aceste transformări au creat condiții favorabile *extincțiilor* care vor persista timp de secole, chiar dacă distrugerile și degradarea habitatelor ar înceta imediat. În plus, presiunile exercitate asupra capitalului natural vor spori datorită modificărilor climatice globale determinate de activitățile antropice.

Principalele cauze care duc la degradarea sau distrugerea componentelor capitalului natural sunt:

- *cererea sporită* de resurse biologice, stimulată de creșterea exponențială a populației umane și de creșterea economică;
- *incapacitatea populației* de a aprecia consecințele pe termen lung a activităților sale, frecvent datorită ignoranței;
- *incapacitatea piețelor economice* de a recunoaște valoarea reală a capitalului natural și de a estima valoarea sa la nivel local;
- *incapacitatea factorilor de decizie* de a reglementa utilizarea componentelor capitalului natural în funcție de schimbările ierarhiei de valori umane legate de urbanizarea societăților, de dreptul funciar și de atitudinile culturale;
- *incapacitatea politicilor guvernamentale* de a frâna și stopa supraexploatarea capitalului natural;
- *creșterea ratei migrațiilor umane și a comerțului internațional.*

Activitățile umane duc la modificări ale diversității specifice și genetice, la transformarea sistemelor ecologice și la alterarea circuitelor biogeochimice determinând deteriorarea ecosferei datorită în principal modificărilor climatice globale și simplificării biodiversității (Figura 8.1).

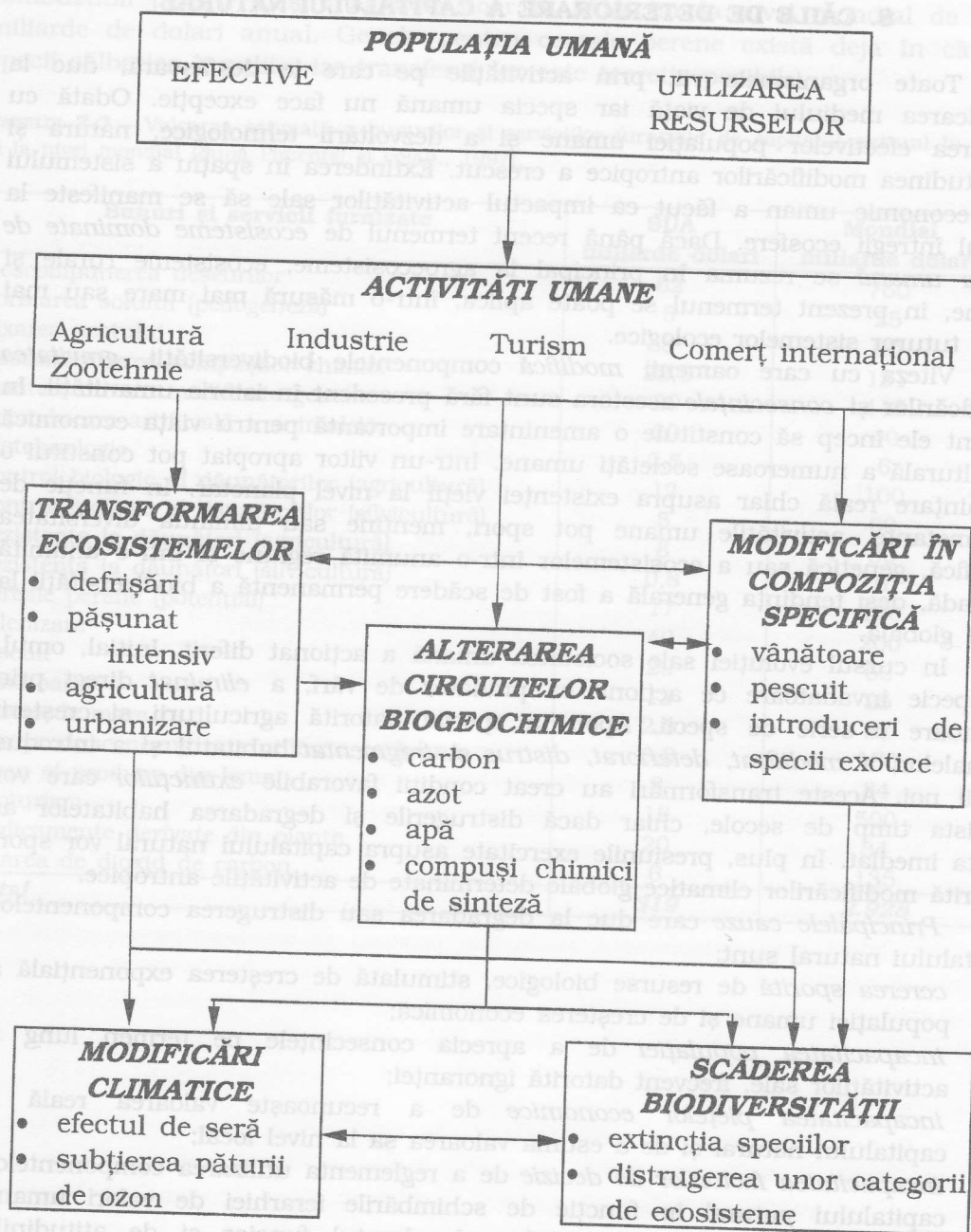


FIGURA 8.1 - Impactul direct și indirect al activităților umane asupra ecosferei (adaptat după Vitousek și colab., 1997).

8.1 TRANSFORMAREA ECOSISTEMELOR TERESTRE

Transformarea ecosistemelor terestre reprezintă principala cauză a deteriorării ecosferei. Activitățile umane care modifică structura ecosistemelor terestre afectează și interacțiunile acestora cu atmosfera și sistemele ecologice

acvatice înconjurătoare. Transformarea ecosistemelor terestre se datorează unei multitudini de activități care variază substanțial în intensitate și consecințe. Se consideră că între 10 și 15% din suprafața sistemelor ecologice terestre este reprezentată de ecosisteme rurale, agroecosisteme și ecosisteme urban-industriale, iar între 6 și 8% din suprafața de pășuni. Toate aceste sisteme ecologice sunt modificate radical și sunt dominate de om. La cealaltă extremă se află ecosistemele naturale și modificate care sunt afectate direct de creșterea concentrației dioxidului de carbon din atmosferă și de creșterea intensității radiației UV cauzată de subțierea păturii de ozon. Practic, toate sistemele ecologice terestre sunt afectate într-o măsură mai mare sau mai mică de activitățile umane. Estimările privind suprafața afectată nu țin cont însă și de un alt aspect, acela că transformările au dus la fragmentarea sistemelor ecologice naturale, ceea ce afectează grav diversitatea specifică și funcționarea sistemelor ecologice naturale și modificate.

8.2 ALTERAREA CIRCUITELOR BIOGEOCHIMICE

Alterarea circuitelor biogeochimice afectează toate sistemele ecologice de la nivelul ecosferei iar efectele au o mare remanență în timp. Modificările climatice globale sunt cauzate tocmai de aceste perturbări ale circuitelor biogeochimice. *Principalele circuite* afectate de activitățile umane sunt cel al *carbonului*, *apei și azotului*.

CIRCUITUL CARBONULUI

Viața pe Pământ se bazează pe carbon iar dioxidul de carbon din atmosferă este principala sursă pentru *fotosinteză*. Cel mai dinamic rezervor de carbon este atmosfera, unde metanul și monoxidul de carbon sunt oxidate la dioxid de carbon. Modificările în compoziția chimică a atmosferei duc la alterarea schimburilor energetice și termice ale planetei, cu efecte dramatice și pe termen lung (Figura 8.2).

Principalele activități umane care duc la *sporirea concentrației de dioxid de carbon* în atmosferă sunt exploatarea și arderea combustibililor fosili și transformarea pădurilor și pășunilor în terenuri agricole și alte sisteme ecologice dominate de om (Figura 8.3). Astfel, arderea combustibililor fosili duce la creșterea anuală a cantității de dioxid de carbon din atmosferă cu aproximativ $5,5 \pm 0,5$ miliarde tone, în special în zonele industrializate (Vitousek și colab., 1997).

Sporirea concentrației dioxidului de carbon în ultimele sute de ani reprezintă cea mai bună dovadă a modificărilor profunde suferite de ecosferă din cauza activităților umane. Există dovezi incontestabile ale influenței concentrației de dioxid de carbon din atmosferă asupra *climei*; concentrații sporite de dioxid de carbon duc la creșterea temperaturii datorită efectului de seră.

O componentă importantă a circuitului carbonului, nu atât prin mărimea rezervorului cât prin dinamica sa, este *metanul*. Anual sunt eliberate în atmosferă cantități însemnate de metan care, ajuns în păturile superioare ale atmosferei, reacționează cu oxigenul generând dioxid de carbon și apă (Tabelul 8.1).

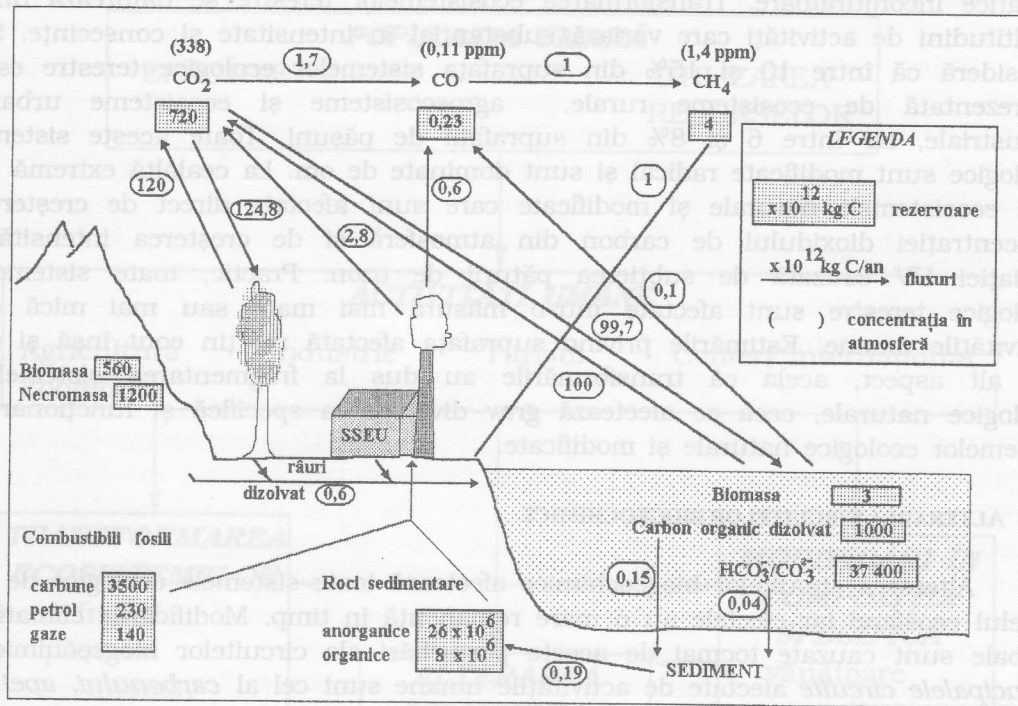


FIGURA 8.2 - Circuitul biogeochimic global al carbonului. Se observă contribuția importantă a sistemului socio-economic uman (SSEU) datorită reintroducerii în circuit a carbonului din rezervoarele litosferice (după O'Neill, 1985).

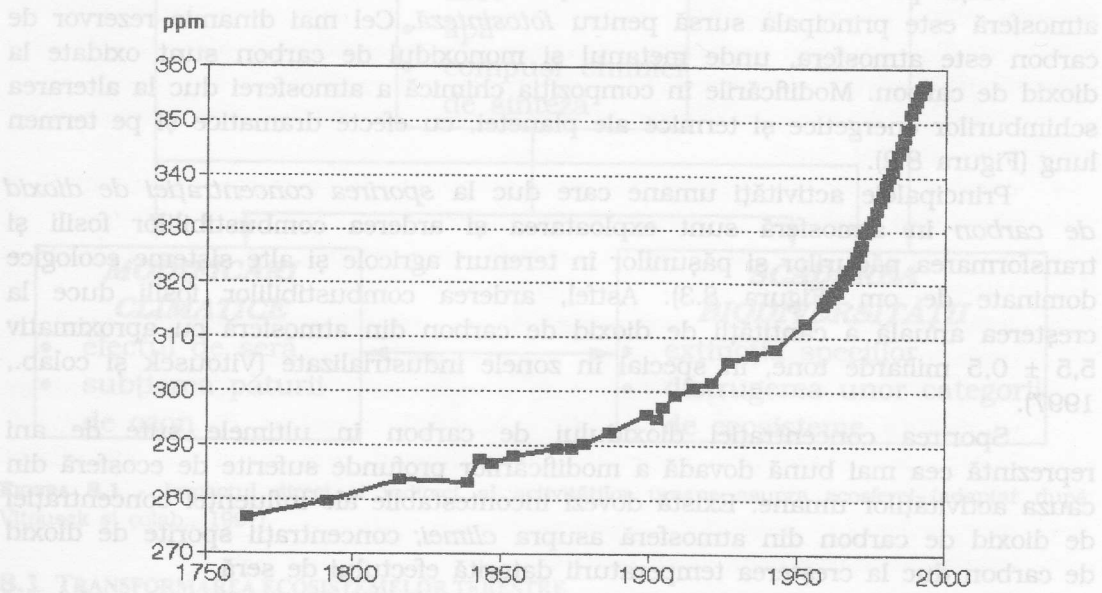


FIGURA 8.3 - Creșterea concentrației de dioxid de carbon din atmosferă după începutul Revoluției Industriale (după Brown, 1995).

CIRCUITUL HIDROLOGIC

Apa este esențială pentru existența vieții pe planetă (Figura 8.4). Circuitul ei între diferitele componente ale ecosferei antrenează alte elemente chimice și duce la sporirea complexității celorlalte circuite biogeochimice esențiale. Deasemenea reprezintă un important factor de control al climei. O foarte mică parte din apă este accesibilă direct omului, majoritatea este fie sărată fie înghețată (Tabelul 8.2).

TABELUL 8.1 - Principalele surse de gaz metan și ponderea lor de reprezentare. Se constată că peste jumătate din cantitatea de metan eliberată anual în atmosferă este datorată activităților umane.

Sursa	Cantitatea	
	milioane tone/an	%
Zone umede	115 (100-200)	22
Arderea combustibililor fosili	100 (70-120)	19
Rumegătoare	80 (65-100)	16
Orezării	60 (20-150)	12
Arderea biomasei	40 (20-80)	8
Depozite de gunoi	30 (20-70)	6
Deșeuri de origine animală	25 (20-30)	5
Deșeuri de origine umană	25	5
Termite	20 (10-50)	4
Ocean	10 (5-20)	2
Ape continentale	5 (1-25)	1

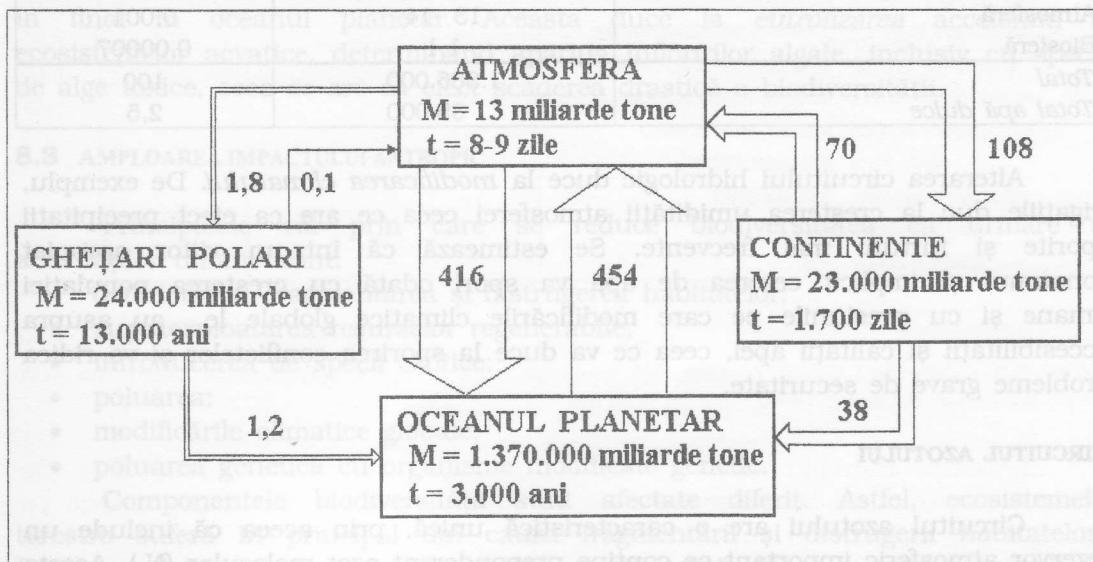


FIGURA 8.4 - Circuitul hidrologic al apei între principalele rezervoare. Unde **M** reprezintă mărimea rezervorului iar **t** timpul de turn-over (înlocuire). Ratele fluxurilor între rezervoare sunt în miliarde tone apă/an (UNEP, 1991).

În prezent mai mult de jumătate din apa dulce curgătoare și relativ accesibilă este utilizată de societatea umană ca apă menajeră, industrială și pentru irigații în agricultură (aproximativ 70% din consumul total). Pentru a răspunde la cererile crescute de apă, întregi bazine hidrografice au fost modificate prin lucrări de regularizare, îndiguire, deviere și construcții de baraje. De exemplu, în SUA, doar 2% din râuri mai sunt neîndiguite. Se estimează că la nivel mondial aproximativ 2/3 din toate râurile mari sunt regularizate. În prezent, aproximativ 6% din debitul râurilor se pierde prin evaporare din cauza manipulărilor umane. Anual, din cele aproximativ 1.250 de baraje mari din vestul SUA se evaporă o cantitate de apă care ar putea asigura consumul domestic pentru 50 de milioane de locuitori. Apa multor râuri este atât de mult utilizată încât foarte puțin din apă mai ajunge în mări și oceane. În multe situații aceasta produce grave perturbări modificând salinitatea, încărcătura de nutrienți și sedimente din zonele litorale. Cazul Mării Aral și al Mării Negre vor fi discutate ulterior.

TABELUL 8.2 - Volumul de apă global din diferite compartimente (adaptat după Williams, 1996).

Compartiment	Volum (mii km ³)	Procentual (%)
Oceanul planetar	1,338,000 - 1,370,000	96,5 - 97,6
Ghețari, gheață, zăpadă	24,363 - 29,000	1,8 - 2,08
Apa freatică	4,067 - 23,400	0,29 - 1,7
Umiditatea solului	17,5	0,001
Ape dulci continentale (râuri, lacuri)	105 - 126	0,008
Lacuri sărate	85 - 104	0,007
Atmosferă	13 - 14	0,001
Biosferă	1,1	0,00007
<i>Total</i>	1.386.000	100
<i>Total apă dulce</i>	35.000	2,5

Alterarea circuitului hidrologic duce la *modificarea climatului*. De exemplu, irigațiile duc la creșterea umidității atmosferei ceea ce are ca efect precipitații sporite și furtuni mai frecvente. Se estimează că într-un viitor apropiat consumul și implicit cererea de apă va spori odată cu creșterea populației umane și cu presiunile pe care modificările climatice globale le au asupra accesibilității și calității apei, ceea ce va duce la sporirea conflictelor și va ridica probleme grave de securitate.

CIRCUITUL AZOTULUI

Circuitul azotului are o caracteristică unică, prin aceea că include un rezervor atmosferic important ce conține preponderent azot molecular (N₂). Acesta trebuie legat de carbon, hidrogen sau oxigen înainte de a putea fi utilizat de organisme vii. *Fixarea azotului* se realizează preponderent în condiții de anaerobioză de către asociații de bacterii și plante (bacterii fixatoare de azot). Rezervele de azot legat accesibil organismelor controlează parțial productivitatea, stocarea carbonului și compoziția specifică în numeroase ecosisteme. Înainte de

alterarea masivă a circuitului azotului, între 90 și 130 de milioane de tone de azot erau fixate anual în ecosistemele terestre de către microorganisme. Ratele de fixare în ecosistemele acvatice (realizate de către cianobacterii) sunt mai puțin cunoscute dar se estimează că ar fi similare. Activitățile umane au modificat substanțial circuitul azotului fixând industrial azotul molecular din atmosferă pentru a-l transforma în *îngrășăminte*. Producția anuală de îngrășăminte a crescut de la 10 milioane de tone în 1950 la 80 de milioane de tone în 1990 și se preconizează să crească la peste 135 de milioane de tone anual în 2030. Cultivarea pe scară tot mai largă a soiei, lucernei și a altor plante leguminoase care prin bacteriile simbiote fixează azot molecular, duce la fixarea suplimentară a peste 40 milioane de tone anual. În ansamblu, activitățile umane adaugă tot atâta azot fixat în ecosistemele terestre cât toate sursele naturale la un loc (Vitousek și colab., 1997). *Arderea combustibililor fosili* eliberează anual în atmosferă peste 20 de milioane de tone de oxizi de azot, aceasta având consecințe multiple:

- creșterea concentrației oxidului de azot, un gaz ce contribuie la efectul de seră;
- creșterea fluxului de oxizi de azot și amoniu din care 2/3 sunt de origine antropică;
- sporirea riscului ploilor acide și a smogului fotochimic care afectează preponderent zonele urbane și agricole.

În regiunile unde azotul fixat este deficitar la nivelul solului, adăugarea de azot prin îngrășămintele sporește productivitatea și capacitatea de stocare a carbonului în ecosisteme, dar duce și la *scăderea* biodiversității. Azotul introdus în ecosistemele terestre poate ajunge în pânza freatică, ape de suprafață, lacuri și în final în oceanul planetar. Aceasta duce la *eutrofizarea* accelerată a ecosistemelor acvatice, determinând apariția înfloririlor algale, inclusiv cu specii de alge toxice, ceea ce are ca efect scăderea drastică a biodiversității.

8.3 AMPLOAREA IMPACTULUI ANTROPIC

Principalele căi prin care se reduce biodiversitatea ca urmare a activităților umane sunt:

- deteriorarea, fragmentarea și distrugerea habitatelor;
- supraexploatarea resurselor regenerabile;
- introducerea de specii exotice;
- poluarea;
- modificările climatice globale;
- poluarea genetică cu organisme modificate genetic.

Componentele biodiversității sunt afectate diferit. Astfel, ecosistemele terestre suferă în principal din cauza fragmentării și distrugerii habitatelor. Ecosistemele insulare (acvatice sau terestre) suferă din cauza introducerii de specii exotice și distrugerii habitatului. Oceanul Planetar este în principal afectat de supraexploatarea resurselor biologice și de poluare.

O analiză a principalilor factori cauzali ai *extincției* unui număr de specii a relevat următoarele (Tabelul 8.3).

Intr-un studiu realizat în SUA, asupra factorilor ce pun în pericol supraviețuirea a 98 de specii de plante considerate periclitare, au fost evidențiate câteva aspecte importante (Figura 8.5). Astfel, mai mult de jumătate din specii sunt amenințate de activități umane majore (construcții, drumuri, extracția de petrol și minerit, lucrări hidrotehnice, exploatarea forestieră, agricultură). Din această cauză măsurile de conservare necesare intră în conflict direct cu interesele comunităților locale și necesită costuri ridicate.

TABELUL 8.3 - Principalele cauze documentate ale extincției speciilor și ponderea lor procentuală (adaptat după Groombridge, 1992).

Cauză \ Taxon	Exploatare umană	Specii introduse	Efecte indirecte	Alterarea habitatului	Cauze naturale
Nevertebrate	16	33	1	49	1
Vertebrate acvatice	8	37	4	50	1
Vertebrate terestre	30	46	1	22	0

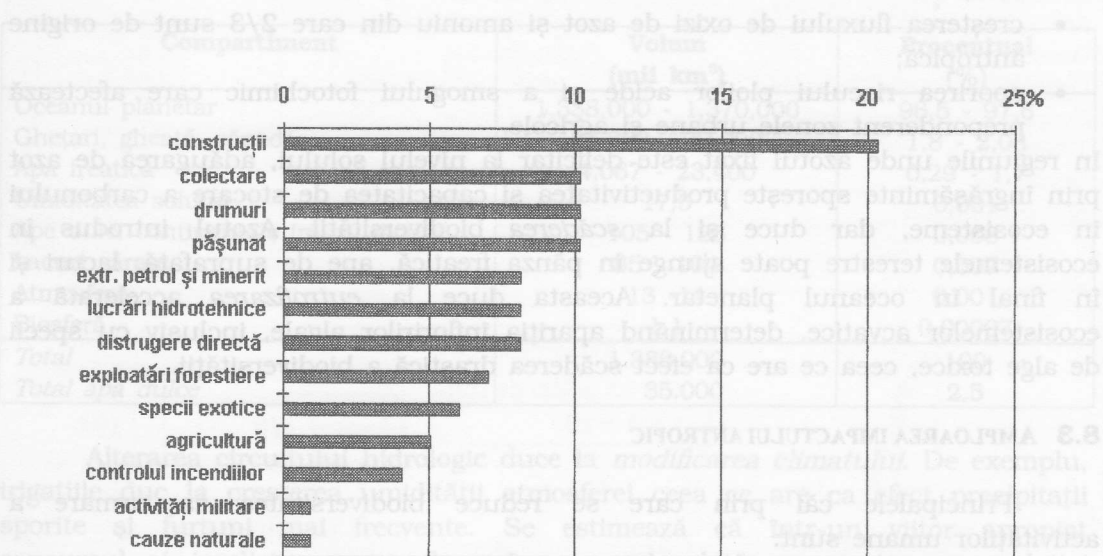


FIGURA 8.5 - Principalii factori ce amenință existența a 98 de specii periclitare de plante din SUA (după Schemske și colab., 1994).

Impactul antropic diferă de la un continent la altul (Tabelul 8.4). Se observă că sistemele ecologice naturale au fost afectate de activitățile umane pe aproape trei sferturi din suprafața locuibilă a planetei. Suprafețe mari, compacte de sisteme ecologice neafectate au rămas doar în taigaua și tundra din emisfera nordică, în deșerturile din Africa, Australia și Asia Centrală, precum și în Amazonia. Regiunile cele mai afectate sunt în Europa, estul Americii de Nord, China și Asia de sud-est. Indicele de habitat permite aprecierea rapidă a gradului de impact. O valoare mică a indicelui de habitat indică un procent scăzut de

suprafețe neafectate, iar o valoare ridicată arată că ponderea sistemelor ecologice neafectate este mare. Indicele include o parte din suprafețele parțial afectate deoarece acestea conțin ecosisteme neafectate.

TABELUL 8.4 - Ponderea suprafețelor de teren neafectate (sisteme ecologice rămase în regim natural), parțial afectate (sisteme ecologice modificate) precum și cele dominate de om (Hannah și colab., 1994).

Continent	Suprafața totală (km ²)	Neafectat (%)	Parțial afectat (%)	Dominat de om (%)	Indicele de habitat ²
Europa	5.759.321	15,6	19,6	64,8	20,5
Asia	53.311.557	43,5	27,0	29,5	50,3
Africa	33.985.316	48,8	35,8	15,4	57,9
America de Nord	26.179.907	56,3	18,8	24,9	61,0
America de Sud	20.120.346	62,4	22,5	15,1	68,1
Australia	9.487.262	62,3	25,7	12,0	68,8
Antarctica	13.208.983	100,0	0,0	0,0	100,0
Total	162.052.691	51,9	24,2	23,9	58,0
Total locuibil ¹	134.904.471	27,0	36,7	38,3	36,2

¹ - suprafața totală a uscatului minus suprafețele acoperite de gheață și deșerturi

² - indicele de habitat (IH) se calculează după formula:

$$IH = (\text{supr. neafectată} + 0,25 \text{ supr. parțial afectată}) \times 100 / \text{Supr. totală}$$

Impactul antropic nu este imediat, de cele mai multe ori degradarea sistemelor ecologice este lentă trecând prin faze succesive de simplificare și deteriorare (Figura 8.6). Ecosistemele naturale sunt considerate cele unde, de la Revoluția Industrială, impactul antropic nu a fost mai mare decât al oricărei alte specii native și nu a afectat structura ecosistemului. Ecosistemele modificate sunt ecosisteme unde impactul antropic este mai puternic decât al oricărei alte specii.

Pășuni și terenuri împădurite	1700	68,8	1980	67,9	-1
-------------------------------	------	------	------	------	----

9.2 FRAGMENTARE ȘI HETEROGENITATE

Sistemele ecologice naturale sunt eterogene în timp și spațiu. Există deosebiri majore între eterogenitatea sistemelor ecologice naturale și seminaturale și cele antropizate, fragmentate, cu structuri aparent similare.

1. Sistemele ecologice naturale au o structură internă extrem de complexă, fragmentele componente fiind variate și contribuind la creșterea biodiversității locale și regionale (poieni, doborâturi de vânt, zone mlăștinoase, bălți temporare etc.). Sistemele fragmentate, sunt preponderent alcătuite din componente antropizate/simplificate (agroecosisteme, terenuri de parcare, plantații forestiere, terenuri de sport, zone rezidențiale, parcuri etc.).

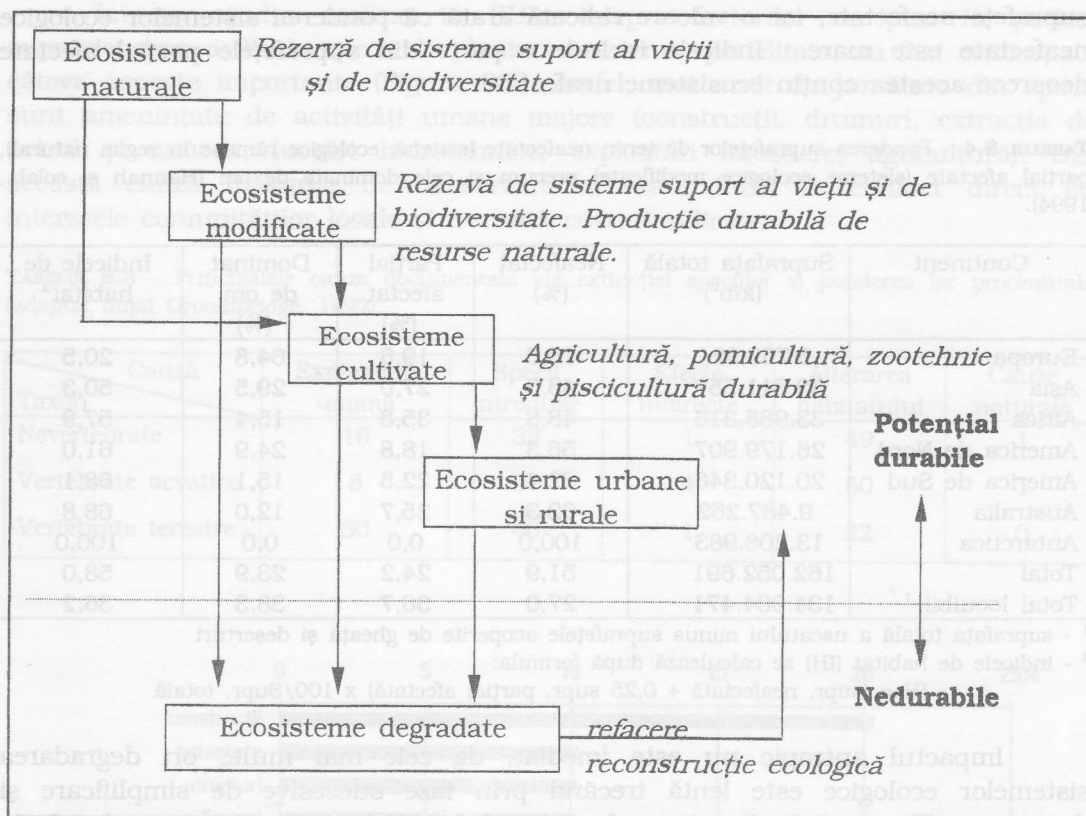


FIGURA 8.6 - Clasificarea ecosistemelor după impactul antropic. Se observă că la nivelul ecosistemelor naturale capacitatea de autoreglare este maximă; aceasta scade, ajungând ca reglarea antropică să domine ecosistemele urbane și rurale. La nivelul ecosistemelor naturale și modificate există o proporție mare de specii native/specii introduse, speciile introduse depășind însă speciile native în cazul ecosistemelor antropizate, rurale și urbane.

FIGURA 8.5 - Principali factori ce amenință existența a 98 de specii periculoase de plante din SUA (după Schenck și colab., 1994).

Impactul antropic diferă de la un continent la altul (Tabelul 8.4). Se observă că sistemele ecologice naturale au fost afectate de activitățile umane pe aproape trei sferturi din suprafața locuibilă a planetei. Suprafețe mari, compacte de sisteme ecologice născute au rămas doar în taiga și tundra din regiunile nordice, în deșerturile din Africa, Australia și Asia Centrală, precum și în Amazonia. Regiunile cele mai afectate sunt în Europa, estul Americii de Nord, China și Asia de sud-est. Indicele de habitat permite aprecierea rapidă a gradului de impact. O valoare mică a indicelui de habitat indică un procent scăzut de

9. FRAGMENTAREA HABITATELOR NATURALE

9.1 CAUZE

Extinderea în spațiu a sistemului socio-economic uman, creșterea complexității subsistemelor componente precum și sporirea conexiunilor dintre acestea duc la *distrugerea, degradarea și fragmentarea sistemelor ecologice naturale și seminaturale*. Alterarea sistemelor ecologice naturale este considerată cea mai gravă amenințare asupra biodiversității la nivel global.

Cea mai vizibilă și cu un impact major este *distrugerea directă* a sistemelor ecologice (ex. tăierea unei păduri, drenarea unui zone umede, construirea unui baraj, transformarea zonelor de stepă/preerie/savană în agroecosisteme). Frecvent impactul distrugerii directe este mult amplificat de *fragmentarea* sistemelor ecologice rămase, care duce la întreruperea continuității structurale sau funcționale, la împărțirea parcelelor de habitat rămase în zone mici, izolate. Rezultatul final al dezvoltării componentelor sistemului socio-economic uman într-o regiune sunt un ansamblu de zone naturale și seminaturale, cu suprafață redusă, izolate, adevărate insule într-o "mare" de agroecosisteme, ecosisteme urbane și rurale (Tabelul 9.1).

TABELUL 9.1 - Evoluția suprafeței unor categorii de ecosisteme sub acțiunea sistemului socio-economic uman (după Biodiversity Assessment, 1996).

Ecossisteme	Data	Suprafața x10 ⁶ km ²	Data	Suprafața x10 ⁶ km ²	Diferență %
Terenuri cultivate	1700	2,7	1990	14,4	+530
Terenuri irigate	1800	0,1	1989	2,0	+2000
Păduri compacte, dense	preagricol	46,3	1983	39,3	-15
Păduri și terenuri împădurite	preagricol	61,5	1983	52,4	-15
Pășuni	1700	68,6	1980	67,9	-1

9.2 FRAGMENTARE ȘI ETEROGENITATE

Sistemele ecologice naturale sunt *eterogene* în timp și spațiu. Există *deosebiri majore* între eterogenitatea sistemelor ecologice naturale și seminaturale și cele antropizate, fragmentate, cu structuri aparent similare.

1. Sistemele ecologice naturale au o *structură internă extrem de complexă*, fragmentele componente fiind variate și contribuind la creșterea biodiversității locale și regionale (poiene, doborâturi de vânt, zone mlăștinoase, bălți temporare etc.). Sistemele fragmentate sunt preponderent alcătuite din *componente antropizate simplificate* (agroecosisteme, terenuri de parcare, plantații forestiere, terenuri de sport, zone rezidențiale, parcuri etc.).

- ii. Diferențele între componentele structurale ale unui sistem ecologic natural sunt reduse, spre deosebire de cele ale unui fragmentat antropic, ceea ce reduce potențialul efectului de margine. Zonele de ecoton sunt mai largi și mai diverse între sisteme ecologice naturale și mai înguste în regiunile fragmentate antropic.
- iii. Unele componente ale sistemelor ecologice antropizate, cum sunt rețelele de drumuri, precum și o serie de activități specifice umane, amenință direct supraviețuirea unor populații (Figura 9.1).

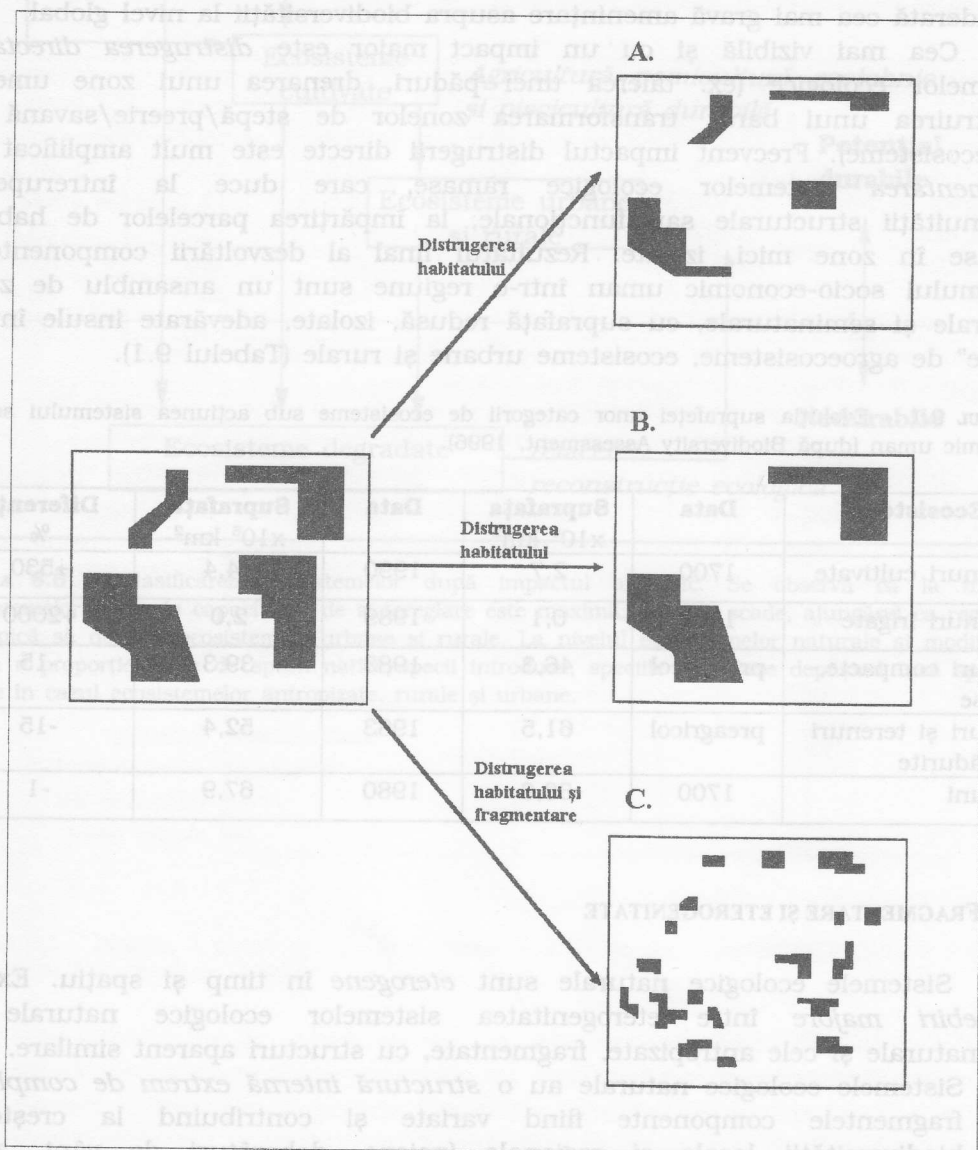


FIGURA 9.1 - Impactul defrișării asupra unor parcele de pădure reprezentate cu negru (în stânga). Deși suprafața defrișată este aceeași, parcelele rezultate (în dreapta, A-C) pot suferi din cauza efectului de margine (mare în A și maxim în C) sau a izolării sporite în B (după Fahrig, 1997).

Principali parametri care caracterizează eterogenitatea sistemelor ecologice fragmentate antropice sunt:

- suprafața de habitat (pădure, zonă umedă, pășune etc.) rămasă;
- suprafața medie a parcelelor de habitat rămase;
- varianța (dispersia în jurul valorii medii) a suprafețelor parcelelor de habitat rămase;
- distanța medie între parcelele de habitat, ca o măsură a gradului de izolare;
- varianța distanțelor între parcelele de habitat.

Efectul de margine se referă la (a) influența negativă a habitatului de margine asupra habitatului interior (influențe climatice, specii oportuniste de prădători, specii competitive), sau asupra speciilor caracteristice habitatului interior; (b) zone de ecoton relativ înguste între sisteme ecologice diferite, ce au frecvent o diversitate specifică mai mare decât cea a ecosistemelor învecinate.

O problemă dificilă în analiza supraviețuirii populațiilor în funcție de caracteristicile habitatului constă în aceea că suprafața de habitat rămasă, suprafața medie a parcelelor și distanța medie între parcele nu variază independent una de alta (Harrison și Fahrig, 1995). Astfel, dacă unul din acești trei parametri rămâne constant iar altul se modifică, cel de-al treilea se modifică și el (Tabelul 9.2).

TABELUL 9.2 - Relațiile între cei trei parametri ce caracterizează gradul de fragmentare al parcelelor de habitat rămase (adaptat după Harrison și Fahrig, 1995).

Parametrii caracteristici	Caz 1	Caz 2	Caz 3
Suprafața de habitat rămasă	crește	constantă	scade
Suprafața medie a parcelelor	constantă	crește	scade
Distanța medie între parcele	scade	crește	constantă

Eterogenitatea spațio-temporală naturală a făcut ca multe specii să fie distribuite ca *metapopulații* (sisteme de populații locale conectate între ele prin dispersie). Dacă conexiunile dintre populațiile componente sunt întrerupte sau restrânse, reducând rata de dispersie, metapopulația este grav afectată. Rata de dispersie este favorizată de eterogenitatea naturală, dar este afectată negativ de fragmentarea antropică.

CONCEPTUL DE METAPOPULAȚIE

Termenul de *metapopulație* a fost introdus de Levins (1969), pentru a descrie o "populație de populații". Metapopulația este alcătuită dintr-un ansamblu de populații ce persistă, în pofida unei rate mari a extincției locale, datorită (re)colonizărilor repetate. Persistența metapopulației depinde de parametrii care influențează ratele de extincție și colonizare: numărul de habitate prielnice, numărul populațiilor componente, ratele și căile de migrare între acestea etc. (Harrison, 1991). Metapopulația este deci un ansamblu de populații locale, strâns conectate datorită ratei mari de dispersie a indivizilor componenți. Astfel, ansamblul poate persista, chiar dacă populațiile locale componente au o probabilitate de extincție ridicată, cât timp rata de colonizare este mai mare sau cel puțin egală cu rata locală de extincție. (Hanski, 1989, 1994; Olivieri și colab., 1990).

Structura unei metapopulații este dată de particularitățile distribuției spațiale a fragmentelor de habitat prielnice de diferite mărimi și de distanța dintre acestea. Trebuie făcută o distincție între scara spațială locală, metapopulațională și geografică:

- ⇒ *Scara spațială locală (populațională)* este cea în care indivizii din cadrul populației se deplasează și interacționează permanent. Majoritatea indivizilor se nasc și mor rămânând cantonați doar la acest nivel.
- ⇒ *Scara spațială metapopulațională* este spațiul în care indivizii se mișcă cu frecvență redusă, de la o populație locală la alta, traversând porțiuni de habitat nefavorabile. Din această cauză deplasarea în aceste condiții implică un risc substanțial.
- ⇒ *Scara spațială geografică* se referă la întregul areal al unei specii. Indivizii dintr-o metapopulație nu au posibilitatea să se deplaseze decât pe o mică parte a acestei distribuții.

Au fost propuse mai multe modele, dintre care prezentăm cele două modele extreme de structură a metapopulației:

a) *Modelul propus de Levins (1969)*: consideră un ansamblu de populații ce ocupă habitate cu suprafață aproximativ egală și au efective apropiate, între care se realizează schimburi de indivizi. Suprafața habitatelor este mică astfel încât toate populațiile locale au o probabilitate de extincție ridicată (Figura 9.2).

b) *Modelul propus de Boorman și Levitt (1973)*: consideră tot un ansamblu de populații din care o populație dispusă central, ocupă o suprafață mare și funcționează ca rezervor, având o probabilitate redusă de extincție. Aceasta este înconjurată de habitate prielnice cu suprafețe mult mai mici, ce au o probabilitate ridicată de a fi colonizate. Dispersia în acest caz se realizează unidirecțional, de la populația ce funcționează ca "rezervor" către habitatele adiacente, ale căror populații au o probabilitate de extincție ridicată (Figura 9.2).

O dezvoltare a conceptului de metapopulație este cel de *metacomunitate*, care se referă la un ansamblu de metapopulații aparținând unor specii diferite ce ocupă același teritoriu. Conceptul de metacomunitate se aplică chiar și în cazul în care aceste specii nu interacționează direct. Dacă între speciile din metacomunitate există relații de competiție sau predatorism, atunci prezența unei specii într-un habitat influențează probabilitatea de extincție sau de colonizare a celorlalte specii, influențând astfel distribuția lor regională (Hanski, 1991).

Pornind de la conceptul de metacomunitate s-au realizat o serie de modele matematice ce analizează interacțiunile dintre două metapopulații aflate în competiție.

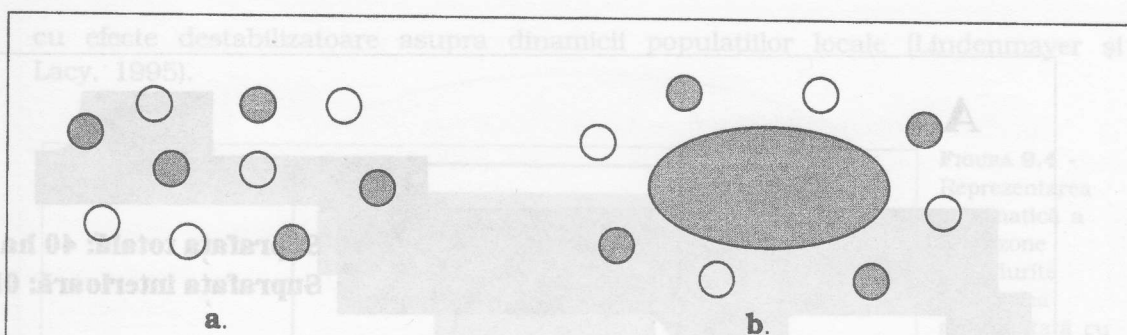


FIGURA 9.2 - Modele structurale ale metapopulației. (a) modelul propus de Levins; (b) modelul propus de Boorman și Levit. Cercurile reprezintă parcelele de habitat prielnice, cele hașurate reprezintă habitatele ocupate, iar cele albe reprezintă habitatele neocupate.

De exemplu, modelul propus de Nee și May (1992), studiază coexistența a două specii competitive în care specia A competitiv superioară este capabilă să excludă rivalul inferior competitiv, specia B, din orice habitat pe care îl colonizează. Sunt luate în calcul trei tipuri de habitat: neocupate, ocupate de specia competitiv superioară (A) și ocupate de specia competitiv inferioară (B). Competitorul inferior (B) poate coloniza doar habitatele neocupate, în timp ce competitorul superior (A) poate coloniza și habitatele ocupate de (B), din care îl elimină. Competitorul inferior poate persista într-o rețea regională de habitate dacă este mai bun colonizator sau are o rată de extincție mai scăzută decât competitorul superior. În unele metacomunități, distrugerea habitatului poate duce la o creștere a abundenței absolute a unui competitor inferior. Acest rezultat surprinzător este datorat faptului că efectul negativ direct al distrugerii habitatului asupra competitorului inferior este compensat prin reducerea presiunii exercitate de specia competitiv superioară, care este mult mai afectată de distrugerea habitatului datorită ratei mai scăzute de colonizare sau a ratei mai crescute de extincție.

9.3 CONSECINȚELE FRAGMENTĂRII

Consecințele fragmentării depind de o serie de factori, principalii fiind mărimea fragmentelor, gradul de izolare și modificarea raportului suprafață/perimetru (Figura 9.3).

Efectele fragmentării sunt diferite la scară de timp și spațiu. Astfel, la nivelul regiunilor biogeografice efectele fragmentării apar după sute, chiar mii de ani. Fragmentarea internă a unui ecosistem sau complex de ecosisteme are efecte rapide, în intervale de timp de ordinul lunilor și anilor.

Fragmentarea unui habitat perturbă speciile și biocenozele din regiune, a căror capacitate de adaptare la noile condiții de mediu sunt cruciale pentru persistența lor. Efectele fragmentării habitatelor sunt variate. Astfel:

- Scăderea raportului suprafață/perimetru a unui habitat duce la intensificarea efectului de margine. Cu cât zona marginală a unui habitat este mai mare, cu atât crește vulnerabilitatea speciilor existente din cauza perturbărilor (Figura 9.4).

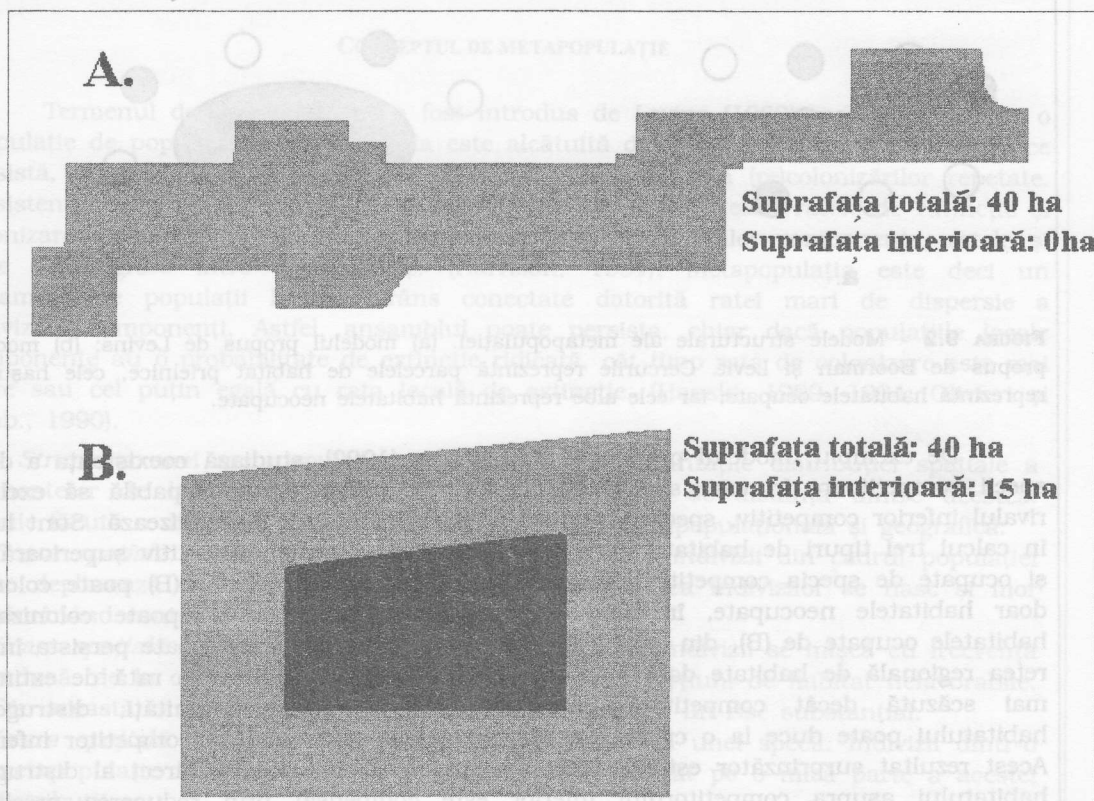


FIGURA 9.3 - Forma diferită a parcelelor de habitat cu suprafața egală afectează ponderea zonelor de margine și a celor interioare (după Meffe și Carroll, 1993).

- **Lanțurile trofice** pe fragmentele rămase de habitat se scurtează. Fragmentarea exclude speciile din vârful piramidei trofice, pentru că în cazul vertebratelor mari se reduce atât suprafața ocupată, cât și densitatea acestora pe fragmentele de habitat rămase. În schimb, multe specii periclitate, caracterizate printr-o talie mică, creștere rapidă, durată scurtă a generațiilor și specificitate de habitat crescută, își reduc distribuția, dar densitate lor pe fragmentele rămase nu scade (Murphy și colab., 1990). Aceste specii pot adopta o structură metapopulațională.
- Fragmentarea habitatelor poate să modifice *raportul* dintre speciile care se află în competiție, sau dintre speciile pradă și prădător. Creșterea numărului fragmentelor de habitat poate să favorizeze speciile slab competitive, dar cu o capacitate de dispersie bună (cele cu strategii de dezvoltare de tip *r*); de asemenea poate să favorizeze speciile pradă, prin faptul că acestea se pot înmulți în fragmentele de habitat nou create, care încă nu au o densitate destul de mare pentru a fi favorabile prădătorului.
- În cazul speciilor care în mod natural sunt structurate ca metapopulații, fragmentarea habitatului produce *schimbări* ale conformației structurii spațiale,

cu efecte destabilizatoare asupra dinamicii populațiilor locale (Lindenmayer și Lacy, 1995).

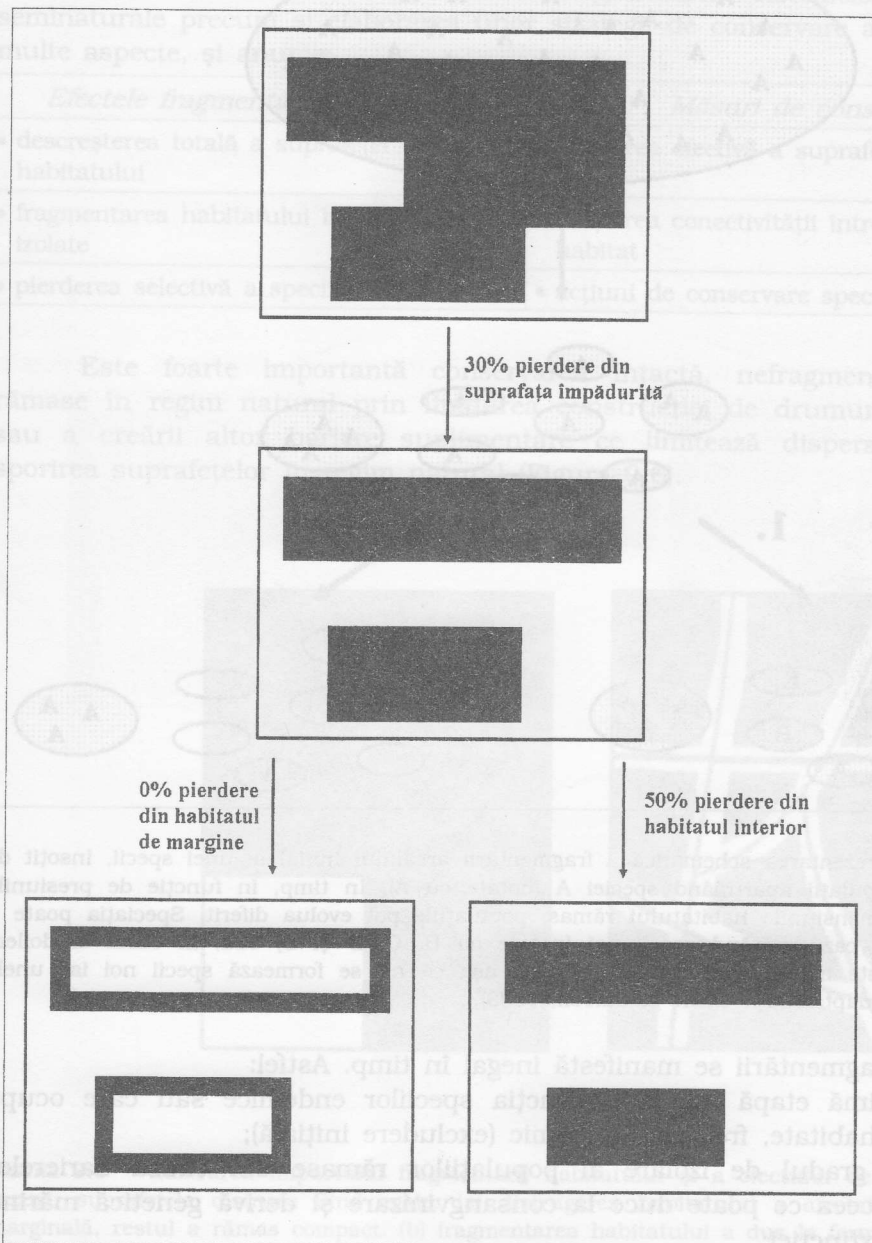


FIGURA 9.4 - Reprezentarea schematică a unei zone împădurite (porțiunea reprezentată cu negru) și a modului diferențiat în care distrugerea habitatelor afectează zonele de margine și cele interioare. Astfel, speciile ce ocupă zonele de margine nu vor fi afectate de defrișare, suprafața zonei de margine rămânând aceeași, în schimb cele de interior suferă o reducere la jumătate a habitatului, deși doar o treime din suprafața totală a fost distrusă (după Fahrig, 1997).

- Fragmentarea habitatului poate favoriza în anumite condiții procesul de speciație (Figura 9.5).

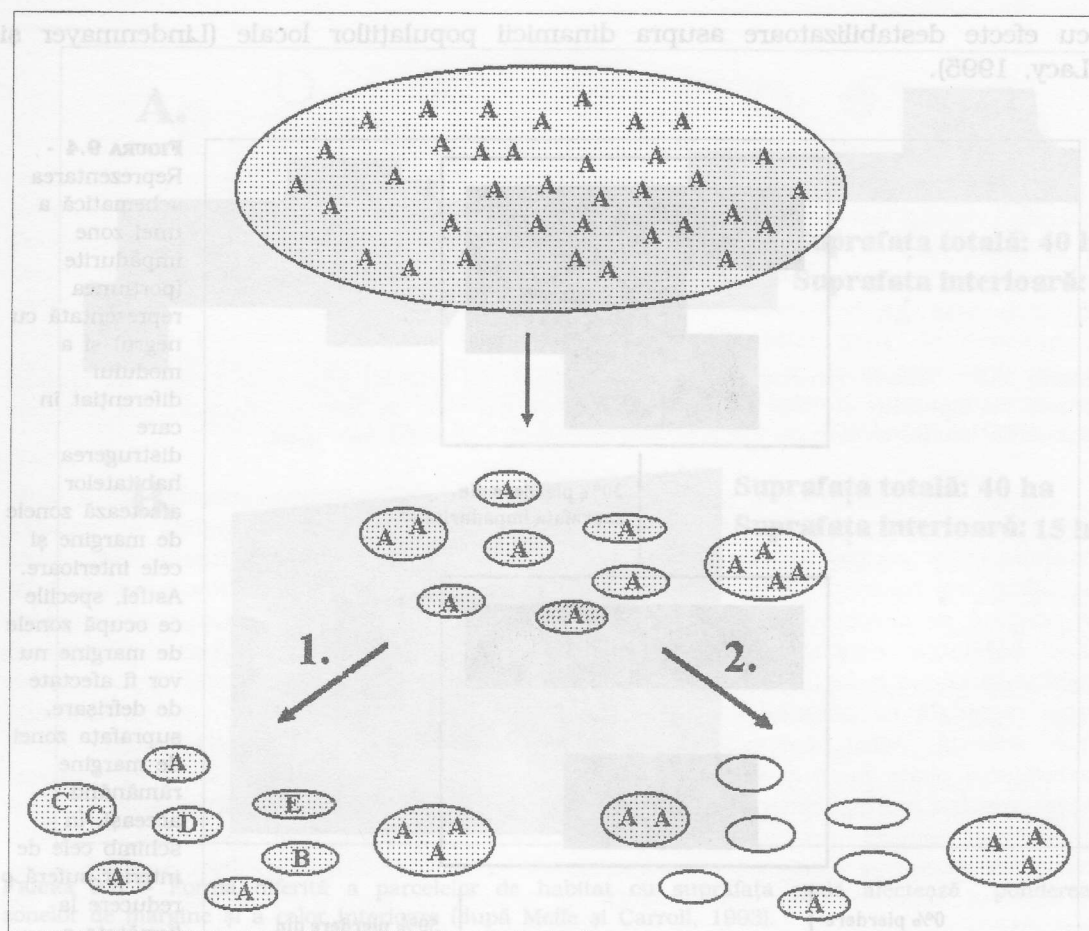


FIGURA 9.5 – Reprezentarea schematică a fragmentării arealului inițial al unei specii, însoțit de extincția unor populații aparținând speciei A (notate cu A). În timp, în funcție de presiunile selective și de dimensiunile habitatului rămas, populațiile pot evolua diferit. Speciația poate fi intensă în primul caz, apărând specii noi (notate cu B, C, D și E) sau, în cazul al doilea, extincția locală este mai intensă decât speciația, așa că nu se formează specii noi iar unele populații dispar (adaptat după Meffe și Carroll, 1993).

Consecințele fragmentării se manifestă inegal în timp. Astfel:

- într-o primă etapă are loc extincția speciilor endemice sau care ocupă anumite habitate, frecvent randomic (excludere inițială);
- sporește gradul de izolare al populațiilor rămase din cauza barierelor apărute, ceea ce poate duce la consangvinizare și derivă genetică măbind șansele extincției;
- fragmentele de habitat rezultate sunt aglomerate, inospitaliere pentru multe specii native susceptibile de extincție, cu șanse mai scăzute de a primi imigranți din alte populații;
- efectul de margine reduce și mai mult suprafața interioară de habitat prielnic.

9.4 COMBATEREA EFECTELOR FRAGMENTĂRII

Problema combaterii efectelor fragmentării sistemelor naturale și seminaturale precum și elaborarea unor strategii de conservare adecvate are mai multe aspecte, și anume:

<i>Efectele fragmentării habitatului</i>	<i>Măsuri de conservare</i>
• descreșterea totală a suprafeței habitatului	• creșterea efectivă a suprafeței arealului
• fragmentarea habitatului în parcele izolate	• creșterea conectivității între fragmentele de habitat
• pierderea selectivă a speciilor	• acțiuni de conservare specie-specifice

Este foarte importantă conservarea intactă, nefragmentată a zonelor rămase în regim natural prin limitarea construcției de drumuri, a defrișărilor sau a creării altor bariere suplimentare ce limitează dispersia, dublată de sporirea suprafețelor în regim natural (Figura 9.6).

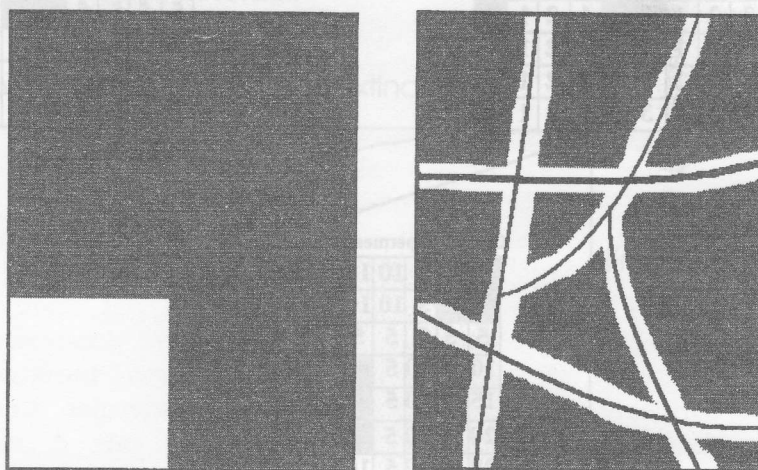


FIGURA 9.6 - Ilustrarea impactului fragmentării habitatului și a efectului de margine în două cazuri, suprafețele distruse fiind egale. (a) distrugerea habitatului a afectat doar o porțiune marginală, restul a rămas compact. (b) fragmentarea habitatului a dus la formarea a 10 parcele de habitat, izolate prin rețeaua de drumuri construită (după Dodd, 1986).

De asemenea este importantă menținerea sau refacerea coridoarelor naturale adecvate sau a altor forme de conectivitate funcțională între sistemele ecologice naturale și seminaturale, având însă grijă de a se limita crearea de coridoare de dispersie artificiale, care facilitează dispersia speciilor exotice.

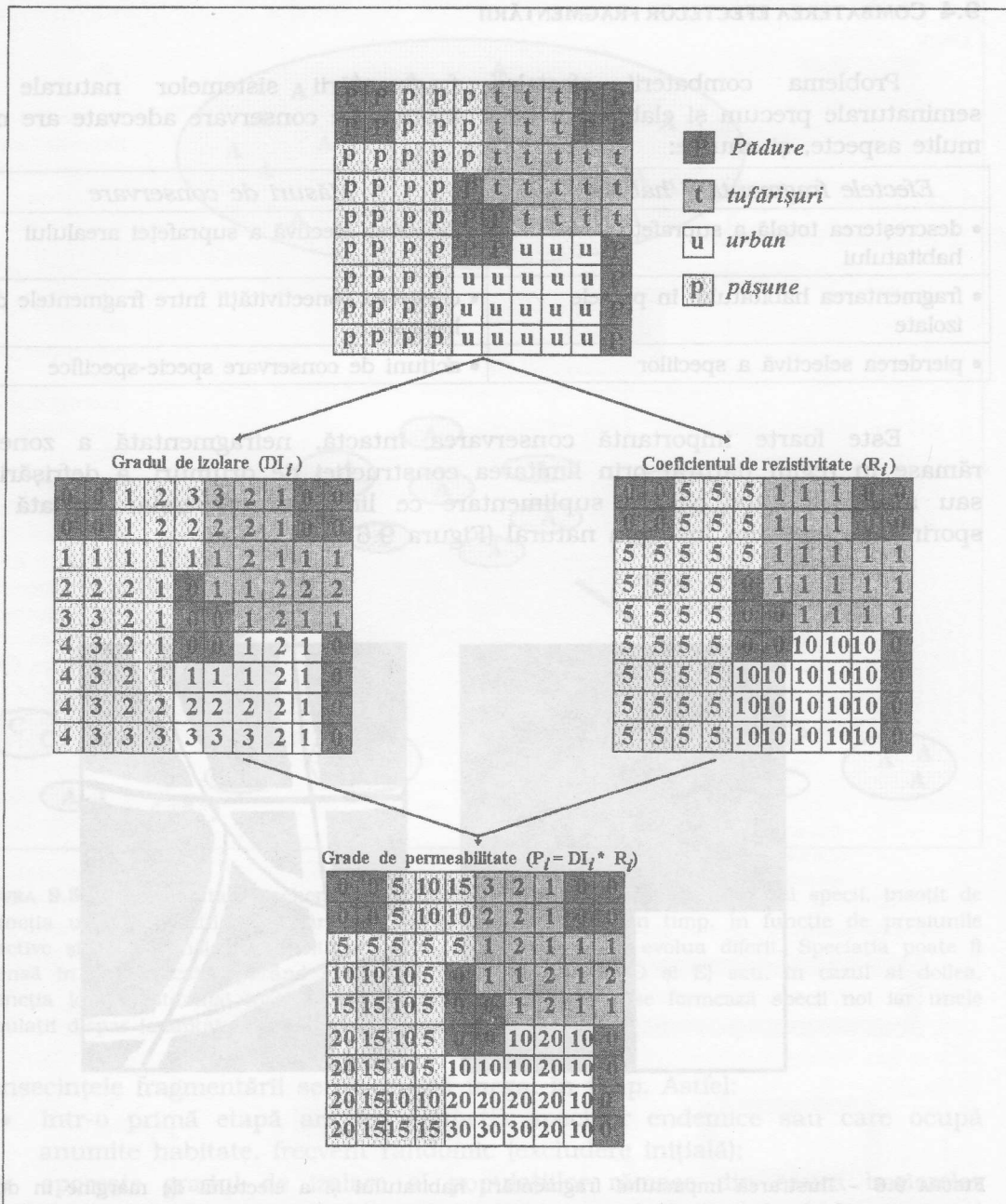


FIGURA 9.7 - Exemplu pentru calcularea gradului de permeabilitate dintre parcelele de pădure. Fiecare pătrat (pixel) reprezintă o unitate de suprafață egală, caracterizat prin *distanța* până la cel mai apropiat fragment de pădure (reprezintă gradul de izolare) și prin *fricțiune* (exprimată prin coeficientul de rezistivitate). Cu cât produsul P_i este mai mare cu atât mai puțin permeabil este pixelul respectiv. (după Metzger și Decamps, 1997).

9.5 CONECTIVITATEA

Conectivitatea caracterizează capacitatea unui sistem ecologic de a facilita sau împiedica dispersia indivizilor între parcele de habitat. Probabilitatea ca organismele să se deplaseze între parcele poate fi utilizată ca o măsură a conectivității unei specii într-un anumit complex de ecosisteme. Este un parametru vital pentru supraviețuirea unei metapopulații într-un sistem ecologic fragmentat.

Fiecare complex de ecosisteme este caracterizat, pentru fiecare tip de habitat, printr-un anumit grad de *conectivitate structurală*. Aceasta poate fi definită și cuantificată pe baza distanței medii între parcele de habitat, densitatea, complexitatea, lățimea și calitatea rețelei de coridoare, precum și prin permeabilitatea sistemului. Anumite niveluri de conectivitate structurală pot sau nu satisface cerințele unei anumite specii, în funcție de capacitatea de dispersie a acesteia, potențialul ei demografic precum și necesitățile minime de habitat. În cazul distrugerii unui anumit tip de habitat dintr-un complex de ecosisteme există un prag critic de fragmentare, după care gradul de conectivitate structurală scade rapid și deci, cerințele unui mare număr de specii nu mai sunt satisfăcute iar ratele de extincție cresc (Figura 9.8). Strategiile de conservare ar beneficia mult de estimarea acestui prag critic printr-o analiză structurală adecvată.

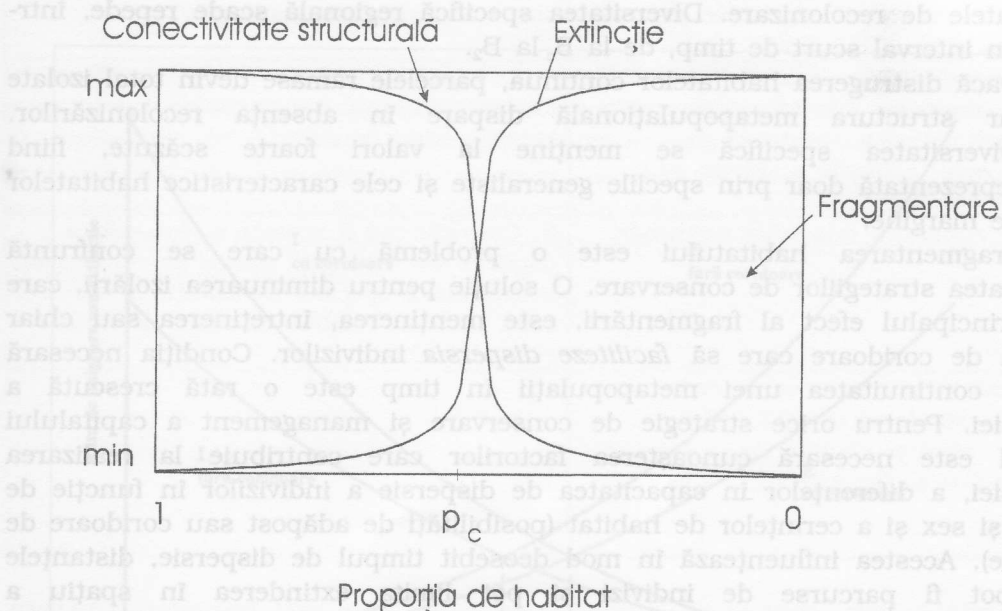


FIGURA 9.8 - Relațiile între proporția de habitat rămasă, conectivitatea structurală, gradul de fragmentare (măsurat prin proporția de margini între unitățile de habitat și habitatele antropizate din complexul de ecosisteme) și rata globală a extincției speciilor. Există un nivel critic (p_c) unde fragmentarea (respectiv riscul de extincție locală) devine maximă iar conectivitatea (respectiv probabilitatea de colonizare locală) scade, conducând la o scădere rapidă a diversității specifice regionale (după Metzger și Decamps, 1997).

Fiecare specie are un *nivel critic* propriu de conectivitate în funcție de cerințele ei biologice. O scădere în conectivitatea structurală este cauza sporirii ratei de extincție. Se poate propune un model care leagă gradul de distrugere al habitatelor la nivelul complexului de ecosisteme de diversitatea specifică (Figura 9.9). Conform acestui model, se diferențiază *patru etape* în care variază diversitatea specifică.

- i. Într-o primă fază, scade puțin ponderea habitatelor naturale (de la 1 la p_1), dar sporește suprafața habitatului de margine, ceea ce favorizează speciile caracteristice acestor zone și are loc o creștere a diversității specifice, de la $(B_0$ la $B_1)$. Fragmentele de habitat sunt încă bine conectate.
- ii. În a doua etapă, odată cu scăderea proporției habitatului rămas (de la p_1 la p_c), gradul de fragmentare crește iar conectivitatea structurală scade. Pot apărea structuri metapopulaționale cu o dinamică specifică a proceselor de extincție/recolonizare. Speciile generaliste și cele caracteristice zonelor de margine își extind arealul iar speciile mai sensibile la fragmentare dispar. Diversitatea specifică scade de la B_1 la B_c , apropiindu-se de punctul critic.
- iii. Când proporția habitatului rămas scade sub punctul critic (p_c), conectivitatea scade mult. Pentru foarte multe specii nivelul de conectivitate al habitatului este prea scăzut pentru a mai permite recolonizarea habitatelor neocupate iar ratele locale de extincție depășesc ratele de recolonizare. Diversitatea specifică regională scade repede, într-un interval scurt de timp, de la B_c la B_2 .
- iv. Dacă distrugerea habitatelor continuă, parcelele rămase devin total izolate iar structura metapopulațională dispăre în absența recolonizărilor. Diversitatea specifică se menține la valori foarte scăzute, fiind reprezentată doar prin speciile generaliste și cele caracteristice habitatelor de margine.

Fragmentarea habitatului este o problemă cu care se confruntă majoritatea strategiilor de conservare. O soluție pentru diminuarea izolării, care este principalul efect al fragmentării, este menținerea, întreținerea sau chiar crearea de coridoare care să *faciliteze dispersia* indivizilor. Condiția necesară pentru continuitatea unei metapopulații în timp este o rată crescută a dispersiei. Pentru orice strategie de conservare și management a capitalului natural este necesară cunoașterea factorilor care contribuie la realizarea dispersiei, a diferențelor în capacitatea de dispersie a indivizilor în funcție de vârstă și sex și a cerințelor de habitat (posibilități de adăpost sau coridoare de migrație). Acestea influențează în mod deosebit timpul de dispersie, distanțele care pot fi parcurse de indivizi și pot limita extinderea în spațiu a metapopulației (Țopa și Cogălniceanu, 1996). Distribuția în spațiu a habitatelor prielnice și a coridoarelor de migrație este importantă pentru speciile a căror dispersie este limitată de absența coridoarelor. S-a constatat că diversitatea specifică dintr-o zonă crește în prezența coridoarelor de migrație, datorită unei rate de imigrare sporite și a unei rate de extincție mai scăzute (Figura 9.10).

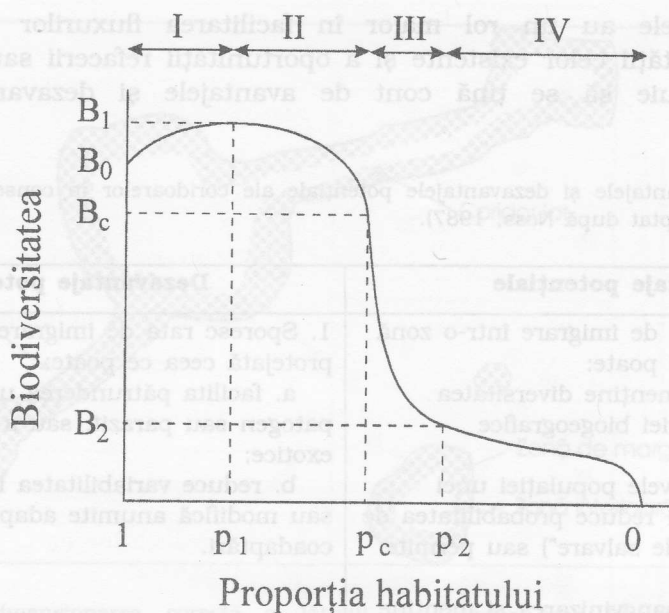


FIGURA 9.9 - Relația între proporția de habitat rămasă la nivelul complexelor de ecosisteme și diversitatea specifică. Se poate observa existența unei faze de tranziție, caracterizată printr-un punct de inflexiune (p_c), unde o scădere bruscă a conectivității structurale duce la un declin accentuat al diversității specifice (după Metzger și Decamps, 1997).

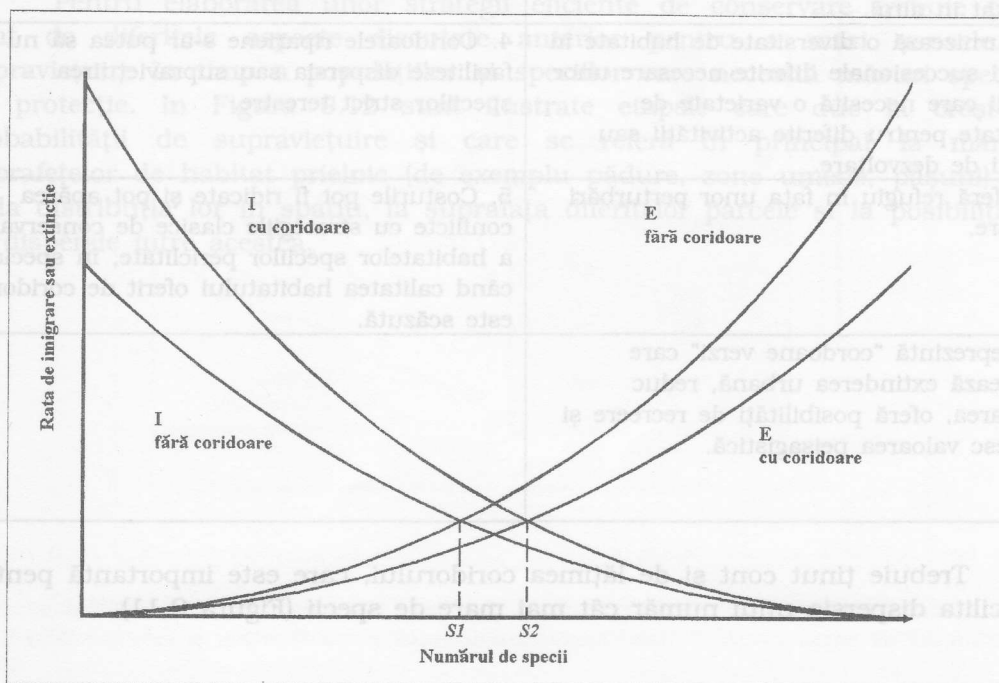


FIGURA 9.10 - Efectul coridoarelor asupra ratei de imigrare (**I**) și a ratei de extincție (**E**). Numărul de specii rezultat la echilibru, similar cu modelul biogeografic insular, este S_1 în absența coridoarelor și S_2 în prezența acestora (după Simberloff și Cox, 1987).

Coridoarele au un rol major în facilitarea fluxurilor biotice, dar în aprecierea utilității celor existente și a oportunității refacerii sau creării de noi coridoare trebuie să se țină cont de avantajele și dezavantajele acestora (Tabelul 9.3).

TABELUL 9.3 - Avantajele și dezavantajele potențiale ale coridoarelor în conservarea și protecția biodiversității (adaptat după Noss, 1987).

Avantaje potențiale	Dezavantaje potențiale
1. Sporesc ratele de imigrare într-o zonă protejată ceea ce poate: a. crește sau menține diversitatea specifică (cf. teoriei biogeografice insulare); b. crește efectivele populației unei anumite specii și reduce probabilitatea de extincție ("efect de salvare") sau permite recolonizarea; c. preveni consangvinizarea și menține diversitatea genetică intra-specifică.	1. Sporesc rata de imigrare într-o zonă protejată ceea ce poate: a. facilita pătrunderea unui agent patogen sau parazit, sau a unei specii exotice; b. reduce variabilitatea intra-specifică sau modifică anumite adaptări locale sau coadaptări.
2. Furnizează zone de hrănire suplimentare pentru numeroase specii.	2. Facilitează extinderea incendiilor sau a altor perturbări abiotice.
3. Permit reducerea impactului prădătorilor în cursul migrațiilor dintr-un habitat în altul.	3. Sporesc riscul vânătorii, a braconajului sau a acțiunii altor prădători.
4. Furnizează o diversitate de habitate în stadii succesionale diferite necesare unor specii care necesită o varietate de habitate pentru diferite activități sau stadii de dezvoltare.	4. Coridoarele ripariene s-ar putea să nu faciliteze dispersia sau supraviețuirea speciilor strict terestre.
5. Oferă refugiu în fața unor perturbări majore.	5. Costurile pot fi ridicate și pot apărea conflicte cu strategiile clasice de conservare a habitatelor speciilor periclitate, în special când calitatea habitatului oferit de coridor este scăzută.
6. Reprezintă "cordoane verzi" care limitează extinderea urbană, reduc poluarea, oferă posibilități de recreere și măresc valoarea peisagistică.	

Trebuie ținut cont și de lățimea coridorului, care este importantă pentru a facilita dispersia unui număr cât mai mare de specii (Figura 9.11).

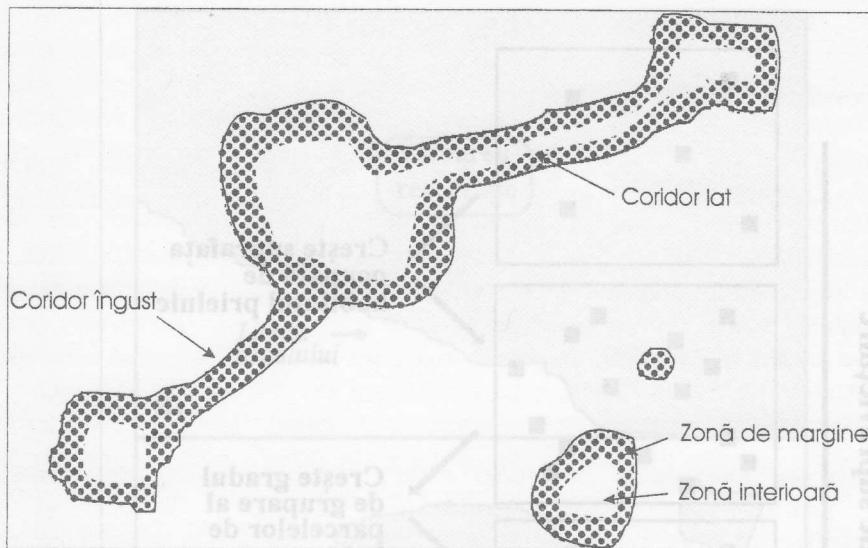


FIGURA 9.11 - Dimensionarea corectă a lății coridoarelor este importantă pentru un management adecvat al capitalului natural. Un coridor "lat" conține și habitat interior, necesar pentru speciile pentru care zonele de margine sunt inospitaliere. Un coridor "îngust" nu mai conține habitat interior (după Dawson, 1994).

Pentru elaborarea unor strategii eficiente de conservare trebuie ținut cont de diferitele aspecte discutate anterior pentru a mări șansele de supraviețuire în timp a populațiilor și speciilor care necesită măsuri speciale de protecție. În Figura 9.12 sunt ilustrate etapele care duc la creșterea probabilității de supraviețuire și care se referă în principal la mărirea suprafețelor de habitat prielnic (de exemplu pădure, zone umede, pășuni) dar și la distribuția lor în spațiu, la suprafața diferitelor parcele și la posibilitățile de dispersie între acestea.



FIGURA 9.12 - Efectul creșterii suprafețelor de habitat prielnic și al distribuției acestora în spațiu asupra probabilității de supraviețuire a populațiilor și speciilor care necesită măsuri speciale de protecție. (a) Distribuția inițială a habitatelor prielnice și suprafața acestora. (b) Distribuția și suprafața habitatelor prielnice după creșterea suprafețelor de habitat prielnic și a distribuției acestora în spațiu.

Modificările climatice globale pot accelera dispersia unor specii afectate deja de fragmentarea arealului inițial. Strategiile de conservare trebuie să țină cont de caracterul dinamic al acestor procese (Figura 9.13).

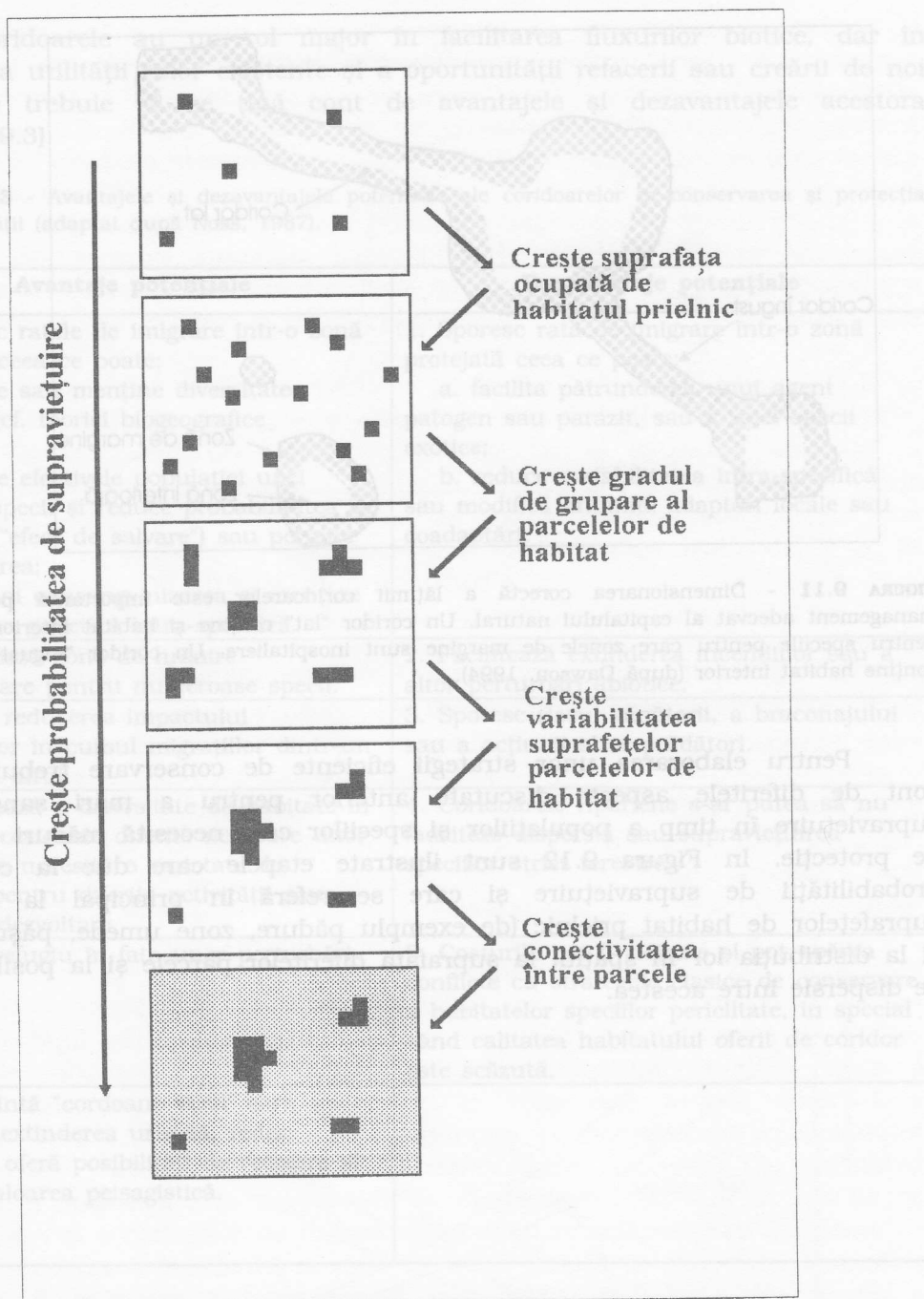


FIGURA 9.12 - Efectul modului de distribuție a parcelor de habitat la nivel regional asupra probabilităților de supraviețuire ale unei populații sau specii (după Harrison și Fahrig, 1995).

Modificările climatice globale pot accelera dispariția unor specii afectate deja de fragmentarea arealului inițial. Strategiile de conservare trebuie să țină cont de caracterul dinamic al acestor procese (Figura 9.13).

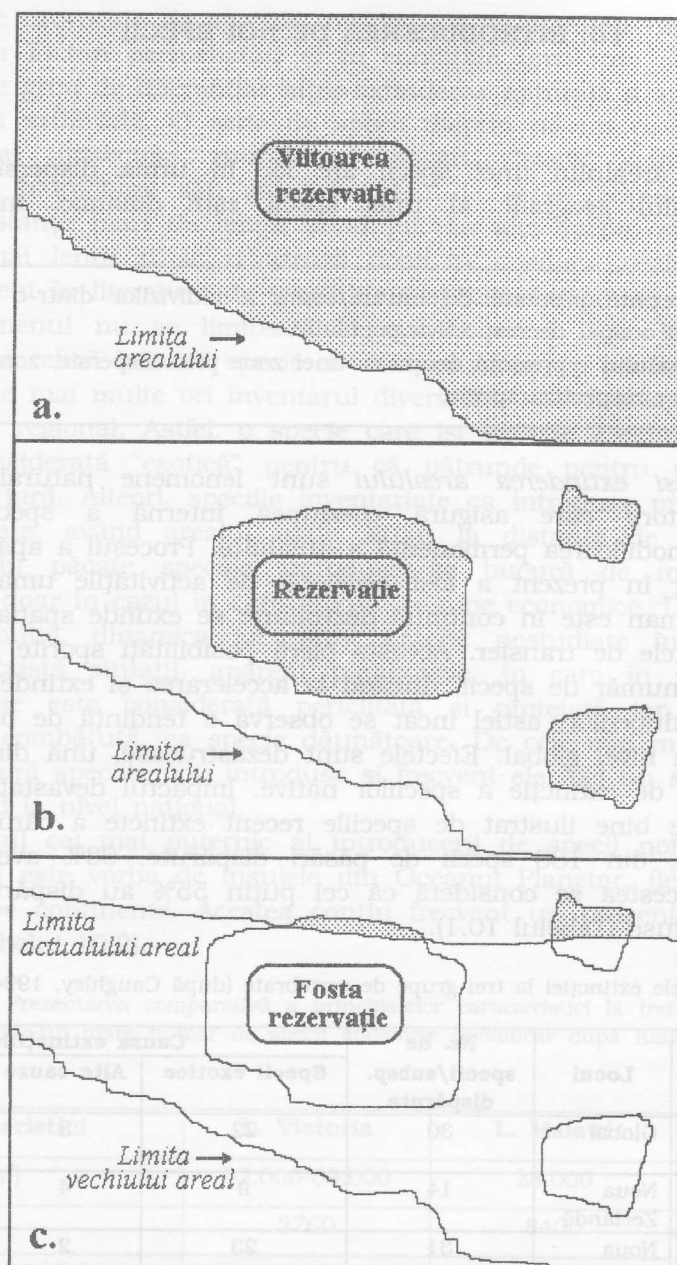


FIGURA 9.13 - Efectul potențial al modificărilor climatice globale asupra arealului unei specii protejate într-o rezervație naturală ipotetică; (a) distribuția inițială a speciei, reprezentată prin zona hașurată; (b) distribuția actuală a speciei după fragmentarea antropică a arealului inițial; (c) distribuția speciei rezultată în urma modificărilor climatice (adaptat după Urban și colab., 1992).

10. INTRODUCEREA DE NOI SPECII

10.1 INTRODUCERE

Extinderea arealului unei specii are loc în urma dispersiei indivizilor componenți. Arealul geografic al unei specii este dinamic, modificându-se permanent.

- ☞ **Dispersia** reprezintă procesul de intrare/ieșire a indivizilor dintr-o populație, în cadrul arealului ocupat de respectiva populație.
- ☞ **Extinderea arealului** reprezintă ocuparea unei zone prin dispersie, zonă neocupată anterior de către respectiva specie.

Dispersia și extinderea arealului sunt fenomene naturale, dinamice, reprezentând factorii care asigură coeziunea internă a speciei și fiind răspunzători de modificarea permanentă a arealului. Procesul a apărut odată cu apariția vieții dar în prezent a fost accelerat de activitățile umane. Sistemul socio-economic uman este în continuă dezvoltare: se extinde spațial, se sporesc conexiunile și ratele de transfer. Aceasta oferă posibilități sporite de colonizare pentru un mare număr de specii, ducând la accelerarea și extinderea în spațiu a frecvenței introducerilor, astfel încât se observă o tendință de omogenizare a faunei și florei la nivel global. Efectele sunt dezastruoase, una din cauze fiind amplificarea ratei de extincție a speciilor native. Impactul devastator al acestor invazii este foarte bine ilustrat de speciile recent extinse a căror cauză este cunoscută. Astfel, din 188 specii de păsări dispărute, 93% aveau un areal insular. Dintre acestea se consideră că cel puțin 55% au dispărut din cauza unor specii introduse (Tabelul 10.1).

TABELUL 10.1 - Cauzele extincției la trei grupe de vertebrate (după Caughley, 1994).

Taxon	Locul	Nr. de specii/subsp. dispărute	Cauza extincțiilor		
			Specii exotice	Alte cauze	Necunoscut
Amfibieni și reptile (din anul 1600)	Global	30	22	3	5
Amfibieni și reptile (din anul 1000)	Noua Zeelandă	14	9	4	1
Păsări (din 1840)	Noua Zeelandă	31	23	2	6

Procesul de extindere a arealului este un proces natural. *Biogeografia* este știința care se ocupă, printre altele, cu studiul migrațiilor, al invaziilor și al modificărilor în arealul speciilor. Procesul natural diferă însă fundamental de cel determinat de activitățile antropice, întrucât se desfășoară la altă scară de timp. Introducerea de specii noi de către om este un proces accelerat, ratele de introducere fiind de sute și mii de ori mai mari decât cele naturale. Din această cauză dezechilibrele provocate de introducerile antropice se amplifică rapid și contribuie la creșterea instabilității sistemelor ecologice. În condiții naturale,

dezechilibrele provocate de speciile invadatoare se atenuau până la dispariție în absența altor factori perturbatori și în condițiile unei rate de colonizare foarte scăzută. Este greu de diferențiat între extinderea naturală a arealului unei specii și extinderea artificială. O serie de specii dispun de un potențial de dispersie foarte ridicat (insectele zburătoare, păsări, lilieci, semințele de plante anemochore, hidrochore sau zoochore etc.) de aceea populații izolate se pot stabili la distanțe mari de limita arealului. La alte specii, extinderea arealului este mult mai lentă și se realizează doar în imediata vecinătate a arealului inițial. Frecvent în literatura de specialitate speciile introduse sunt numite *specii exotice*. Termenul nu se limitează și nu se referă doar la specii din zone tropicale ci se referă la orice specie nou introdusă.

De cele mai multe ori inventarul diversității specifice se realizează la nivel național sau regional. Astfel, o specie care își extinde arealul pe cale naturală poate fi considerată "exotică" pentru că pătrunde pentru prima dată într-o regiune sau țară. Alteori, speciile inventariate ca introduse provin efectiv de pe alte continente, având arealul nativ situat la distanțe de sute sau mii de kilometri. Din păcate speciile introduse se bucură de interes din partea specialiștilor doar în cazul în care produc pagube economice. De aceea, existența celor mai multe, dinamica lor, sunt practic nestudiate în regiunile recent colonizate. Există situații, aparent paradoxale, în care în regiuni învecinate aceeași specie este considerată periclitată și protejată iar în alta este fie ignorată, fie combătută, ca specie dăunătoare. De cele mai multe ori legislațiile naționale ignoră speciile nou introduse și frecvent ele nici nu sunt enumerate în lista de specii la nivel național.

Impactul cel mai puternic al introducerii de specii noi este observat în *insule*, fie că este vorba de insulele din Oceanul Planetar, fie că ne referim la lacurile de pe continente. Acestea conțin frecvent un procent ridicat de specii endemice (Tabelul 10.2).

TABELUL 10.2 - Prezentarea comparativă a principalelor caracteristici la trei mari lacuri africane, caracterizate printr-un mare număr de specii endemice (modificat după Kaufman, 1992; Martens, 1997).

Caracteristici	L. Victoria	L. Malawi	L. Tanganyika
Suprafața (km ²)	62.000-69.000	28.000	32.600
Volum (km ³)	2760	8400	18880
Adâncimea maximă (m)	70-100	704-785	1470
Specii de Cichlide - <i>endemisme</i> % -	200-400+ 99%	500-600+ 99%	171 56%
Diversitate morfologică	Scăzută	Medie	Mare
Diversitate filetică	Scăzută	Medie	Mare
Momentul radiației (mii ani)	14-225	<1500	<3000
Vechime lac (mii ani)	250-750	1000-8600	9-12000

Pentru majoritatea țărilor, numărul introducerilor cunoscute variază în domeniul 100-10000. Chiar și într-o țară de dimensiuni mici cum este Olanda, se cunosc cel puțin 300 specii nou introduse. Aceste estimări reprezintă însă doar vârful icebergului deoarece cele mai multe dintre speciile nou introduse rămân nedetectate mult timp (Lodge, 1993).

⇒ Flora din arhipelagul Hawaii conține aproximativ 1.600 specii native, cele mai multe endemice, și peste 4.000 specii introduse. Se estimează că rata de pătrundere a speciilor noi de angiosperme, în absența intervenției umane, a fost de aproximativ o specie la 100.000 ani. După colonizarea arhipelagului de către polinezieni în secolul IV, rata medie de colonizare a fost de aproximativ o specie nouă la fiecare doi ani. Dacă considerăm însă că introducerea masivă a speciilor "exotice" a început după venirea europenilor, în anul 1778, rata de introducere se apropie de 4 specii/an.

⇒ Estimări similare au fost realizate și pentru arhipelagul Galapagos de o specie la 10.000 ani fără influențe antropice și de două specii pe an după prima debarcare a europenilor în 1535.

⇒ În Noua Zeelandă sunt aproximativ 2.400 specii native de plante și peste 1.600 introduse, rata actuală de colonizare fiind estimată la o specie pe lună.

⇒ În Marile lacuri din America de Nord, doar în ultimii 150 de ani s-au stabilit peste 140 de specii noi.

10.2 CĂI DE INTRODUCERE

Introducerile de specii noi datorate activităților antropice pot fi:

i. *accidentale*

Din cauza creșterii conexiunilor și a ratelor de schimb între componentele sistemului social uman și între acestea și ecosferă sunt facilitate introducerile accidentale. Măsurile de carantină și de prevenire, oricât de severe, nu pot stopa acest proces, ci pot doar să îl încetinescă.

Principalele căi de introducere accidentale sunt datorate:

- utilizării pe scară tot mai largă a containerelor în transportul de marfă;
- utilizării apei ca leșt pe vapoare;
- traficului aerian

ii. *deliberate*

Introducerile deliberate se referă fie la specii cu valoare economică (în principal plante agricole și silvice), cinegetică, piscicolă sau estetică (inclusiv comerțul cu animale de casă - "pet trade"), fie la specii de paraziți și prădători introduși pentru controlul biologic al unor dăunători. Scopul introducerilor deliberate este de obicei foarte limitat, urmărește beneficii imediate și nu ține cont de efectele pe termen lung și de posibilele efecte negative.

Pentru a putea înțelege acest fenomen în toată complexitatea sa se vor prezenta condițiile în care o specie devine "invadatoare" și un ecosistem "invadabil".

- ☞ O **specie invadatoare** are capacitatea de a stabili populații viabile în afara arealului nativ.
- ☞ Un **ecosistem invadabil** este cel în care se pot stabili una sau mai multe specii invadatoare.

O specie își va extinde arealul dacă poate ajunge acolo, dacă noul areal satisface cerințele de habitat și dacă nu sunt prezenți competitori, prădători sau paraziți care ar duce la eliminarea sa rapidă.

Pentru a putea ajunge într-un nou ecosistem, o specie trebuie să aibă un potențial de dispersie mare, care poate fi atins fie prin sporirea numărului unităților de dispersie (semințe, propagule sau descendenți), metoda nefiind prea eficientă dar foarte costisitoare din punct de vedere energetic, fie prin creșterea abilității de dispersie.

⇒ *Caracteristicile care favorizează extinderea arealului unei specii* sunt (Lodge, 1993):

- strategie de tip r (rată ridicată a reproducerii, specii pionier, durată scurtă a unei generații)
- potențial de dispersie ridicat
- reproducere unisexuală/vegetativă
- variabilitate genetică mare
- plasticitate fenotipică
- areal nativ extins
- nișă ecologică largă
- spectru trofic larg
- comensală a omului

⇒ *Caracteristicile care fac un ecosistem permeabil pentru specii străine* sunt:

Generale:

- stadiu succesional timpuriu
- diversitate scăzută a speciilor native
- perturbări datorate fie unor cauze naturale fie în urma activităților umane

Specie-specifice:

- climat asemănător cu cel nativ
- absența prădătorilor și/sau paraziților speciei invadatoare
- absența speciilor native similare morfologic sau ecologic cu specia invadatoare

Trebuie reținut că marea majoritate a unităților de dispersie nu ajung într-un nou habitat și nu duc la extinderea arealului. Extinderea arealului se petrece doar atunci când:

- o barieră geografică fie dispăre fie poate fi evitată, în urma unor procese geologice sau ca o consecință a activităților umane;
- o zonă inospitalieră devine la un moment dat favorabilă pentru respectiva specie în urma unor modificări climatice și/sau geografice, prin dispariția unor specii (prădători sau paraziți), sau prin apariția unor noi specii (comensali, specii pradă);
- apariția unor adaptări care permit speciei să colonizeze zone înainte inospitaliere.

S-a constatat că *speciile invadatoare* nu sunt un eșantion al diversității specifice globale, ci sunt reprezentate de un număr relativ mic de specii care ajung să domine o serie de categorii de ecosisteme din regiuni geografice complet diferite.

Trebuie precizat că pătrunderea unei specii invadatoare într-un ecosistem este rezultatul interacțiunilor dintre ele și nu exprimarea doar a unei sau alteia dintre caracteristicile acestora.

10.3 EFECTELE PĂTRUNDERII UNEI NOI SPECII

În urma introducerii unei specii noi, aceasta poate *evolua* în mai multe direcții (Haury și Pattee, 1997):

- indivizii introduși pot dispărea după un interval de timp;
- menținerea speciei fără însă posibilități de reproducere. Procesul este de *aclimatizare*, iar menținerea speciei depinde de aportul de noi indivizi. Este frecvent întâlnit la plantele ornamentale din ecosistemele urbane și rurale.
- menținerea speciei care are și posibilități de reproducere. Aceasta corespunde procesului de *naturalizare*.

O specie nou introdusă poate avea *efecte* diferite asupra unei biocenoze, în funcție de caracteristicile sale:

- să nu aibă nici un efect aparent negativ documentat, ceea ce poate duce la o sporire a diversității specifice.
- un organism *specializat* poate înlocui o specie indigenă ce ocupă o nișă similară, ducând până la posibila extincție a ultimei prin excludere competitivă (Hatchwell, 1989).
- specie *nespecializată*, generalistă, ce ocupă o nișă foarte largă, poate dislocui mai multe specii indigene, fie direct, fie indirect, prin distrugerea habitatului. Procesul tinde să fie mai rapid acolo unde competiția este mai scăzută, în special pe insule.
- un *parazit/patogen* poate cauza fie efecte limitate la un număr redus de specii gazdă, fie, dacă specia gazdă afectată este o specie structurală, fiind un habitat major pentru alte specii, sau o specie cheie implicațiile pentru ecosistem ca întreg sunt potențial catastrofale.
- specii similare pot *hibrida*, deteriorând genofondul speciei înrudite native, putând duce chiar la extincția prin hibridizare a speciei locale. Astfel, s-a constatat că pisica sălbatică din Europa hibridizează cu pisici domestice într-o proporție îngrijorătoare, efectivul animalelor pure fiind în continuă scădere.
- pot cauza *modificări majore ale habitatului*, acționând ca specie cheie în restructurarea ecosistemului invadat. Efectele pot fi negative sau pozitive (ducând la sporirea heterogenității mediului). De exemplu, aproximativ 1000 de specii de plante dintr-o regiune a Australiei sunt mirmecochore (semințele sunt răspândite de furnici). Extinderea cu succes a arealului unei specii invadatoare de furnici, *Iridomyrmex humilis*, care nu îngroapă semințele de plante și care înlocuiește speciile native de furnici, reprezintă un factor de risc extrem de ridicat. Alte câteva specii invadatoare,

reprezentate de arbori, au de asemenea un impact major. Se estimează că între 12 și 25% din cele 7316 specii de plante din zonă sunt amenințate de extinderea arealului acestor specii invadatoare.

- speciile introduse pot fi infestate/infectate cu paraziți/patogeni, pot fi vectori ai unor paraziți/patogeni sau pot fi gazde intermediare ai unor paraziți. În general speciile invadatoare beneficiază la început de o încărcătură de paraziți scăzută, așa numitul efect de colonizare, deoarece colonizarea se realizează de către un număr mic de indivizi, în general tineri și sănătoși.

10.4 INFLUENȚA MODIFICĂRILOR CLIMATICE GLOBALE ASUPRA INVAZIILOR

Modificările climatice globale, datorate în principal creșterii concentrației în atmosferă a gazelor de seră și subțierii pături de ozon, duc la modificarea locală a condițiilor de mediu dincolo de limitele normale. În trecut, marea majoritate a speciilor "exotice" nu și-au putut extinde arealul. De exemplu, din 799 de specii de plante invadatoare inventariate în regiunea Montpellier din sudul Franței la începutul secolului, cel puțin 692 (86,6%) nu s-au putut stabili definitiv. Din cele aproximativ 780-830 de specii de plante nou introduse inventariate în Polonia, 531 au dispărut iar din cele rămase doar 10 (aproximativ 1% din numărul inițial) au reușit să invadeze cu succes ecosisteme naturale. În general, se estimează că doar aproximativ 1-2% din speciile de plante introduse își extind arealul în ecosisteme naturale unde pot fi considerate "specii dăunătoare". Această valoare este evident supraestimată deoarece multe specii introduse dispar înainte de a fi inventariate (MacDonald, 1992).

Una din principalele cauze ale eșecului stabilirii speciilor invadatoare este slaba adaptare a acestora la condițiile climatice locale. Cel puțin în trecut se considera că modificări minore ale climei au permis speciilor invadatoare să fie competitive și să elimine speciile native din ecosistemele naturale. Datorită modificărilor rapide ale climei, este posibil ca speciile native să nu fie mai bine adaptate la noile condiții de mediu față de speciile introduse. Se poate deci prognoza că rata de colonizare cu specii noi va crește în viitorul apropiat. Unul din factorii de risc cei mai mari este posibila invazie a unor microorganisme patogene, favorizată de modificările climatice, cu un impact potențial enorm.

În prezent, mare parte din biocenozele și biomi nativi, puțin modificați, sunt cel mai adesea limitați la zonele protejate, având o distribuție aproape insulară. Zonele protejate sunt frecvent în contact, pe o mare parte din perimetru, cu ecosisteme antropizate unde ponderea speciilor "exotice" este mare. Aceasta face ca riscul invaziilor și alterarea structurii unor categorii de ecosisteme să fie din ce în ce mai mare.

Trebuie ținut cont și de faptul că stabilirea cu succes a unei specii invadatoare într-un ecosistem produce perturbări care facilitează stabilirea de noi specii invadatoare, astfel încât procesul se autoamplifică.

10.5 ATITUDINI ȘI CĂI DE REMEDIERE

Ce atitudine trebuie avută față de așteptata sporire a ratei invaziilor? Până în prezent problema invaziilor nu a fost niciodată tratată la timp și efectiv. Puținele încercări mai importante de a controla invazia speciilor introduse în scopul protejării biodiversității au fost fie moderate, fie tardive. Astfel, numeroși specialiști consideră că invaziile, deși pot duce la extincția unor specii native, contribuie la sporirea diversității specifice (Figura 10.1). Această situație este probabilă doar într-o primă etapă a invaziilor, ulterior însă, extincția speciilor native ducând la o sărăcire a diversității specifice locale și regionale.

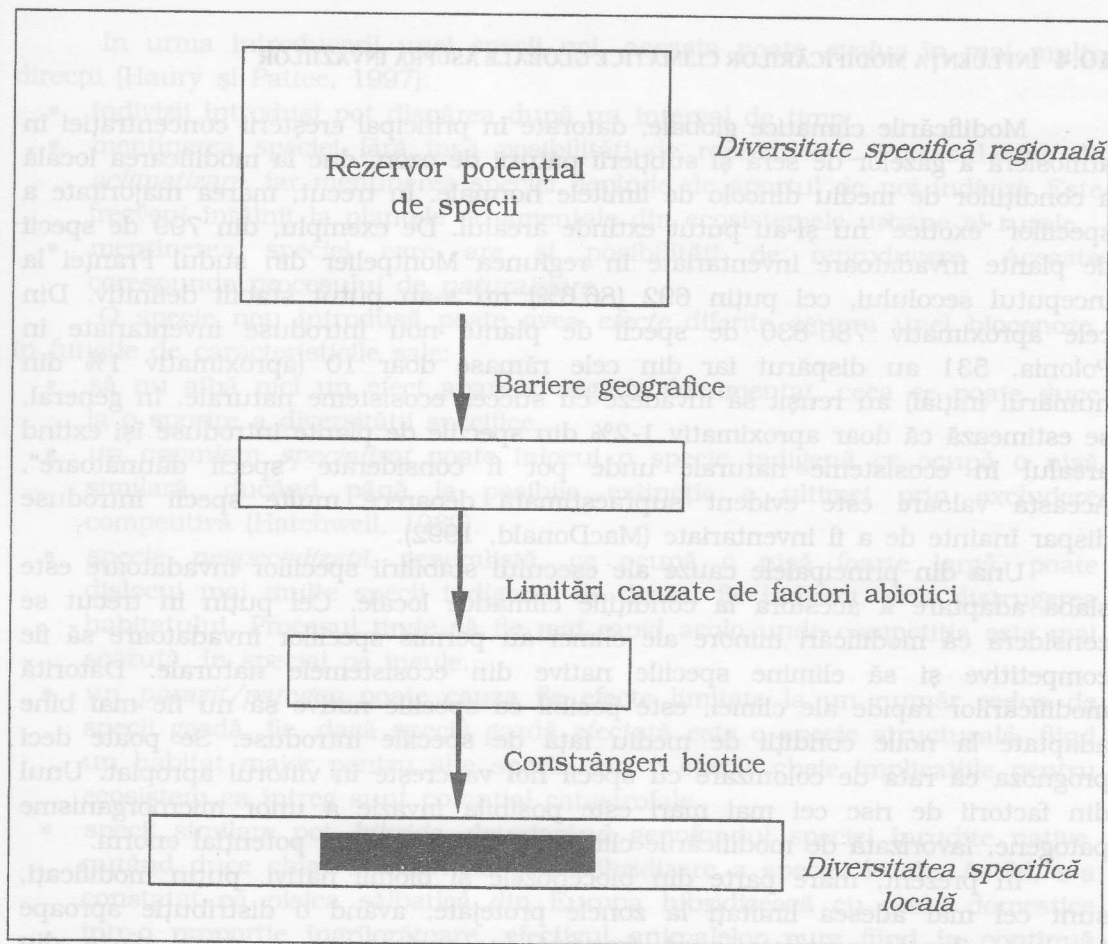


FIGURA 10.1 - Factorii care afectează diversitatea specifică locală. Mărimea diversității specifice este proporțională cu suprafața patruleterului și este în general mai mare în cazul prezenței unor specii invadatoare (patruleter deschis) decât în cazul absenței acestora (patruleter înnegrit) (după Lozon și MacIsaac, 1997).

Mediatizarea recentă a impactului imens cauzat de speciile nou introduse în ecosistemele insulare, a dus la sporirea interesului științific pentru acest fenomen. În ultimii ani introducerea de specii noi a început să fie considerată una din cele mai grave amenințări, însă lipsa de coeziune dintre diferitele

organisme internaționale și slabul interes manifestat la nivel local și regional pentru speciile exotice împiedică încă abordarea unitară la nivel global. Tendinței firești de combatere a invaziilor i se opune conceptul conform căruia invaziile sunt un corolar *inevitabil* al activităților antropice. Activitățile care vizează stoparea sau încetinirea ritmului invaziilor au două componente:

- de *prevenire și limitare* realizate printr-o carantină sporită și printr-o educație a populației în scopul prevenirii introducerilor accidentale și voite;
- de *combatere și eradicare* efectivă a speciilor invadatoare existente.

Pentru realizarea unui control eficient este necesară decelarea invaziei în stadii incipiente, când măsuri de control relativ simple și puțin costisitoare pot da rezultate imediate. Managerii ariilor protejate trebuie să inițieze programe continue de monitoring pentru a putea surprinde speciile invadatoare cât mai repede. Căile de acces posibile trebuie identificate și supravegheate prioritar (ape curgătoare, drumuri de acces, zone adiacente așezărilor umane etc.). Metodele de monitoring există și pot fi oricând aplicate, dar în prezent nu există încă voința politică pentru aceasta.

10.6 CONSECINȚE

La scară de spațiu regional/continental, restructurările diversității specifice sunt relativ constante și reprezintă o caracteristică a evoluției. În general, extinderea arealului unei specii este un fenomen comun și nu trebuie considerat un eveniment anormal. Gravitatea fenomenului este însă dată de amploarea fără precedent a acestuia, datorată activităților umane.

Orice încercare de a prognoza consecințele economice ale introducerii de specii noi trebuie să ia în considerare atât costul reprezentat de extincția unor specii cât și costurile reprezentate de prevenirea și controlul invaziilor.

Spre deosebire de celelalte căi de deteriorare, care sunt fie reversibile fie pot fi atenuate, majoritatea introducerilor reușite sunt *irreversibile*. Efectul pe termen mediu și lung este de simplificare și reducere a biodiversității la nivel global și de uniformizare a ecosferei.

11. POLUAREA GENETICĂ

Una dintre cele mai dinamice direcții de cercetare și dezvoltare actuale, cu multiple utilizări potențiale, este *ingineria genetică*, factor cheie al biotehnologiilor moderne. Manipularea genetică a organismelor își propune fie ameliorarea unor caracteristici fiziologice și metabolice, fie inducerea rezistenței la diverși compuși chimici, factori abiotici sau paraziți/patogeni.

Dinamica extraordinară a acestei direcții de dezvoltare este foarte bine ilustrată de creșterea accelerată a suprafețelor agricole pe care se cultivă *plante modificate genetic* (Tabelul 11.1). Se observă că suprafețele cultivate au crescut de 2,5 ori într-un singur an, creșterea cea mai spectaculoasă fiind în SUA.

TABELUL 11.1 - Suprafața, în milioane de ha, cultivată cu plante transgenice în principalele țări cultivatoare, în 1997 și 1998 (după Moffat, 1998).

Țara	1997	1998
SUA	8,1	20,5
Argentina	1,4	4,3
Canada	1,3	2,8
Australia	0,1	0,1
Mexic	<0,1	0,1
Spania	0	<0,1
Franța	0	<0,1
Africa de Sud	0	<0,1
TOTAL	11,0	27,8

11.1 GENEZA DIVERSITĂȚII GENETICE A SPECIILOR DOMESTICITE

Evoluția vieții pe Pământ a fost modelată de o serie de interacțiuni complexe între forțe contradictorii:

- între mutațiile și recombinările genetice și transmiterea cu fidelitate a informației genetice;
- între adaptarea genetică la condiții locale și inerția adaptativă a populațiilor cu efective mari;
- între geneza de noi specii și extincția celor deja existente;
- între avantajele reproducerii și incertitudinea supraviețuirii individuale în fața competiției, predatorismului, parazitismului și a mediului abiotic ostil.

Variabilitatea genetică este rezultatul tuturor proceselor evolutive ce s-au produs pe Pământ până în prezent. La nivelul plantelor cultivate și a animalelor domesticate, actuala diversitate genetică este rezultatul a două mari procese. Pe de o parte, selecția naturală și evoluția de-a lungul perioadelor geologice a speciilor respective, iar pe de alta, selecția artificială realizată de om.

Omenirea depinde, prin tradiție, de câteva sute de specii de plante pentru satisfacerea unor necesități directe, ceea ce reprezintă mai puțin de 1%

din flora actuală cunoscută. Se apreciază că doar 1500 de specii de plante au fost introduse în agricultură, în prezent fiind cultivate doar aproximativ 150 de specii cu aproximativ 250.000 de varietăți locale.

Dezvoltarea sistemului socio-economic uman a modificat profund scara de timp și spațiu a acestei relații cauzale, prin răspândirea intenționată a unor genotipuri de plante și animale de interes (selecție artificială), extinderea artificială a arealului unor specii cu origini geografice diferite, modificarea drastică a unor întregi categorii de sisteme ecologice precum și prin inducerea unor modificări climatice globale.

Civilizația umană s-a dezvoltat și a exploatat adaptările speciilor "sălbatică", a valorificat variabilitatea genetică a acestora prin selecție naturală. La speciile de plante cultivate pentru hrană s-a urmărit ameliorarea țesuturilor de stocare existente deja (endospermul semințelor, rădăcini, tuberculi). La plantele tehnice, oamenii doar au îmbunătățit și au extras țesuturile de suport (iută, cânepă) sau firele utilizate pentru dispersie (bumbac). Principiile active din plante, utilizate ca medicamente, condimente sau coloranți naturali sunt în marea majoritate răspunsuri adaptative, selectate de-a lungul multor generații, față de agresiunea fitofagilor sau patogenilor. Sute de generații de cultivatori au contribuit la acest proces prin metodele tradiționale de selecție, rezultând un mozaic cultural și geografic complex de soiuri și varietăți de plante cultivate. Diversitatea genetică a speciilor cultivate este în prezent în pericol deoarece varietățile comerciale utilizate în monoculturi pe suprafețe din ce în ce mai mari tind să o elimine complet. În prezent se recunoaște importanța resurselor genetice vegetale (ale plantelor de cultură) și animale (ale animalelor domestice) și necesitatea protejării și conservării lor. Astfel, se estimează că doar în India s-au pierdut aproape 30.000 de varietăți de orez, iar la nivelul Asiei de Sud-est până la 100.000 de varietăți de orez. În SUA, până la 97% din varietățile de fructe și legume cultivate s-au pierdut, iar în Orientul Apropiat s-au pierdut aproximativ 85% din varietățile de grâu.

☛ **Selecția artificială** este selecția realizată de om prin încrucișări dirijate, după alte criterii decât cele favorizate de selecția naturală. Ea permite propagarea altor combinații de gene în cadrul limitativ al genotipului.

Biotehnologiile, mai mult decât tehnicile de selecție tradiționale, pot beneficia de aceste biblioteci genetice ale adaptărilor selectate la speciile cultivate. Dacă se vor evita greșeli ecologice majore, biotehnologiile ar putea juca un rol important în încetinirea ratei de extincție a speciilor și a diversității genetice. Ameliorarea genetică a plantelor cultivate prin utilizarea tehnicilor de inginerie genetică oferă mari speranțe pentru îmbunătățirea calității produselor și pentru micșorarea necesarului de adaosuri chimice (îngrășăminte și pesticide). Aceasta ar duce la reducerea presiunii asupra sistemelor ecologice naturale și seminaturale care sunt transformate în prezent în agroecosisteme. Producerea de soiuri și varietăți de arbori și arbuști mai rezistenți și/sau productivi ar reduce rata defrișărilor și ar permite realizarea

de plantații în zone aride, sărăturate sau degradate. Din păcate, producerea de organisme modificate genetic este asociată cu o serie de riscuri potențiale care pot, pe termen mediu și lung, să depășească efectele benefice.

- ☞ **Poluarea genetică** se referă la alterarea genofondului unei specii prin mijloace ce anulează barierele reproductive naturale, ca urmare a eliberării voite sau involuntare în mediu a organismelor modificate genetic.
- ☞ **Organisme modificate genetic (OMG)** sau **transgenice** sunt organisme care conțin și exprimă copii ale unei gene străine în genotipul propriu în urma manipulărilor ADN-ului prin tehnici de inginerie genetică (genetică moleculară).
- ☞ **Transgeneza** se referă la ansamblul tehnicilor ce permit transferul unei gene (care devine **transgenă**) într-un individ receptor (numit **transgenic**), genă pe care acesta o poate, în general, transmite descendenților.

11.2 PRINCIPALELE CATEGORII DE OMG

În prezent, principalele grupe mari de organisme manipulate genetic sunt: microorganismele, plantele de cultură și speciile de animale domestice, crescute în ferme zootehnice și bazine piscicole.

Primele plante transgenice au fost obținute în 1983, fără a suscita foarte mult interes, fiind neglijate potențialele aplicații. În 1990 în SUA se recunoaște că OMG pot fi brevetate, în prezent ritmul de brevetare al plantelor transgenice fiind de aproximativ 300 de cereri anual.

a. *Plantele* sunt ținta modificărilor genetice pentru a răspunde mai multor scopuri (Tabelul 11.2):

- i. sporirea toleranței la compuși chimici toxici cum sunt ierbicidele sau metalele grele.
- ii. inducerea rezistenței la boli sau dăunători.
- iii. optimizarea sau îmbunătățirea calității produsului (ex. întârzierea sau grăbirea coacerii, modificarea compoziției chimice, sinteza de noi compuși).
- iv. adaptarea la condiții extreme de mediu (ex. toleranța la salinitate, îngheț, secetă).

TABELUL 11.2 - Numărul de soiuri de plante de cultură modificate genetic testate pentru diferite scopuri în țările dezvoltate din cadrul Organizației de Cooperare și Dezvoltare Economică (OCDE) și țările în curs de dezvoltare din America Latină.

Categorie	Țările OCDE (1986-1992)		Țările Americii Latine (1987-1993)	
	Număr	Procent	Număr	Procent
i	483	57	32	42
ii	235	27	29	38
iii și iv	128	16	15	20

b. *Microorganismele* sunt modificate genetic în principal pentru obținerea unor tulpini cu capacitatea de a detoxifia reziduurile toxice, pentru producerea de proteine umane, biopesticide, medicamente, aditivi alimentari, precum și pentru ameliorarea unor procese microbiene de la nivelul solului, benefice pentru agricultură.

c. Doar câteva specii de *animale* crescute intensiv, fie în ferme zootehnice fie în bazine piscicole, au fost modificate genetic până în prezent. O varietate de fenotipuri transgenice modificate sunt sau vor fi în curând disponibile. Modificările se referă la: rata metabolismului, toleranța față de diverși factori abiotici, comportament, utilizarea unei anumite resurse sau substrat, rezistența la boli, paraziți sau prădători.

Acvacultura și maricultură capătă o dezvoltare din ce în ce mai mare în prezent. Astfel, numărul de specii ținute în ferme acvatice a crescut din 1984 cu 34% la pești, cu 29% la crustacei și 31% la moluște (Garibaldi, 1996). Pe măsură ce domesticirea se va extinde la tot mai multe specii, la fel va fi și aplicarea tehnologiilor de ameliorare bazate pe inginerie genetică.

11.3 PERICOLE POTENȚIALE ASOCIATE ELIBERĂRII OMG ÎN MEDIU

Ingineria genetică anulează bariera naturală existentă între specii, permițând transferul de gene între organisme foarte îndepărtate evolutiv, între care acest transfer nu ar fi posibil pe cale naturală. Astfel, la scară mare de timp și spațiu, procesele evolutive naturale pot fi radical alterate. Plantele transgenice sunt destinate cultivării în agroecosisteme care sunt sisteme deschise, spre deosebire de majoritatea microorganismelor modificate genetic care sunt crescute în sisteme artificiale, controlate. De aceea producerea plantelor transgenice este însoțită de numeroase pericole. Există două categorii de riscuri potențiale pe care eliberarea OMG în mediu le ridică:

- Acestea pot avea efecte adverse asupra conservării și utilizării durabile a capitalului natural, prin destabilizarea sistemelor ecologice naturale și antropizate;
- Nesiguranța și imprevizibilitatea manipulărilor genetice precum și insuficienta cunoaștere a mecanismelor și proceselor moleculare. Practic nu se cunosc suficient interacțiunile complexe dintre gene și mediul celular și extracelular implicate în manifestarea noilor caracteristici. Modificarea unei gene poate cauza o cascadă de modificări imprevizibile, de exemplu prin ineficiența sau absența mecanismelor de control.

Există un *mare decalaj temporal*, astfel încât unele efecte și modificări pot dura decenii înainte de a se manifesta. OMG odată eliberate în mediu *nu mai pot fi controlate și, frecvent, nu mai pot fi eliminate* dacă se constată că au efecte dăunătoare.

Eliberarea OMG ar putea să afecteze radical complexitatea dinamică a relațiilor funcționale care stau la baza stabilității ecologice și evolutive. Căile de acțiune posibile sunt:

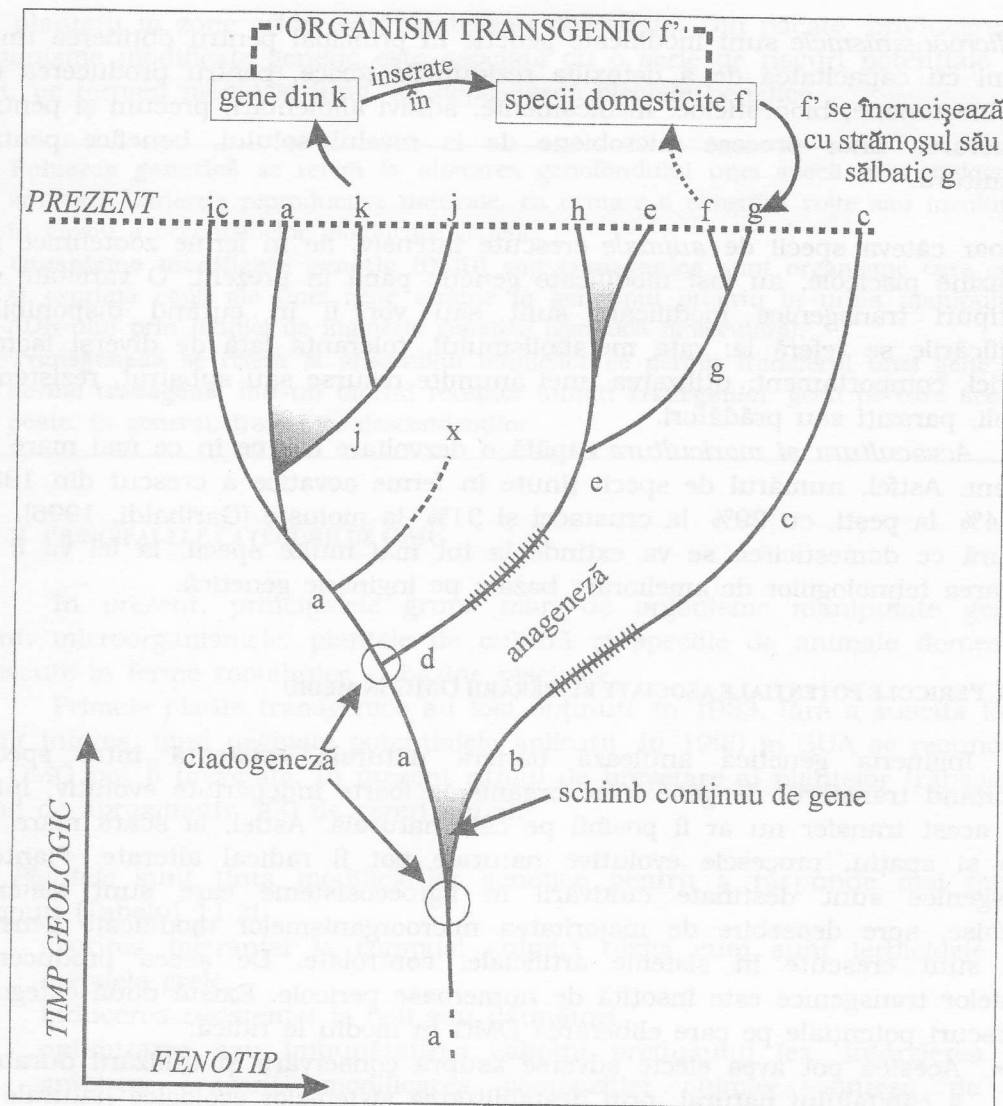


FIGURA 11.1 - Un arbore filogenetic ipotetic ce ilustrează diferitele posibilități de transformări evolutive, precum și transferul unor gene de la organismele transgenice la speciile înrudite. Speciile sunt notate cu litere mici. Specia *a* este strămoșul speciilor actuale, persistând și ea până în prezent. Cea mai veche specie descendentă din ea, specia *b*, s-a modificat suficient în cursul perioadelor geologice până la transformarea într-o nouă specie *c* (anageneză). Cu excepția transformării lui *d* în *e*, toate celelalte specii s-au format prin cladogeneză (bifurcare). În general speciația a fost rapidă, fără existența unui flux de gene între speciile nou formate. În câteva cazuri fluxul de gene a mai continuat un timp (reprezentat prin zona punctată) înainte de a dispărea. Specia extinsă *x* ilustrează toate liniile evolutive dispărute pe parcurs. Prin inginerie genetică s-a preluat o genă de la specia *k* care a fost inserată în genotipul speciei cultivate *f*, obținându-se organismul transgenic *f'*. Prin hibridizarea între *f'* și specia înrudită *g* se realizează transferul genei de la specia *k* la specia *g*, transfer imposibil de realizat altfel, din cauza barierelor reproductive elaborate și întărite de-a lungul evoluției grupului (după Colwell, 1989).

a. *Flux de gene necontrolat* precum și *transferul pe orizontală* a transgenelor. Transmiterea pe orizontală și pe verticală și hibridizarea, pot duce la reducerea diversității genetice (Figura 11.1).

- Plantele pot transmite relativ ușor genele introduse varietăților nemodificate sau chiar speciilor sălbatice înrudite;
- Plante modificate genetic pot deveni dăunătoare sau pot transmite modificările unor specii sălbatice care să devină dăunătoare. Acestea pot afecta atât agroecosistemele cât și ecosistemele naturale. Practic se poate ajunge la crearea de noi buruieni sau la amplificarea efectelor nocive ale buruienilor deja existente;

⇒ Cercetările în teren asupra culturilor de cartof transgenic au evidențiat atât frecvența ridicată cât și intensitatea fluxului genetic. Plantând cartofi nemodificați la distanțe mergând până la 1100 m de cultura de cartofi transgenici și colectând ulterior semințele, s-a constatat că până la 72% din ele conțineau gena introdusă. La distanțe mai mari, un procent relativ constant de 35% din semințe conțineau respectiva genă (Skogsmyr, 1994).

⇒ Un studiu similar realizat pe rapiță a evidențiat că polenul produs de plantele transgenice poate fertiliza plante situate la o distanță de până la 2500 m distanță (Timmons și colab., 1994).

- OMG pot migra, pot suferi mutații și se pot multiplica necontrolat;

⇒ Peștii au un potențial ridicat de dispersie, interacționează cu numeroase alte organisme acvatice și joacă un rol important în procesele ecologice. Producerea de linii de pești transgenici sterili, triploizi, încearcă să limiteze riscul reproducerii lor în afara incintelor de creștere și al transferării genelor rudelor sălbatice sau unor specii înrudite (Kapucinski și Hallerman, 1991).

- Bacteriile marine pot prelua și asambla ADN-ul liber din apă, astfel încât transferul pe orizontală să fie mult mărit în aceste condiții;
- Bacteriile pot prelua și transmite plasmide cu ușurință, astfel încât plasmidele modificate genetic se pot răspândi cu repeziciune prin comunitățile bacteriene, mult mai rapid decât genele nucleare;
- S-a evidențiat deja un transfer de gene de la plante la microorganisme, în special la cele din sol sau patogene;
- Este posibil un transfer viral de gene pe orizontală, între specii evoluate, uneori foarte îndepărtate filogenetic;
- La nivelul planctonului s-au identificat până la 250 milioane particule virale/ml, ceea ce face ca evaluarea riscurilor eliberării de OMG în apă să fie practic imposibil de evaluat.

b. *Instabilitatea genetică*, caracterizată prin frecvența ridicată a mutațiilor și recombinărilor ce pot altera radical genele străine introduse.

- Includerea unor porțiuni din virus în plante pentru a le conferi rezistența la infecție poate duce la apariția de noi maladii virale, din cauza recombinării genetice.

c. *Perturbări ecologice majore* care pot afecta în principal agroecosistemele (principala categorie de sisteme ecologice vizată) cât și sistemele ecologice naturale și seminaturale.

- OMG pot căpăta avantaje competitive care să le permită să excludă o serie de alte specii și să-și extindă arealul;
- Modificări și adaptări noi pot altera metabolismul OMG afectând participarea lor în circuitele biogeochimice;

⇒ O tulpină comună a bacteriei *Klebsiella planticola* comună la nivelul rizosferei, a fost modificată genetic pentru a transforma deșeurile vegetale în etanol, pe care fermierii îl pot ușor utiliza în loc de combustibil. Bacteria modificată genetic nu numai că a supraviețuit în diferite tipuri de sol dar a intrat în competiție cu microorganismele din tulpina originală. Bacteriile au inhibat creșterea sau au eliminat plantele din diferite tipuri de sol prin otrăvirea acestuia cu alcool. În toate tipurile de sol, comunitățile de ciuperci microscopice simbiotice (micorize) s-au redus, afectând creșterea plantelor și circuitele biogeochimice.

⇒ O tulpină a bacteriei *Pseudomonas putida* a fost modificată genetic pentru a degrada ierbicidul 2,4-D. Din păcate, ierbicidul a fost degradat într-o substanță cu acțiune fungicidă, care a eliminat micorizele din solurile afectate (Raport Greenpeace UK, 1996).

- OMG pot deveni dominante în populațiile naturale, reducând astfel diversitatea genetică și pot elimina prin competiție o serie de specii;
- Plante de cultură (agricole sau silvice) modificate genetic astfel încât să conțină substanțe toxice (pesticide sau substanțe cu valoare farmaceutică) pot otrăvi alte organisme decât cele țintă;
- Apariția de dăunători rezistenți la biopesticidele produse de OMG.

⇒ Utilizarea pesticidelor are un impact dezastruos din cauza toxicității și remanenței lor în mediu. Una din principalele direcții de cercetare este de a transforma, prin inginerie genetică, soiuri cultivate de plante care să producă compuși biochimici cu acțiune similară pesticidelor. Cea mai comună și realizabilă transformare în prezent implică inserarea în genomul plantei a genei pentru toxina microbiană cu efect insecticid produsă de *Bacillus thuringiensis*. Până în prezent utilizarea acestui compus toxic ca biopesticid nu a indus apariția rezistenței la insecte, deoarece bacteria nu supraviețuiește mult după tratament iar toxina este biodegradabilă. Utilizarea produsului are o serie de avantaje: lipsa toxicității pentru om sau animale, biodegradabilitate rapidă, este eficientă și în doze foarte mici, acțiunea este limitată la un număr mic de specii țintă, reducând efectele nedorite asupra celorlalte specii de insecte. Dacă însă toxina va fi sintetizată continuu de către plante, în special de cele cultivate pe scară mare, apariția rapidă a rezistenței la insecte este certă. Evoluția rezistenței la această toxină ar duce la pierderea unei resurse extrem de valoroase în prezent, deoarece toxina are o acțiune insecticidă extrem de eficientă și este nepoluantă (Colwell, 1989; Thuriaux, 1995).

d. Pot afecta *sănătatea umană*, din cauza posibilei acțiuni alergene a proteinelor noi care nu a fost încă testată. De asemenea, pot apărea afecțiuni noi din cauza transferului necontrolat al transgenelor la unele organisme patogene.

11.4 EVALUAREA IMPACTULUI ELIBERĂRII ÎN MEDIU A OMG

Riscurile asociate introducerii în natură a OMG au dus la discuții aprinse între partizanii și opozanții acestei direcții de dezvoltare. În prezent se lucrează la elaborarea unor metode pentru evaluarea impactului OMG eliberate în mediu într-o serie de țări.

Microorganismele modificate genetic prezintă un risc potențial foarte ridicat, de aceea este importantă elaborarea unor metode de monitorizare optime pentru a evalua riscurile asociate eliberării lor în mediu. (Gustafsson și Jansson, 1993).

Pentru o evaluare corectă a impactului ecologic al OMG trebuie cunoscute o serie de aspecte:

- caracteristicile biologice ale OMG;
- natura modificării genetice;
- soarta OMG în mediu;
- soarta genomului modificat în mediu;
- impactul de mediu potențial;
- efectele potențiale asupra altor organisme în afară de cele țintă.

Abia după acumularea de date suficiente într-o bază de date se poate trece la evaluarea impactului eliberării OMG.

11.5 EFECTE SOCIO-ECONOMICE

Beneficiile uriașe pe care le obțin marile companii de biotehnologie și farmaceutice prin inginerie genetică au dus la crearea unui curent de opinie favorabil acestui tip de activități. Există o tendință de minimalizare a riscurilor potențiale și de a prezenta simplificat complexitatea problemelor existente.

Se manifestă în prezent o rezistență destul de puternică din partea consumatorilor, în special a celor avizați din țările dezvoltate, față de produsele obținute prin inginerie genetică. Presiunea demografică tot mai accentuată precum și reducerea într-un viitor apropiat a resurselor de hrană va conduce la utilizarea pe scară tot mai largă a OMG, în pofida riscurilor.

Avocații ingineriei genetice menționează frecvent beneficiile potențiale pe care introducerea plantelor de cultură modificate genetic rezistente la secetă și dăunători, cu producții sporite, adaptate condițiilor locale, le vor aduce țărilor în curs de dezvoltare. În realitate, majoritatea programelor de inginerie genetică sunt axate pe aplicații în țările dezvoltate. Nu numai că aceste programe acordă puțină importanță problemelor și condițiilor specifice din țările în curs de dezvoltare, dar multe dintre obiectivele propuse, prin producții de substituție

obținuți, vor reduce cererea de produse agricole din acestea. Pierderea unor piețe pentru produsele agricole și a veniturilor adiacente va reprezenta o lovitură puternică pentru utilizarea durabilă a resurselor în aceste țări.

Plantele rezistente la ierbicide permit utilizarea unor cantități din ce în ce mai mari din acești compuși chimici. Cultivarea acestor varietăți va duce în mod cert la apariția de buruieni rezistente la ierbicide, ceea ce va implica producerea de noi ierbicide sau de noi soiuri cultivate rezistente. În orice caz, rezultatul va fi o poluare sporită a terenurilor cu pesticide.

În concluzie se poate afirma că, deși aparent modificarea genetică a organismelor oferă soluții viabile pentru o serie de probleme actuale, nu rezolvă cauzele, ci doar atenuează efectele. Astfel, nu se iau în continuare măsuri concrete pentru reducerea exploziei demografice, ci se încearcă doar sporirea cantității de hrană, prin obținerea de varietăți și soiuri mai productive. Politicienii amână luarea unor decizii importante deoarece ingineria genetică va asigura un timp hrănirea unei populații umane tot mai numeroase.

12. BIODIVERSITATEA ASOCIATĂ OCEANULUI PLANETAR

12.1 CARACTERISTICI GENERALE

Oceanul Planetar este o componentă majoră a ecosferei, ce acoperă 2/3 din suprafață globului și conține aproximativ 97% din cantitatea totală de apă a hidrosferei. Se estimează că aproximativ 99% din volumul ocupat de biosferă este reprezentat de ocean, întrucât acesta este locuit în medie până la 4000 m adâncime.

Interacțiunile dintre atmosferă și oceane și mări au o influență majoră asupra climatului, mediind schimburile termice între diferitele componente ale ecosferei. Fotosinteza marină are un rol major în menținerea compoziției chimice a atmosferei prin furnizarea oxigenului și îndepărtarea de cantități mari de dioxid de carbon.

Sistemele ecologice marine au o serie de caracteristici proprii, care le fac să fie mai vulnerabile la modificările climatice globale:

- mediul abiotic este puțin variabil;
- procesele se desfășoară la scară de timp mare, datorită atât capacității termale ridicate cât și a schimburilor extrem de lente între apele de suprafață și cele din zonele profunde (între 100 și 1000 de ani);
- granițele fizice între sistemele ecologice marine sunt slabe.

12.2 DIVERSITATEA FILETICĂ ȘI ECOSISTEMICĂ

Biomasa organismelor terestre este de aproximativ 200 de ori mai mare decât biomasa organismelor marine, totuși din cele aproximativ 1,7 milioane de specii descrise până în prezent, doar aproximativ 300.000 sunt marine (18%). Astfel, numărul speciilor descrise de pești este de aproximativ 28,000, din care aproximativ 75% sunt marine. Diversitatea filetică este mai mare însă în Oceanul Planetar față de sistemele ecologice terestre și cele acvatice continentale (vezi Figura 2.2).

Diversitatea categoriilor de ecosisteme este mai redusă la nivelul Oceanului Planetar, iar posibilitățile de identificare și delimitare sunt mult mai scăzute față de cele terestre (Gray, 1997). Pot fi totuși identificate 5 tipuri majore de sisteme ecologice marine (Odum, 1993): oceanul deschis (pelagial), zona litorală, zone de up-welling, zone abisale cu izvoare hidrotermale și ecosisteme costiere (estuare, lagune, mlaștini sărate, păduri de mangrove, recifi de corali).

Ecosistemele costiere reprezintă doar o mică parte, sub 1%, din totalitatea spațiului locuibil de către speciile marine, dar realizează aproape o treime din producția biologică marină totală. Ecosistemele din zona estuarelor, care includ pădurile de mangrove și câmpurile de alge, sunt printre cele mai productive ecosisteme. Deși, în general, există în ape tropicale a căror productivitate este scăzută, recifele de corali au o foarte mare diversitate specifică.

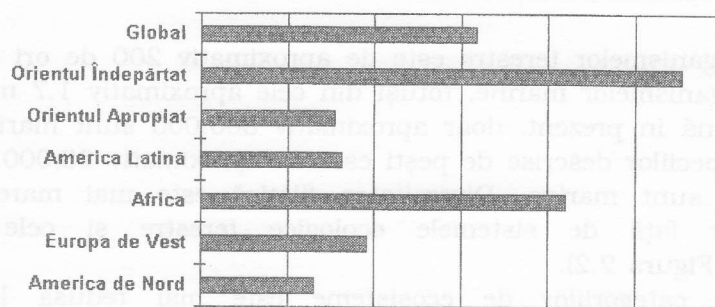
Există categorii unice de sisteme ecologice și în afara zonelor de coastă. Astfel, zonele de up-welling, deși acoperă doar aproximativ 0,1% din suprafața oceanului, sunt caracterizate printr-o producție primară foarte ridicată. Aproximativ o treime din cantitatea de pește pescuită în ocean provine din aceste zone. Zonele de up-welling sunt dinamice, localizarea lor putându-se modifica în timp. În izvoarele hidrotermale din zona abisală producția primară este realizată de bacteriile sulf-oxidante, iar multe din speciile întâlnite în aceste biocenozes unice sunt endemice.

12.3 BUNURI ȘI SERVICII FURNIZATE

Oceanul Planetar este o parte componentă a sistemului suport al vieții pe Pământ. Sistemele ecologice marine îndeplinesc o serie de *funcții vitale* pentru bunăstarea și supraviețuirea sistemului socio-economic uman (World Resources Institute, 1996).

PESCUITUL OCEANIC ȘI ACVACULTURA

Peștele este o componentă importantă în hrana umană, în special în unele regiuni ale globului cum sunt Africa și Orientul Îndepărtat, de aceea modul cum este gestionată această resursă este foarte important pentru asigurarea unei hrane adecvate. La nivel global se estimează cantitatea de pește prins în 1993 pe locuitor la 16,3 kg (Brown și colab., 1997).

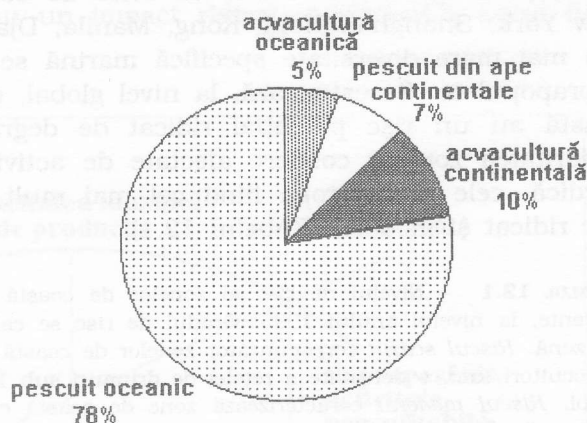


Procentul din proteina animală totală din hrană reprezentat de pește
(kg/locuitor pe an)

Începând din 1900 până în deceniul al șaptelea, cantitatea mondială de pește prins a crescut anual cu aproximativ 6%, continuând apoi într-un ritm mai lent, de 2%. Ani de zile s-a investit masiv în vase de pescuit, astfel că în prezent acest sector este supradimensionat. Stocurile de pește oceanic sunt exploatate la maxim și 13 din cele 15 (86%) zone piscicole majore ale lumii se află în prezent într-un serios declin. Se estimează că 60% din speciile de pește cu valoare economică sunt fie exploatate la maxim fie supraexploatate.

În prezent producția totală de pește, ce include atât cea rezultată din pescuit cât și cea din crescătorii, a atins 121 milioane de tone în 1997. Structura acesteia în funcție de proveniență, este prezentată mai jos. Se observă că pescuitul și acvacultura marină reprezintă peste 80% din producție, restul fiind asigurat de apele dulci continentale.

Compoziția procentuală a producției globale de pește, moluște și crustacei la nivelul anului 1993. Producția în acest an a fost de 102 milioane de tone.



Domeniul cu cea mai rapidă dezvoltare a producției de pește este reprezentat de acvacultură, sporul de creștere anual în acest deceniu fiind de 10% în cantitate și 14% în valoare. Asia domină acvacultura mondială, cu un procent de 86% din producția mondială a anului 1993. Intrucât nu se mai preconizează creșteri ale producției piscicole din pescuitul oceanic, aceasta stagnând la circa 85-90 milioane tone, acvacultura poate prelua o parte din deficitul existent. Se estimează că rata actuală de creștere a producției din acvacultură se va menține încă mult timp. Acvacultura ar putea astfel să acopere aproximativ 40% din cererea de produse piscicole în următorii 15 ani (Acharya, 1997).

Principalele *bunuri* furnizate de mări și oceane sunt:

- Pește și alte organisme acvatice folosite pentru hrana umană;
- Furaje pentru animale;
- Ingrășăminte;
- Accesorii pentru podoabe, bijuterii și îmbrăcăminte;
- Materiale de construcție;
- Materii prime pentru industriile farmaceutică și cosmetică.

Principalele *servicii* furnizate de sistemele ecologice marine sunt:

- Influențează climatul la nivel global și regional;
- Contribuie la circuitele biogeochimice și hidrologice globale și regionale;
- Diminuează efectul de seră prin fixarea dioxidului de carbon. Se estimează că în ocean există de 15 ori mai mult dioxid de carbon decât pe uscat și de 50 de ori mai mult decât în atmosferă;

12.4 PRESIUNEA ANTROPICĂ

Se estimează că aproximativ 67% din populația globului trăiește la mai puțin de 60 km de coastă, iar în următorii 30 de ani această populație se va dubla (World Resources Institute, 1996). În prezent aproximativ 3,4 miliarde de oameni depind într-o măsură mai mare sau mai mică de resursele oferite de Oceanul Planetar: hrană, materiale de construcție, turism, sau loc de deversare

a deșeurilor. Majoritatea marilor orașe ale lumii, unde ratele de creștere a populației sunt mari, se află în zone de coastă (Sao Paulo, Rio de Janeiro, New York, Shanghai, Hong Kong, Manila, Djakarta). În Indonezia, de exemplu, cea mai mare diversitate specifică marină se află aproape de centrele urbane suprapopulate. Se estimează, la nivel global, că aproximativ 34% din zonele de coastă au un risc potențial ridicat de degradare iar 17% un risc moderat. Majoritatea zonelor costiere afectate de activitățile umane se află în emisfera nordică, cele din Europa fiind cel mai mult afectate, 86% din ele având un risc ridicat și moderat (Tabelul 12.1).

TABELUL 12.1 - Nivelul de risc al zonelor de coastă datorat activităților umane exprimat în procente, la nivelul anului 1995. Gradul de risc se calculează în funcție de activitățile umane din zonă. *Riscul scăzut* corespunzător zonelor de coastă cu o densitate a populației mai mică de 75 locuitori/km², o densitate a rețelei de drumuri sub 100 km drumuri/km² și fără conducte de petrol. *Riscul moderat* caracterizează zone de coastă cu o densitate a populației între 75-150 locuitori/km², o rețea de drumuri între 100-150 km drumuri/km² și o densitate a conductelor între 0-10 km conducte/km². Zonele de coastă ocupate de orașe sau porturi, sau având o densitate a populației de peste 150 locuitori/km², o rețea de drumuri de peste 150 km drumuri/km² sau o densitate a conductelor de petrol de peste 10 km conducte/km² intră în categoria de risc ridicat (după World Resources Institute, 1996).

Regiunea	Riscul potențial pentru zonele de coastă		
	scăzut	moderat	ridicat
Africa	48	14	38
Asia	31	17	52
America Centrală și de Nord	71	12	17
America de Sud	50	24	26
Europa	14	16	70
Fosta Uniune Sovietică	64	24	12
Australia și Oceania	56	20	24
<i>Global</i>	<i>49</i>	<i>17</i>	<i>34</i>

Principalele *activități antropice* cu impact negativ asupra sistemelor ecologice marine sunt (Gray, 1997; World Resources Institute, 1996):

a) *Construcțiile în zonele de coastă*, care includ transformarea zonelor umede prin urbanizarea și extinderea agriculturii, construcția de structuri de stabilizare a țărmului, minerit și exploatarea petroliere.

b) *Construcția de baraje* pe cursul apelor curgătoare care se varsă în ocean. Aceasta afectează calitatea și cantitatea apei precum și încărcătura de nutrienți și sedimente.

c) *Supraexploatarea resurselor naturale*, în special pescuitul și distrugerea recifilor de corali și a câmpurilor de alge. Pescuitul oceanic se caracterizează printr-un management deficitar, materializat prin subvenționarea în continuare a industriei pescuitului (se estimează că între 22 și 38% din venituri provin din subvenții - la nivel mondial industria pescuitului primind peste 20 miliarde dolari anual în subvenții), prin lipsa unui control riguros în apele internaționale și prin utilizarea unor metode neadecvate de captură care duc la numeroase capturi accidentale. Numai din această ultimă cauză se estimează că se pierde între un sfert și o treime din totalul producției mondiale de pește.

Flota de pescuit la nivel mondial este clar supradimensionată, din această cauză profitul per navă a scăzut la mai mult de jumătate în ultimii 25 de ani.

d) *Poluarea și sedimentarea* au un impact ridicat, principalele surse fiind prezentate în Tabelul 12.2.

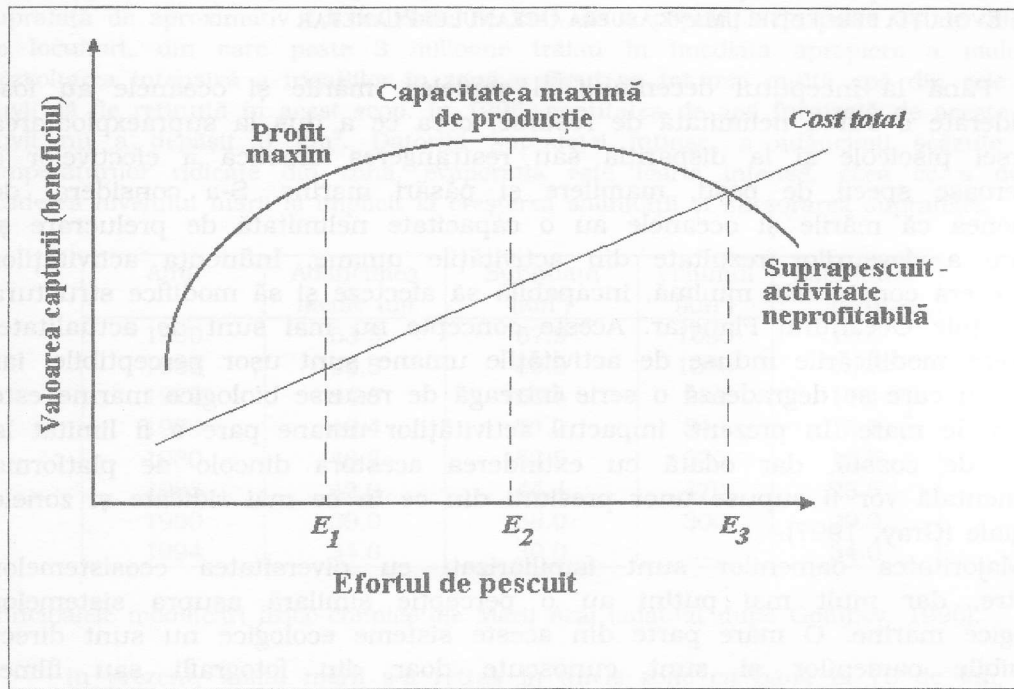


FIGURA 12.1 - Beneficiul obținut prin pescuit estimat în raport cu efortul depus (număr de nave, zile pe mare etc.). Beneficiul maxim se obține printr-un efort de captură scăzut (E_1). Creșterea efortului de captură duce la atingerea capacității maxime de producție (E_2), după care se ajunge la un punct dincolo de care pescuitul nu mai este profitabil (E_3).

TABELUL 12.2 - Principalele surse ale poluării marine (adaptat după Brown, 1994b).

Sursa de poluare	Ponderea procentuală
Scurgeri și deversări de pe uscat	44
Depuneri atmosferice provenind de pe uscat	33
Transport maritim inclusiv deversări accidentale	22
Minerit marin, foraje de petrol și gaze	1

e) *Introducerea de specii exotice*, care a luat o amploare tot mai mare datorită intensificării traficului maritim. Se estimează că aproximativ 3000 de specii sunt transportate anual în alte zone decât cele de origine, un risc extrem de mare reprezentându-l algele care cauzează înfloriri algale toxice.

f) *Modificări climatice globale*, dintre care impactul cel mai mare îl are creșterea temperaturii, care poate duce la creșterea nivelului oceanului,

produce schimbări de salinitate și modifica curenții oceanici. Creșterea radiației ultraviolete, din cauza subțierii păturii de ozon, poate avea efecte toxice directe, afectând în principal producția primară.

12.5 EVOLUȚIA PERCEPȚIEI UMANE ASUPRA OCEANULUI PLANETAR

Până la începutul deceniului al șaptelea, mările și oceanele au fost considerate o sursă nelimitată de resurse, ceea ce a dus la supraexploatarea resursei piscicole și la dispariția sau restrângerea drastică a efectivelor a numeroase specii de pești, mamifere și păsări marine. S-a considerat de asemenea că mările și oceanele au o capacitate nelimitată de prelucrare și stocare a deșeurilor rezultate din activitățile umane. Influența activităților umane era considerată minimă, incapabilă să afecteze și să modifice structura și funcțiile Oceanului Planetar. Aceste concepte nu mai sunt de actualitate, deoarece modificările induse de activitățile umane sunt ușor perceptibile, iar viteza cu care se degradează o serie întreagă de resurse biologice marine este extrem de mare. În prezent, impactul activităților umane pare a fi limitat la zonele de coastă, dar odată cu extinderea acestora dincolo de platforma continentală vor fi supuse unor presiuni din ce în ce mai ridicate și zonele pelagiale (Gray, 1997).

Majoritatea oamenilor sunt familiarizați cu diversitatea ecosistemelor terestre, dar mult mai puțini au o percepție similară asupra sistemelor ecologice marine. O mare parte din aceste sisteme ecologice nu sunt direct accesibile oamenilor și sunt cunoscute doar din fotografii sau filme. Conservarea mediului marin este mult mai puțin avansată decât cea a sistemelor ecologice terestre, în principal din cauza următoarelor cauze:

- speciile și biocenozele marine sunt în general greu de studiat, nu sunt delimitate spațial strict și sunt accesibile doar unui număr redus de oameni;
- nivelul de cunoștințe este mai scăzut comparativ cu speciile și sistemele ecologice terestre;
- nu există date suficiente pentru a înțelege dinamica acestor sisteme mari și a propune măsuri eficiente de conservare.

12.6 CARACTERISTICILE SISTEMELOR ECOLOGICE MARINE

Modul în care activitățile umane afectează o anumită zonă a Oceanului Planetar depinde de capacitatea acestuia de a dilua, dispersa sau asimila poluanții sau alți factori nocivi (European Environment Agency, 1995). Caracteristicile care determină această capacitate sunt:

- circulația apei;
- amploarea și direcția curenților orizontali și verticali;
- timpul de retenție al volumului de apă (în cazul mărilor închise și semi-închise);
- diversitatea geologică a zonei benthale.

STAREA CRITICĂ A MĂRII ARAL

Marea Aral este o mare închisă în care se varsă două fluvii: Amu Darya și Sir Darya. Marea Aral colecta apa (aproximativ 50 km³ de apă dulce pe an) de pe o suprafață de aproximativ 1,8 milioane de km², cu o populație de peste 34 de milioane de locuitori, din care peste 3 milioane trăiau în imediata apropiere a malurilor. Dezvoltarea intensivă a irigațiilor în zonă a făcut ca tot mai multă apă din cele două fluvii să fie reținută în acest scop. În 1995, cantitatea de apă furnizată de aceste două fluvii nu a depășit 3 km³. Datorită suprafeței întinse, a adâncimii scăzute și a temperaturilor ridicate din zonă, evaporația este foarte intensă, ceea ce a dus la scăderea nivelului mării și implicit la creșterea salinității și micșorarea suprafeței.

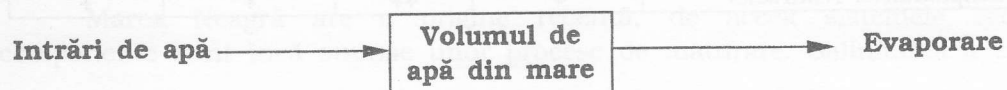
Anul	Adâncimea medie (m)	Suprafața (km ²)	Volumul (km ³)	Salinitatea (g/l)
1960	53.3	67.9	1090	10.0
1965	52.5	63.9	1030	10.5
1970	51.6	60.4	970	11.1
1975	49.4	57.2	840	13.7
1980	46.2	52.5	670	16.5
1985	42.0	44.4	470	23.5
1990	39.0	38.0	300	29.0
1994	34.0	30.0	...	34.0

Principalele modificări fizico-chimice ale Mării Aral (adaptat după Golubev, 1996).

În prezent, malul mării s-a retras în unele zone cu până la 70 de km, delta fluviului Amu Darya a dispărut împreună cu cele peste 50 de lacuri care o alcătuiau. Zonele umede asociate mării s-au redus de la 550.000 ha la mai puțin de 20.000 ha. De pe fostul fund de mare, acum transformat într-un deșert sărat, sunt ridicate în atmosferă anual peste 74 milioane tone de praf și sare care duc la sărăturarea solurilor de pe suprafețe întinse. Modificări severe s-au produs și la nivelul climatului regional care a devenit mai continental, cu veri scurte și fierbinți și ierni lungi și uscate.

Zonele de *ocean deschis*, datorită suprafețelor vaste, a adâncimilor mari și a circulației eficiente a apei sunt încă puțin afectate de activitățile umane comparativ cu zonele de coastă și cu mările închise și semi-inchise. Mările mici, puțin adânci, se împart în două categorii: *mări închise* care sunt complet înconjurată de uscat și mări care realizează schimburi intense de apă cu oceanele.

i. Caracteristica dominantă a *mărilor închise* depinde de **bilanțul schimburilor de apă dulce**. Aceasta pătrunde în mare prin precipitații sau prin apele de suprafață sau freatice din ecosistemele terestre, iar o parte se pierde prin evaporare.



a. În cazul în care rata evaporării depășește intrările de apă, apele de suprafață capătă o densitate mai mare și se scufundă, determinând un amestec important pe verticală. Astfel, oxigenul dizolvat din atmosferă sau rezultat în urma fotosintezei devine disponibil pentru zonele abisale. În această categorie intră Marea Mediterană.

b. În cazul în care intrările de apă depășesc evaporarea, apa de suprafață, îndulcită și cu densitate mai mică, nu se mai scufundă, ducând la o stratificare pe verticală. Când o asemenea mare este izolată de ocean, straturile profunde suferă un deficit de oxigen (hipoxie), care poate ajunge până la dispariția acestuia (anoxie). Lipsa oxigenului limitează foarte mult numărul organismelor vii care pot supraviețui la adâncime. În această categorie intră Marea Neagră, și parțial Marea Caspică și Marea Baltică.

ii. O altă caracteristică importantă a mărilor închise și semi-închise este **timpul de retenție**. Acesta are o influență majoră asupra modului în care poluanții sunt reținuți sau se acumulează în sistem. De exemplu, timpul de retenție variază între 0,1-3,9 ani în Marea Nordului, 30 de ani în Marea Baltică, aproximativ 80 de ani în Marea Mediterană și până la 140 de ani în Marea Neagră. Marea Caspică, fiind complet izolată, reține în totalitate poluanții (European Environment Agency, 1995).

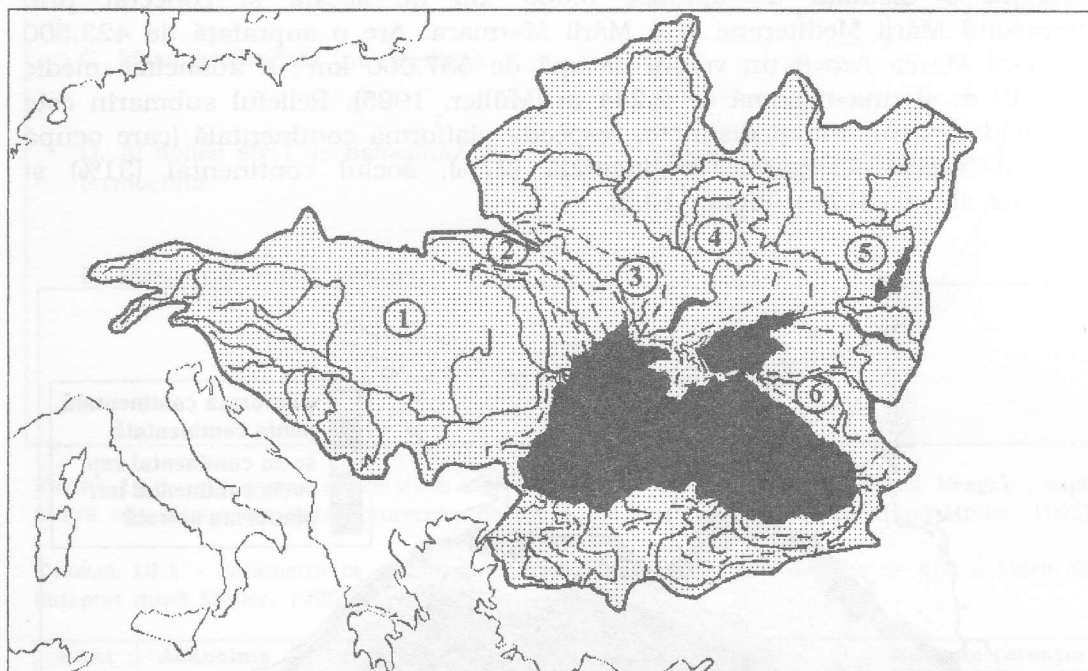
iii. Calitatea mediului și starea unei mări mai este influențată și de **cantitatea poluanților care pătrund în ea precum și de degradabilitatea, persistența și toxicitatea acestora față de organismele acvatice**. Cantitatea totală de poluanți care pătrund în mare depinde de: mărimea populației umane, de gradul de industrializare și de nivelul de tratare și decontaminare din întregul bazin hidrografic. Astfel, Marea Neagră și Marea de Azov au cel mai mare bazin de captare cu cea mai mare populație comparativ cu alte mări din Europă, ceea ce determină o contaminare mult sporită (Tabelul 12.3).

TABELUL 12.3 - Importanța relativă a diferitelor activități antropice în principalele mări Europene. Unde ++ indică o situație foarte gravă, + o situație gravă iar 0 absența oricărei probleme (adaptat după European Environment Agency, 1995).

Tipul impactului antropic	Marea Mediterană	Marea Neagră	Marea Caspică	Marea Baltică
1. Lipsa unui management eficient în bazinul de captare	+	++	++	+
2. Poluarea în zona de coastă	++	++	+	++
3. Eutrofizarea	+	++	+	++
4. Extracția de petrol în larg	0	+	+	0
5. Introducerea de specii exotice	+	++	+	0
6. Supraexploatarea resurselor	+	++	+	+

13. STUDIU DE CAZ - MAREA NEAGRĂ

Marea Neagră prezintă un interes deosebit întrucât are o serie de caracteristici care îi conferă un caracter unic. Astfel, este marea cu cel mai mare volum de apă anoxic (peste 90% din volum). Apa este puternic stratificată pe verticală în raport cu temperatura și salinitatea, gradientii chimici și fizici variind atât în spațiu (pe verticală și orizontală) cât și în timp. Are un bazin de drenaj de 2.405.000 km², de aproape șase ori suprafața proprie, ce acoperă 16 state (Figura 13.1). Aproape un sfert din suprafața sa, reprezentată de platforma continentală de NV, are o adâncime mai mică de 200 m și este grav afectată de activitățile umane.



Râu/fluviu	Bazin hidrografic (10 ³ km ²)	Debit mediu (km ³ /an)	Lungime (km)
1. Dunărea	817	205	2850
2. Nistru	72	10	1350
3. Bug	65	3	860
4. Nipru	558	53	2270
5. Don	422	38	1870
6. Kuban	58	13	870

FIGURA 13.1 - Bazinul de drenaj al Mării Negre și caracteristicile principalelor râuri și fluvii care se varsă în ea (adaptat după UNDP, 1997).

Marea Neagră are o origine recentă, de aceea sistemele ecologice componente sunt încă supuse unor procese de maturare. Salinitatea a crescut

în ultimii 6-8000 de ani, inițial apa fiind dulce, iar compoziția minerală a atins echilibrul abia acum aproximativ 1000 ani.

Aceste caracteristici specifice precum și presiunea antropică extrem de mare fac ca Marea Neagră să treacă în prezent printr-o serie de modificări majore, care pun în pericol existența unor întregi categorii de sisteme ecologice componente (Gomoiu, 1996).

13.1 CARACTERIZARE GENERALĂ

Marea Neagră este un bazin periferic secundar al Oceanului Atlantic, situat la o distanță de aproape 3.000 km de acesta și conectat prin intermediul Mării Mediterane și a Mării Marmara. Are o suprafață de 423.500 km² (fără Marea Azov), un volum de apă de 537.000 km³, o adâncime medie de 1.240 m și una maximă de 2.244 m (Müller, 1995). Relieful submarin este alcătuit din patru unități distincte, respectiv platforma continentală (care ocupă 30% din suprafață), panta continentală (27%), soclul continental (31%) și platforma abisală (12%) (Figura 13.2).

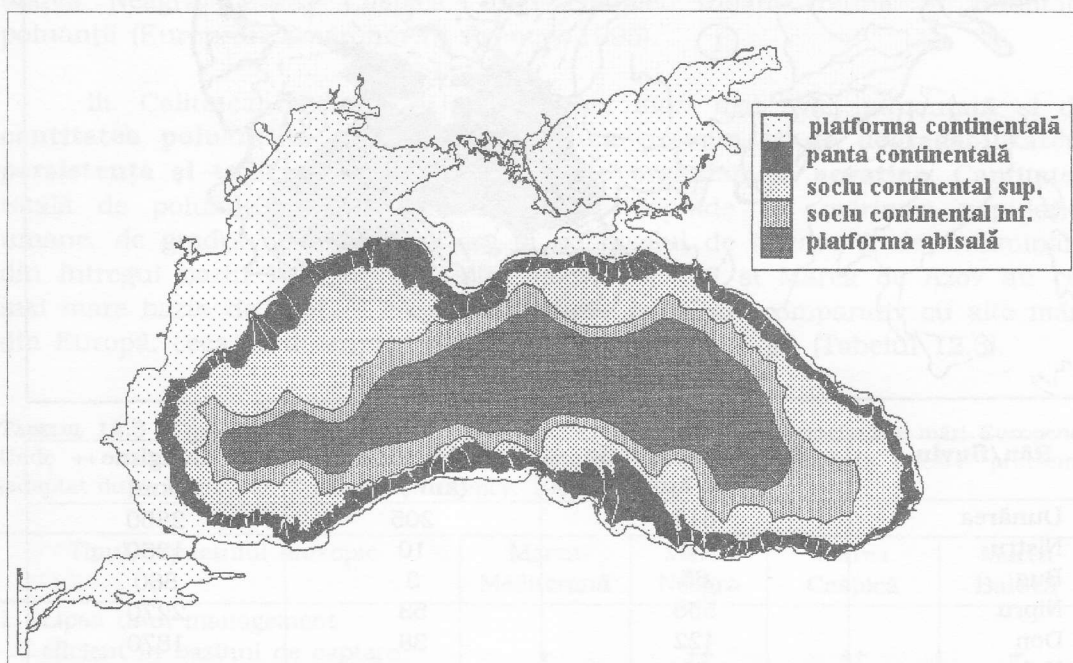


FIGURA 13.2 - Repartiția principalelor forme de relief din bazinul Mării Negre (adaptat după UNDP, 1997).

Echilibrul salin actual al Mării Negre este rezultatul unui proces îndelungat de schimburi de ape prin strâmtorile Bosfor și Dardanele, precum și al regimului hidrologic care intervine în stabilirea bilanțului hidric general al bazinului. Principalii factori care contribuie la menținerea haloclinei și deci la

izolarea accentuată a maselor de apă aflate la o adâncime sub 150-200 m sunt constanța temperaturii și a salinității din masa profundală (Müller, 1995). Reînnoirea apelor profundale se petrece atât de lent, încât absența unui flux de oxigen capabil să asigure condiții aerobe de mineralizare a transformat întreaga masă profundală într-un uriaș reactor dominat de procese anaerobe (Figura 13.3 ; Tabelul 13.1).

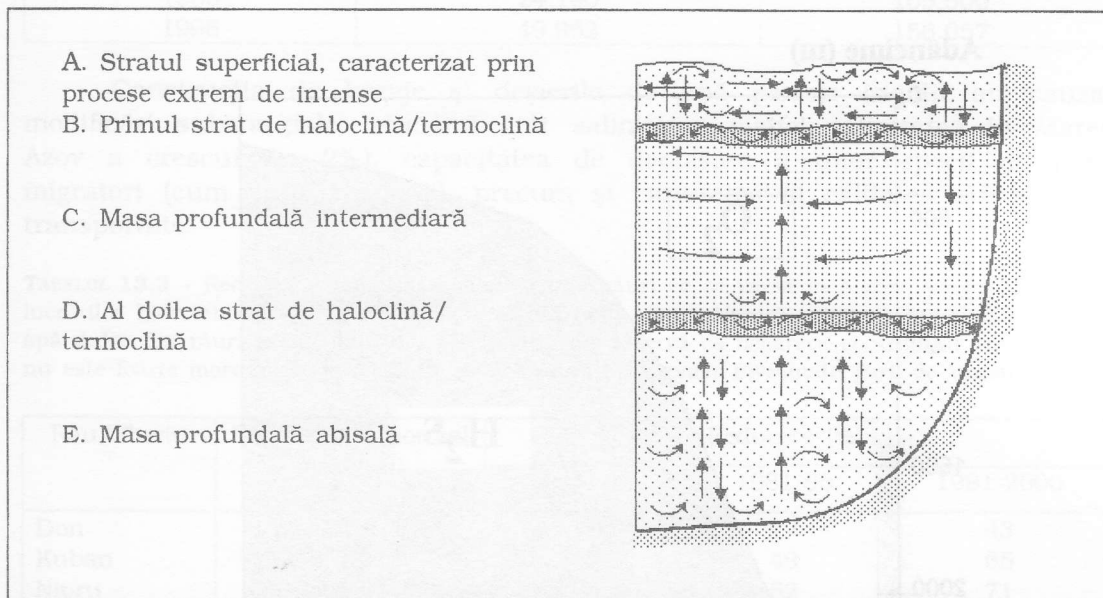


FIGURA 13.3 - Diagrama schematică a stratificării coloanei de apă din Marea Neagră ; săgețile indică sensul și intensitatea proceselor de schimb și amestecare (modificat după Müller, 1995).

TABELUL 13.1 - Parametrii ce caracterizează diferitele straturi din coloana de apă a Mării Negre (adaptat după Müller, 1995).

Strat	Adâncime (m)	Temperatură (°C)	Salinitate (%)	H ₂ S (mg/l)	Timp de retenție (ani)
A.	150-200	0-25	15-19	0	20
B.	250	8,2	21,2-21,6	0,4-1,0	6-700
C.	1000	8,7-9,0	22,3	8	1100
D.	1200	9	22,3	9	...
E.	2200	9	22,3	12	1900-2200

Viața în Marea Neagră este dominată de *processe anaerobe* ce generează hidrogen sulfurat (H₂S), realizate de un număr redus de specii bacteriene care domină în 90% din volumul său. Biomasa lor este surprinzător de constantă, în jurul a 40 mg/m³, atât în spațiu (coloana de apă între 2100-200 m) cât și în timp. Biomasa bacteriană totală din zonele anoxice se ridică la 18 milioane de tone. Se estimează că apele Mării Negre conțin aproximativ 2,5-3 milioane de tone de hidrogen sulfurat. Condițiile anoxice au apărut acum aproximativ 7500 de ani, la puțin timp după formarea mării actuale și au progresat rapid,

astfel încât după doar 2000 de ani, aproximativ jumătate din masa apei devenise anoxică (Figura 13.4).

Zona cu cea mai mare productivitate biologică include porțiunile din NV și NE ale bazinului, inclusiv Marea Azov. Aceasta deoarece aceste zone primesc un aport sporit de nutrienți de la râurile care se varsă și sunt supuse unei amestecări pe verticală, datorită adâncimii reduse, de sub 200 m.

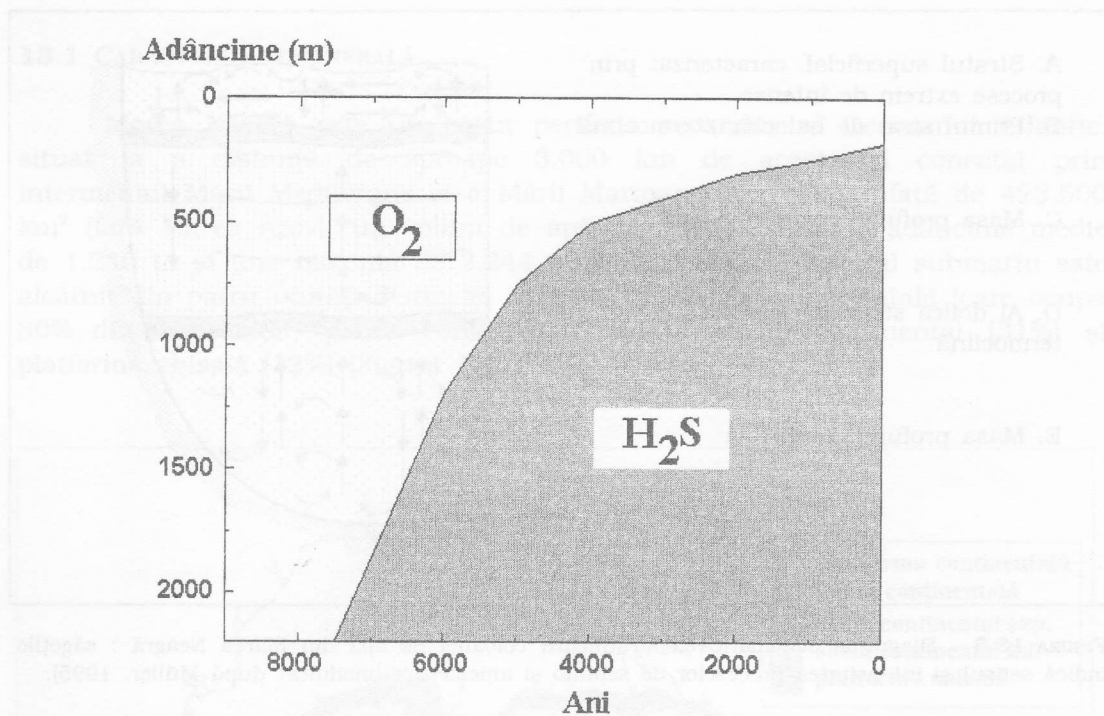


FIGURA 13.4 - Evoluția în ultimele mii de ani a adâncimii interfeței O₂/H₂S din bazinul Mării Negre (după Müller, 1995).

Din cele aproximativ 145 de specii de pești din Marea Neagră, 120 (respectiv 83%) au pătruns din Marea Mediterană și doar 25 (17%) sunt specii relict. Mai sunt prezente trei specii de delfini și două de foci. Din cele aproximativ 1500 de nevertebrate (excluzând cele aproximativ 712 specii de protozoare), doar aproximativ 100 (6,6%) sunt relict, 1200 (80%) au venit din Marea Mediterană iar restul de 200 de specii (13,4%) sunt originare din ape dulci.

Marea Neagră este grav afectată în prezent de activitățile umane. *Activitățile antropice* cu impactul cel mai ridicat sunt: suprapescuitul, transportul maritim nerestricțiv (Tabelul 13.2), reducerea volumului de apă dulce adusă de râuri (Tabelul 13.3), exploatarea de petrol și gaze naturale de pe platforma continentală și deversarea directă a deșeurilor în mare. Poluarea accentuată a sistemelor ecologice terestre din regiune duce la deversări sporite

de poluanți în mare, ce sunt fie transportați de râuri fie ajung din atmosferă (depuneri atmosferice umede sau uscate).

TABELUL 13.2 - Evoluția în timp a transportului maritim în Marea Neagră.

Anul	Număr nave	Tonaj net
1938	4.500	7.500
1985	24.100	105.500
1996	49.952	156.057

Construcția de baraje și devierile de apă pentru irigații au cauzat modificări substanțiale, afectând atât salinitatea (astfel salinitatea în Marea Azov a crescut cu 2%), capacitatea de deplasare a unor specii de pești migratori (cum sunt sturionii), precum și cantitatea și calitatea suspensiilor transportate.

TABELUL 13.3 - Reducerea debitului anual al unor râuri ce se varsă în Marea Neagră din cauza lucrărilor hidrotehnice care deviază o parte din apă. Marea Neagră primește anual 320 km³ de apă dulce din râuri și 230 km³ din precipitații. Se observă că deoarece contribuția acestor râuri nu este foarte mare, efectele resimțite sunt localizate în zonele învecinate gurii de vărsare.

Râu/Fluviu	Debit anual normal (km ³ /an)	Reducere (%)		
		1971-75	1981-85	1991-2000
Don	37,9	19	27	43
Kuban	13	39	49	65
Nipru	53	24	52	71
Nistru	10	20	40	62

Una din cauzele *impactului antropic sporit* este și creșterea populației umane din zonă, în special a celei care locuiește în regiunile costiere (Figura 13.5).

13.2 EUTROFIZAREA

Marea Neagră era considerată în anii '60 ca una dintre cele mai productive mări, cu o faună pelagică abundentă, cu largi întinderi acoperite cu alge roșii și cu populații extrem de numeroase de moluște filtratoare, un loc ideal de hrănire și reproducere pentru unele specii de pești migratori din Mediterană. Toate acestea se datorau procesului natural de eutrofizare datorat aportului permanent de nutrienți aduși de râuri.

În ultimii 30 de ani a avut loc o *creștere enormă a cantității de nutrienți* transportați în Marea Neagră, care este în prezent într-un stadiu avansat de eutrofizare. Doar Dunărea aduce anual aproximativ 60.000 tone de fosfor, de patru ori mai mult decât ajunge în Marea Baltică. Aproximativ 340.000 tone de azot sunt de asemenea aduse de Dunăre, mai mult decât dublu față de cantitatea transportată de Rin. Principalele cauze ale aportului sporit de nutrienți sunt sporirea activităților industriale, agricultura intensivă

și utilizarea pe scară tot mai largă a detergenților pe bază de fosfați. Deversările medii anuale în zona Mării Negre la începutul deceniului nouă pe țări este prezentată în Figura 13.6. Se poate observa cota importantă adusă de apele internaționale, din afara țărilor riverane.

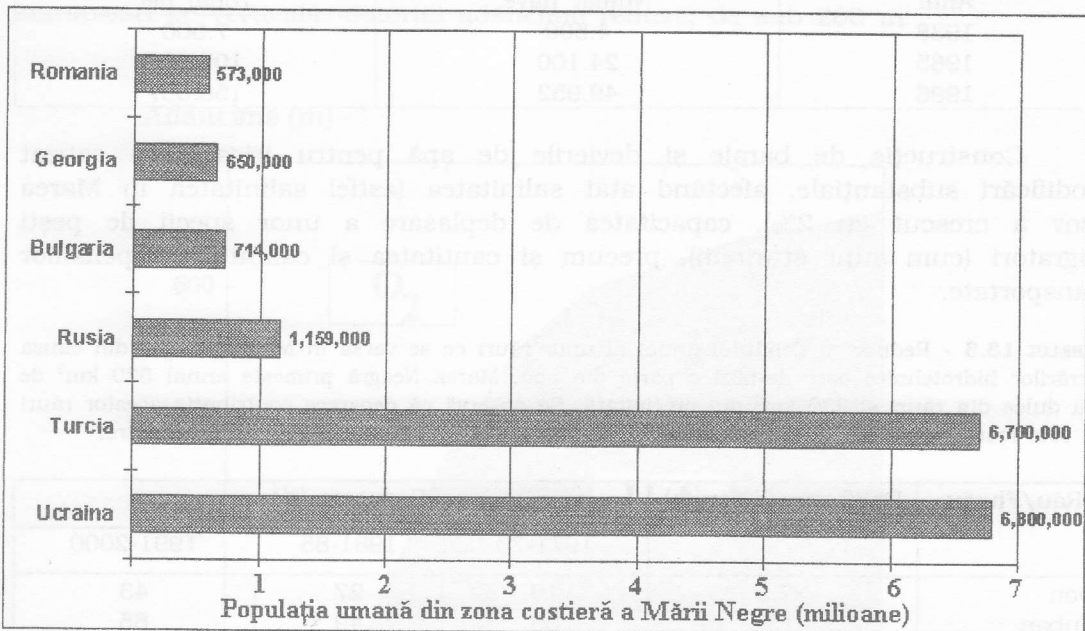


FIGURA 13.5 - Populația umană din zonele costiere în țările riverane Mării Negre (adaptat după UNDP, 1997).

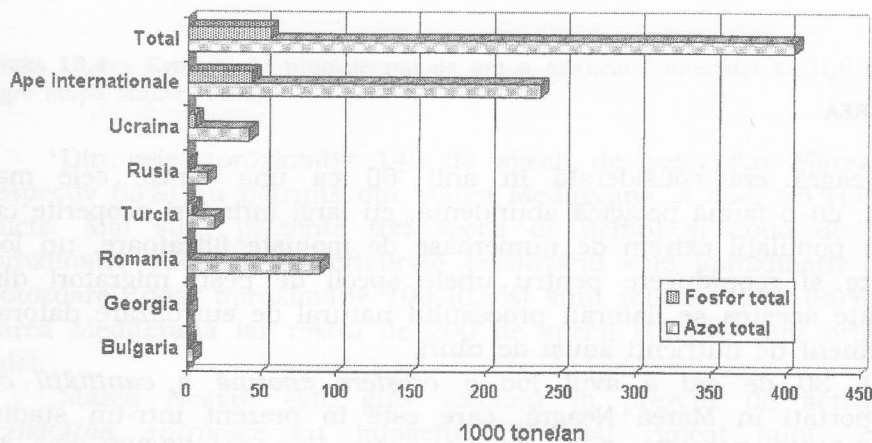


FIGURA 13.6 - Aportul anual de azot și fosfor al diferitelor țări riverane din bazinul Mării Negre (adaptat după UNDP, 1997).

Căile prin care ajung în mare nutrienții sunt variate. Se observă din Figura 13.7 că aproximativ o cincime din cantitatea totală de azot și o zecime din cea de fosfor provin din depuneri atmosferice, surse foarte greu de controlat.

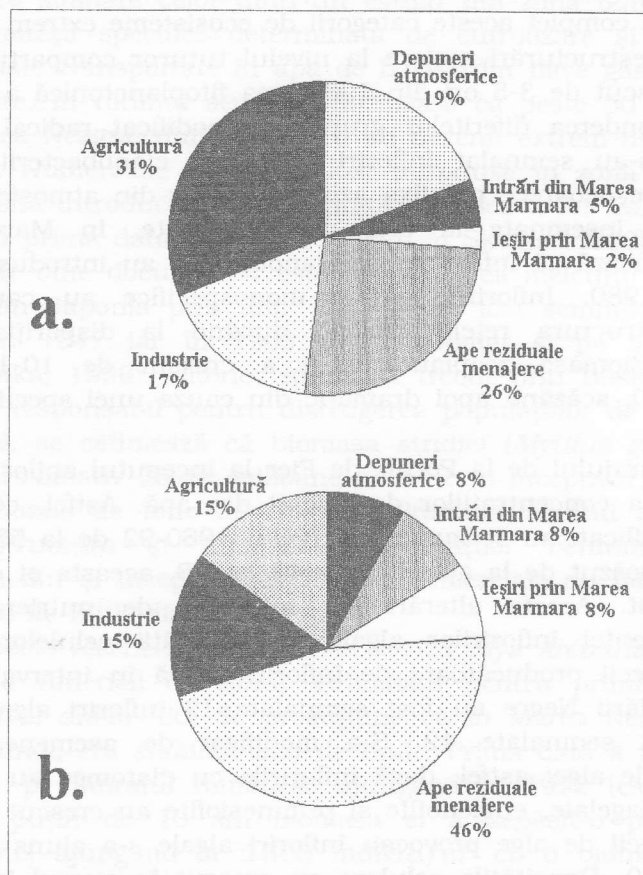


FIGURA 13.7 - Principalele surse de nutrienți, azot (a) și fosfor (b) în Marea Neagră (European Environment Agency, 1995).

O consecință imediată a aportului sporit de nutrienți a fost intensificarea înfloririlor algale, în special în zona de NV cu adâncime mică, unde nutrienții sunt ușor reciclabili. Soarta nutrienților în zona pelagică, unde zona oxică/anoxică izolează destul de bine masele de apă, este mai puțin cunoscută. Inițial aceste înfloriri algale au fost benefice pentru rețeaua trofică marină, dar efectele lor pe termen lung au fost devastatoare. Principalele efecte ale eutrofizării sunt:

- O îngustare la nivelul întregului bazin al Mării Negre a *zonei eufotice*. Chiar și în zona centrală a mării transparența Secchi a scăzut de la 50-60 m în anii '60 la aproximativ 35 m în prezent. Scăderea transparenței și aportul sporit de sedimente fine au dus la reducerea masivă a câmpurilor de macrofite, o componentă majoră a biodiversității sistemului și o resursă economică

importantă. Astfel, în zona de NV au mai rămas doar aproximativ 3% din din biomasa inițială de *Phyllophora*, pe o suprafață de aproximativ 500 km², reprezentând doar 5% din suprafața inițială. S-a estimat că un m² de zonă de fund acoperită de *Cystoseira* sau *Phyllophora*, adăpostesc între 500.000 și 1.200.000 de animale, cu o biomasă variind între 1,2-2,8 kg. Au fost astfel eliminate aproape complet aceste categorii de ecosisteme extrem de complexe.

- Au avut loc restructurări majore la nivelul tuturor compartimentelor: masa microbiană a crescut de 3-5 ori din 1960, cea fitoplanctonică a crescut de 10-20 de ori iar ponderea diferitelor grupe s-a modificat radical. Pentru prima dată, în 1992, s-au semnalat înfloriri algale cu cianobacterii. Acestea sunt deosebit de nocive deoarece pot fixa azot molecular din atmosferă și pot astfel adăuga cantități însemnate la cele deja existente. În Marea Baltică, de exemplu, se estimează că înfloririle cu cianobacterii au introdus o cantitate de 130.000 t în 1980. Înfloririle algale monospecifice au cauzat modificări importante în structura rețelei trofice, ducând la dispariția unor întregi compartimente. Biomasa zooplanctonului a crescut de 10-100 de ori în intervalul 1960-80, scăzând apoi dramatic din cauza unei specii nou introduse de meduză.
- Construcția barajului de la Porțile de Fier la începutul anilor '70 a dus la o scădere drastică a concentrațiilor de silicați din apă. Astfel, concentrațiile pe timpul iernii de silicați au scăzut în intervalul 1960-92 de la 55 μM la 20 μM. Raportul Si:N a scăzut de la aproximativ 42 la 2,8, aceasta și datorită sporirii intrărilor de azot. Aceste alterări ale intrărilor de nutrienți au dus la modificarea frecvenței înfloririlor algale, a densității celulelor precum și a numărului de specii producătoare de înfloriri. Dacă în intervalul 1960-70 în zona de NV a Mării Negre au fost semnalate 12 înfloriri algale, în deceniul 1980-90 au fost semnalate 42. S-a modificat de asemenea și ponderea diferitelor specii de alge: astfel, dacă înfloririle cu diatomee au crescut de 2,5 ori, cele cu dinoflagelate, euglenofite și primnesiofite au crescut de 6 ori. Dacă inițial doar 4 specii de alge provocau înfloriri algale s-a ajuns la 15 specii la sfârșitul anilor '80. Densitățile celulare au crescut în cursul înfloririlor de la 50 milioane de celule/l la peste un miliard de celule/l (Humborg și colab., 1997).
- A crescut drastic abundența meduzei *Aurelia aurita*, de la aproximativ un milion de tone în anii '60, la 300-500 de milioane de tone în anii '80. Trebuie menționat că din punct de vedere ecologic, meduzele, specii răpitoare, nu sunt practic consumate de alte organisme și duc la reducerea drastică a fluxului de energie și materie accesibil pentru nivelurile trofice superioare.
- Peste 95% din porțiunea de NV a Mării Negre și Marea Azov în totalitate sunt afectate de hipoxie și de formarea ocazională a unui strat bental anoxic bogat în H₂S, ce elimină de pe mari suprafețe comunitățile benthale. Pe coasta românească a Mării Negre, un singur moment de anoxie în 1991 a eliminat aproape jumătate din peștii bentonici.
- Ihtiofauna a fost grav afectată de modificările survenite. Astfel, din cele 26 de specii de pești cu valoare comercială pescuiți în anii '60, doar 5 specii mai sunt în cantități suficient de mari pentru a mai putea fi exploatate.

13.3 INTRODUCEREA DE SPECII NOI

Datorită productivității primare ridicate, atât înainte cât și după eutrofizarea antropică, precum și salinității scăzute, Marea Neagră prezintă condiții ecologice similare celor dintr-un estuar din zona temperată. Odată cu reducerea diversității specifice determinată de eutrofizare și poluare, speciile exotice oportuniste transportate în apa de balast din nave găsesc condiții bune pentru dezvoltare. În ultimul secol se estimează că peste 30 de specii noi au pătruns în Marea Neagră, dintre care 10 au devenit extrem de comune și sunt larg răspândite. Numeroase specii au fost introduse în zona de NV și vest a Mării Negre. Prima introducere documentată este cea a lui *Balanus improvisus*, semnalat pentru prima dată în 1844 (Gomoiu și Skolka, 1996).

Un alt caz bine documentat este introducerea melcului prădător *Rapana venosa*, adus din Japonia prin anii 1930-40. A fost semnalat prima dată pe coasta URSS în 1947 iar în 1963 este semnalat și pe litoralul românesc (Gomoiu și Skolka, 1996). Ulterior melcul a trecut prin Bosfor în Mediterană. Este considerat responsabil pentru distrugerea populațiilor de scoici, în special de stridii. Astfel, se estimează că biomasa stridiei (*Mytilus galloprovincialis*) a scăzut de la aproximativ 25 de milioane de tone la începutul anilor '60 la mai puțin de 7 milioane de tone în anii '80. Prezența acestui melc a afectat și alterat grav structura și funcțiile comunităților bentonice. Deteriorarea condițiilor de mediu și începerea exploatarei comerciale au făcut ca în prezent efectivele sale să fie mult diminuate.

O altă specie recent introdusă este scoica *Mya arenaria*, originară de pe coasta de est a Americii de Nord, semnalată pentru prima dată în Marea Neagră la sfârșitul anilor '60. Se presupune că în Marea Neagră a ajuns din Marea Baltică, unde era stabilită mai de mult. Prima dată a fost semnalată în 1966 la Odesa, pe litoralul românesc ajungând în 1972 (Gomoiu și Skolka, 1996). În mai puțin de 10 ani biomasa ei a depășit-o pe cea a tuturor celorlalte moluște, ajungând la 5.300 indivizi/m² cu o biomasă uscată de 3 kg/m². La sfârșitul anilor '80 degradarea continuă a condițiilor de mediu au dus la scăderea densității la 400 indivizi/m² cu o biomasă de 260 g greutate uscată/m².

Cea mai recentă specie introdusă, care a avut un impact imens, este meduza *Mnemiopsis leidyi*, semnalată pentru prima dată în 1982. Aceasta are un spectru trofic extrem de larg, consumând atât icrele și larvele de pești, cât și crustacei și alte organisme care reprezintă hrana peștilor. Astfel, ea acționează atât ca prădător asupra peștilor cât și ca competitor. La scurt timp după apariție s-a răspândit pretutindeni în Marea Neagră iar biomasa sa a depășit 1 kg/m² în largul mării și 5 kg/m² în apele de coastă. Abundența s-a menținut ridicată până în 1991-92 când s-a atins un maxim, în unele zone de coastă biomasa atingând 10-12 kg/m². La nivelul întregii mări biomasa ei s-a apropiat de un miliard de tone, cantitate egală cu producția mondială anuală de pește oceanic, dar în ultimii ani biomasa ei a scăzut de 4-6 ori. La fel ca și pentru meduza autohtonă *Aurelia aurita*, nu există practic dușmani naturali ai

acestei meduze, ceea ce face ca ea să reprezinte un canal prin care energia se scurge din sistemele ecologice spre zonele profunde.

Speciile nou introduse, capabile de competiție cu speciile autohtone au avut un impact devastator asupra sistemelor ecologice marine. Numeroase specii au dispărut iar la altele efectivele s-au redus drastic. În ultimii 30 de ani, Marea Neagră s-a transformat dintr-un sistem ecologic cu o mare diversitate, cu o productivitate biologică mare ce asigură un pescuit extrem de profitabil, într-un sistem hipertrof, unde numeroase specii au dispărut iar altele s-au redus numeric. Condițiile anoxice exacerbate au cauzat dispariția a numeroase comunități bentale. Astfel, diversitatea macrobentosului de la adâncimi cuprinse între 50-120 m a scăzut de 3-5 ori. De-a lungul coastelor românești, din 79 de specii bentale inventariate în anii '60 doar 16 mai sunt prezente.

13.4 SUPRAPESCUITUL

Marea Neagră a fost tradițional o zonă bogată de pescuit. Peste două milioane de oameni, pescari și familiile lor, depindeau de această resursă. Cantitatea anuală pescuită a crescut de la aproximativ 86.000 tone în anii '30 la aproape 1.000.000 tone la jumătatea anilor '80, scăzând apoi la 100.000 tone în 1992. Aceasta s-a datorat supradimensionării flotelor de pescuit ale țărilor riverane și perfecționării tehnicilor de pescuit. De exemplu, flota de pescuit din Marea Neagră a Turciei a crescut de la 68.000 tone în 1976 la 340.000 tone în 1984, ajungând să furnizeze 80% din cererea națională de pește.

Printre speciile de pești cele mai afectate de suprapescuit se numără sturionii. Tradițional ei erau abundenți în zonele de coastă și urcau apoi pe marile fluvii și râuri pentru a se reproduce (Figura 13.8). Degradarea condițiilor de mediu, dispariția faunei bentonice de pe suprafețe mari precum și construcția de baraje care au limitat accesul lor pe râuri și au redus succesul reproducerii, au dus la scăderea dramatică a cantităților pescuite (Figura 13.9).

Cele trei specii de delfini au fost și ele intens vâdate. În 1966 trei țări riverane (URSS, România și Bulgaria) au stopat vânătoarea, nu însă și Turcia care a continuat să vâneze până în 1982 (Figura 13.10). Prohibiția unilaterală a vânătorii nu a dus la refacerea stocurilor, pescuitul lor fiind stopat doar după ce capturile au scăzut foarte mult. Astfel, efectivele de delfini au scăzut de la aproximativ un milion de exemplare la mai puțin de 100.000 (Gomoiu, 1990).

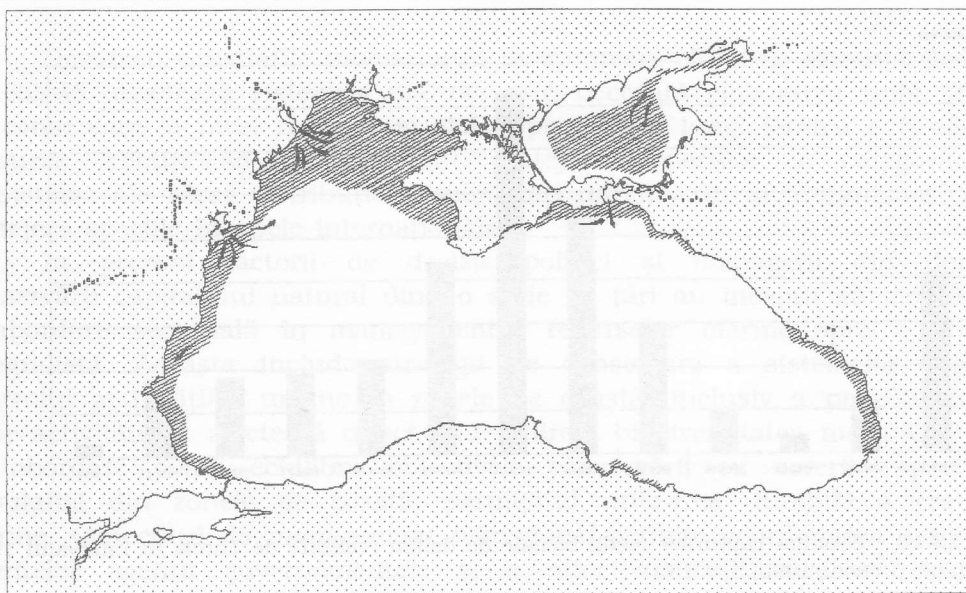


FIGURA 13.8 - Zonele tradiționale de hrănire (reprezentat prin hașuri) și reproducere (reprezentate prin puncte) ale sturionilor în bazinul Mării Negre (după UNDP, 1997).

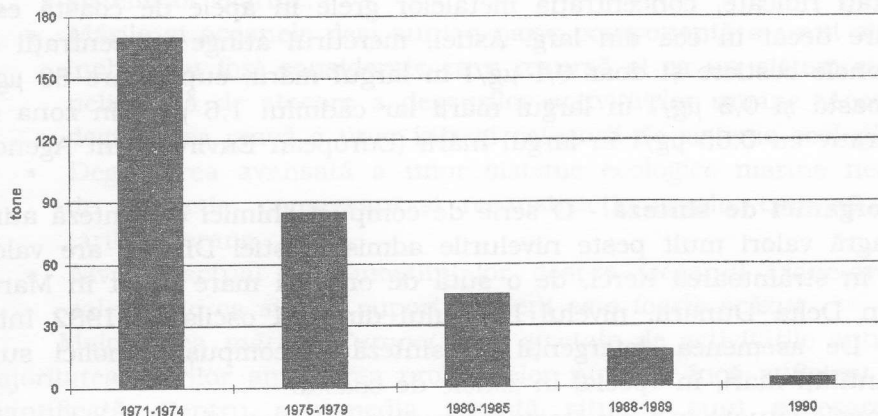


FIGURA 13.9 - Evoluția capturilor de sturioni în Marea Neagră în intervalul 1970-1990 (după Leppakoski și Mihnea, 1996).

13.5 POLUAREA CHIMICĂ

Marea Neagră este intens poluată, timpul îndelungat de retenție ducând la acumularea și creșterea rapidă a concentrației multor agenți poluanți greu degradabili sau nedegradabili. Poluarea cea mai intensă este cu metale grele, compuși organici de sinteză și reziduuri petroliere.

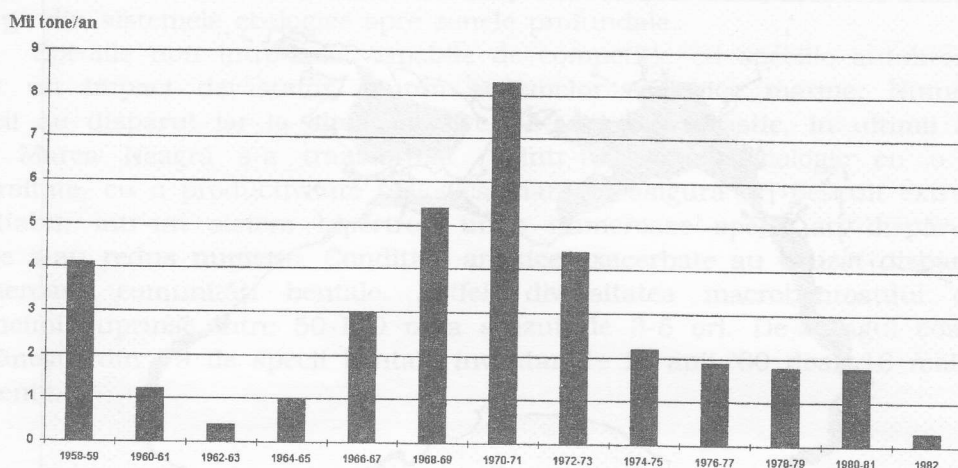


FIGURA 13.10 - Evoluția capturilor medii bienale de delfini realizate de Turcia în intervalul 1958-1982 (după Gomoiu, 1990).

- **Metale grele** - Conform Declarației de la București din 1989, Dunărea transportă anual în Marea Neagră aproximativ 1000 t crom, 900 t de cupru, 60 t de mercur, 4500 t de plumb și 6000 t de zinc (Mee, 1992). Din cauza acestor cantități ridicate, concentrația metalelor grele în apele de coastă este mult mai mare decât în cea din larg. Astfel, mercurul atinge concentrații de 2,6 $\mu\text{g/l}$ în zonele costiere și doar 0,1 $\mu\text{g/l}$ în largul mării, cuprul are 83 $\mu\text{g/l}$ în zona de coastă și 0,5 $\mu\text{g/l}$ în largul mării iar cadmiul 1,6 $\mu\text{g/l}$ în zona de coastă comparativ cu 0,05 $\mu\text{g/l}$ în largul mării (European Environment Agency, 1995).

- **Compuși organici de sinteză** - O serie de compuși chimici de sinteză ating în Marea Neagră valori mult peste nivelurile admise. Astfel DDT-ul are valori de 8-20 ng/l în strâmtoarea Kerçi, de o sută de ori mai mare decât în Marea Mediterană. În Delta Dunării, nivelul DDT-ului din apă oscila în 1982 între 32-486 ng/l. De asemenea detergenții de sinteză și compușii fenolici sunt prezenți în cantități mari, în special în zonele de coastă.

- **Petrol** - Zonele situate în vecinătatea porturilor sau a gurilor de vărsare ale râurilor în mare sunt intens poluate cu petrol. Sondele de extracție de petrol și gaze naturale din zona de coastă a României și Bulgariei sunt un serios motiv de îngrijorare. Dunărea transportă anual 50.000 tone petrol în Marea Neagră. În zona portului Sevastopol, cel mai mare port al Mării Negre, apa are o concentrație medie de petrol de 5 mg/l, de peste 100 de ori concentrația permisă de către standardele Rusiei. Chiar în largul mării concentrația de 0,1 mg/l depășește cu mult standardele internaționale și de o sută de ori mai mare decât cea din Marea Nordului (European Environment Agency, 1995).

13.6 MANAGEMENTUL SISTEMELOR MARINE

Deoarece activitățile umane, atât în apropiere cât și la distanță de zonele de coastă, afectează sistemele marine, este necesară elaborarea unor strategii de conservare la nivel regional și global pe termen lung. Pentru a fi eficiente, măsurile trebuie să permită atât protejarea speciilor și categoriilor de ecosisteme ale căror distribuție acoperă țări diferite, cât și mecanisme care să protejeze speciile în apele internaționale.

În prezent factorii de decizie politici și managerii din domeniul conservării capitalului natural dintr-o serie de țări au început să treacă de la o abordare sectorială în managementul resurselor marine spre o abordare integralistă. Aceasta include strategii de conservare a sistemelor ecologice, controlul activităților umane în zonele de coastă, inclusiv a pescuitului și a altor activități ce afectează direct sau indirect biodiversitatea marină. O astfel de abordare poate echilibra obiectivele conservării cu cererile sporite ale populației din zonele de coastă, permițând utilizarea durabilă a resurselor marine. Conceptul de *management bioregional* permite coordonarea activităților diferitelor agenții guvernamentale și a altor instituții care se ocupă cu managementul resurselor din zonele de coastă.

Există deja un consens la nivel global asupra unor aspecte legate de managementul sistemelor marine, recunoscându-se că:

- Sistemele ecologice terestre și cele marine sunt interconectate, activitățile desfășurate pe uscat având o influență radicală asupra stării sistemelor marine;
- Mările și oceanele deși sunt o parte componentă a unui sistem planetar închis, au fost considerate ca o resursă și ca un sistem cu o capacitate nelimitată de stocare a deșeurilor activităților umane. Aceasta a dus la degradarea gravă a unor întregi categorii de sisteme ecologice marine.
- Degradarea avansată a unor sisteme ecologice marine necesită măsuri de protecție, conservare și reconstrucție ample, care să implice toate țările riverane.
- Nivelul actual al cunoștințelor despre Oceanul Planetar și procesele sale vitale ca sistem suport al vieții este foarte scăzut.

Majoritatea mărilor Europei sunt afectate de activitățile antropice. Pentru majoritatea mărilor amploarea problemelor nu este încă suficient cunoscută și cuantificată. Pentru a remedia această situație sunt necesare evaluări și estimări care să stabilească amploarea impactului de mediu și să stabilească măsurile de conservare necesare în viitor (Mee, 1992).

Pentru elaborarea unei *strategii de mediu* adecvate pentru Marea Neagră sunt preconizate mai multe etape:

a) Evaluare cât mai corectă a *nivelului de poluare* a Mării Negre, a efectelor asupra organismelor vii, precum și localizarea surselor de poluare din sistemele ecologice terestre.

b) Estimarea *pierderilor* pe care le produce poluarea marină. Marea Neagră furnizează o serie de bunuri și servicii, incluzând pescuit, turism, extracție de combustibili fosili și minerale, cale de transport și mediu de deversare pentru

deșeurile solide și lichide care nu sunt cuantificate sau sunt subestimate. Valoarea pierderilor cauzate de activitățile umane ar permite acordarea unei importanțe sporite problemei și ar oferi argumente suplimentare pentru găsirea unor soluții. O măsură complementară a acestei evaluări este *prețul risipei*. De exemplu, costul estimat al celor 50.000 t de petrol transportate anual de Dunăre este de aproximativ 7 milioane de dolari, aceasta evident neincluzând pierderile cauzate de impactul asupra mediului. Actuala criză de mediu din Marea Neagră a fost mult grăbită de ignorarea costurilor asociate utilizării necorespunzătoare a acestora. Ca multe alte probleme de mediu, lipsa interesului pentru acestea a transferat costurile de la o generație la alta.

c) Sporirea *capacității instituțiilor* din regiune de a realiza evaluări de impact și a estima nivelul poluării. Elaborarea și implementarea unui proiect pilot de monitoring trebuie urmată de un monitoring la scara întregului bazin (Mee, 1992).

d) Elaborarea unui *program de management integrat* al zonelor marine și costiere trebuie realizată în paralel cu investiții masive în servicii, pentru a stopa deteriorarea economică și socială din zonele de coastă ale Mării Negre. Pentru aceasta trebuie îndeplinite o serie de obiective:

- reducerea sau eliminarea deversărilor de poluanți;
- evaluarea impactului principalelor activități antropice ce afectează sistemele marine și monitorizarea și evaluarea periodică a acestora;
- rezolvarea problemelor socio-economice în așezările umane costiere și implicarea comunităților locale în procesele de planificare și implementare a acestor măsuri;
- colaborarea la nivel regional pentru a rezolva problemele legate de sursele de poluare terestre din cadrul bazinului de colectare.

FUNCȚIILE FLUVIILOR MARI

Fluviile furnizează o serie de bunuri și servicii cu valoare *economică* (cale de transport, apă potabilă, industrială și pentru irigații, energie hidroelectrică, pescuit, turism și transportul deșeurilor) și *ecologică* (degradarea și/sau retenția compușilor organici și a nutrienților, menținerea unei biodiversități mari, zone umede întinse de-a lungul malurilor, rol important în circuitele biogeochimice). Management acestor resurse și bunuri ridică grave probleme datorită unor *funcții conflictuale*. Cele mai evidente conflicte sunt cele dintre fluviu utilizat ca o cale de transport a deșeurilor și pentru construcția de baraje pe de o parte și fluviul utilizat ca sursă de apă, de resurse piscicole și de activități turistice pe de alta.

Se estimează că în anii următori producția industrială, producția de electricitate, transportul și agricultura se vor dezvolta mult în bazinul Dunării. Aceasta impune luarea unor măsuri din timp, pentru ca diversele funcții ale Dunării și Mării Negre să nu intre în conflict ci să aibă o dezvoltare echilibrată. Acolo unde unele funcții sunt deja în conflict, sunt necesare măsuri pentru a restaura echilibrul în scopul asigurării durabilității funcțiilor fluviului și mării.

În prezent, Marea Neagră primește cantități imense de nutrienți și substanțe xenobiotice. Este greu de imaginat că un sistem ecologic ar putea suporta aceasta pe termen lung. În determinarea condițiilor limită referitoare la calitatea apelor Dunării, capacitatea de absorbție a Mării Negre este în final factorul limitant.

În prezent se recunoaște la nivel regional și global importanța zonelor umede, iar măsurile de protecție care se iau permit conservarea și refacerea acestora. Zonele umede au un rol important în retenția poluanților și îmbunătățirea calității apelor curgătoare, contribuind la reducerea impactului activităților antropice din amonte asupra sistemelor marine. Protejarea și conservarea Deltei Dunării de către România și Ucraina este de aceea un pas important în conservarea și refacerea sistemului ecologic al Mării Negre.

13.7 INIȚIATIVE REGIONALE PENTRU CONSERVAREA MĂRII NEGRE

Resursele și problemele Mării Negre sunt împărțite de șase țări riverane: Bulgaria, Georgia, România, Rusia, Turcia și Ucraina. Managementul resurselor comune ale mării sunt responsabilitatea acestor țări, dar o parte a responsabilității reducerii poluării aerului și a apelor curgătoare continentale revine și celorlalte 11 țări care au părți din teritoriul în bazinul colector al Mării Negre. Marea majoritate a măsurilor de protecție a Mării Negre nu pot fi realizate unilateral, Parteneriatul în managementul și protejarea resurselor comune este una din puținele opțiuni rămase pentru țările riverane. În acest mod se poate dezvolta mai bine și sentimentul proprietății comune asupra resurselor marine.

Cu ocazia întâlnirii asupra Mării Negre de la Varna din 1991, s-au pus bazele unui Program Științific Comun pentru Marea Neagră care își propune să:

- a) elucideze procesele și ratele de transfer care contribuie la menținerea calității sistemului marin, inclusiv dinamica acestora în timp și spațiu;
- b) evalueze impactul activităților antropice, în principal poluarea;
- c) evalueze impactul modificărilor climatice globale;
- d) elaboreze modele ecologice realiste, cuplate la modelele regionale și globale existente, care să surprindă dinamica proceselor și să fie accesibile factorilor de decizie și utilizabile de manageri;
- e) elaboreze o bază de date pe termen lung a ratelor schimburilor și a mărimii rezervoarelor principalilor poluanți chimici care afectează Marea Neagră.

Până la începutul deceniului al nouălea, Marea Neagră nu avea un regim de protecție și o politică de exploatare comună. Unsprezece țări din regiune au semnat la Istanbul în 1992 un Pact Economic de Cooperare al Mării Negre, întărind cooperarea la nivel regional. Eforturile pentru a negocia o Convenție pentru Protecția Mării Negre au început în 1985 și aceasta a fost semnată în 1992 de toate cele 6 țări riverane (Leppakoski și Mihnea, 1996). Întrucât semnarea acestui act s-a realizat la București, este cunoscut sub denumirea de Convenția de la București. Principalele obiective ale acestei convenții sunt:

- Protejarea mediului marin față de poluarea provenită din surse terestre;
- Cooperarea în combaterea poluării mediului marin cu petrol și alte substanțe toxice în situații de urgență;

- Incetarea deversărilor în mediul marin;
- Cooperarea în domeniul tehnic și științific și elaborarea unor programe de monitoring.

Principala deficiență a acestei convenții a fost cadrul vag, general, caracterizat prin lipsa stabilirii unor priorități și termene în realizarea obiectivelor. Din această cauză, în anul următor a fost semnată la Odesa o Declarație Ministerială pentru Protejarea Mediului Mării Negre. O cerere de finanțare înaintată Fondului Global de Mediu (GEF) a fost acceptată, ceea ce a permis demararea Programului de Mediu al Mării Negre. Scopul acestui program este îmbunătățirea capacității țărilor riverane de a evalua și gestiona mediul marin, sprijinirea dezvoltării și implementării de noi măsuri legislative și politici de mediu, precum și facilitarea și pregătirea de investiții de mediu. Deoarece un proiect similar este deja în derulare în bazinul Dunărean, cele două proiecte reunite reprezintă o șansă unică de a corela conceptul de management la nivelul unui bazin hidrografic cu cel de management integrat al resurselor costiere și marine.

14. STRATEGII DE CONSERVARE A BIODIVERSITĂȚII

Ecosfera a suferit transformări majore în ultimele sute de ani. Activitățile antropice au afectat practic orice sistem ecologic de pe planetă, multe fiind parțial sau total distruse. Conservarea biodiversității este necesară pentru a stopa această situație de criză. Dimensiunea fenomenului și complexitatea sa a dus la dezvoltarea acestei discipline noi, sintetice, care utilizează principiile din ecologie, biogeografie, genetica populației, economie, sociologie, antropologie, filozofie și alte discipline preponderent teoretice în vederea conservării biodiversității la nivel global. Ce aduce nou această disciplină față de strategiile tradiționale de conservare dinaintea deceniului al optulea?

- Include modelele și teoriile elaborate de oamenii de știință în situații reale. Nefericita împărțire a cercetării științifice în "pură" și "aplicată" ia astfel sfârșit.
- Strategiile de conservare tradiționale se bazează pe o filozofie utilitară ancorată în valoarea economică a componentelor biodiversității. Biodiversitatea era considerată doar ca o sursă de bunuri și servicii, prin câteva componente vizibile (vânat, lemn, produse piscicole, fructe, plante medicinale, etc.) și era gestionată pentru a maximaliza doar câteva specii, un subset nesemnificativ al diversității biologice. În prezent toate componentele biodiversității sunt considerate importante și având valoare. Această nouă viziune a dus la reorientarea strategiilor de conservare de la specii la comunități biotice și sisteme ecologice.
- Conservarea biodiversității implică un număr din ce în ce mai mare de specialiști din diferite domenii: economiști, sociologi, politicieni, etc. Implicarea acestora sporește impactul strategiilor de conservare și asigură o reușită mai mare a acestora.

Conservarea biodiversității necesită o *abordare complexă*, având două aspecte, unul politic, la nivelul factorilor de decizie și altul tehnic, la nivelul specialiștilor.

14.1 ASPECTE POLITICE ALE CONSERVĂRII BIODIVERSITĂȚII

a) O primă problemă cu care se confruntă strategiile de conservare la nivel național, regional sau global este stabilirea *suprafeței minime* din teritoriu care trebuie protejată. În prezent se recomandă ca suprafața alocată rezervațiilor naturale să reprezinte minim 3% din suprafața unei țări. Această soluție este una de compromis politic și nu are nici o fundamentare teoretică. Diferite alte estimări sugerează că această suprafață ar trebui să fie de minim 12%, în timp ce propunerile specialiștilor variază între 25-75%.

b) O altă problemă este elaborarea unor *criterii de selecție* care să permită evaluarea importanței unei populații, specii sau sistem ecologic. Astfel, pentru specii se diferențiază două abordări diferite:

- toate speciile sunt egale fiind un produs unic al evoluției;
- categoriile taxonomice au valoare egală (în acest caz tuatara *Sphaenodon punctatus* ar fi echivalenta celor 6000 de specii de șerpi și șopârle). Mai mult, ierarhia taxonomică fiind bazată pe ordine și nu pe criteriul organizării nu permite identificarea și clasificarea corectă a sistemelor biologice. Aceasta poate duce la ignorarea unor taxoni neidentificați sau greșit incluși într-o altă categorie.

Una din cele mai dificile aspecte pentru factorii de decizie este *absența unor date comparabile*, oferite de diferite instituții și organizații guvernamentale și neguvernamentale. Aceasta face ca procesul decizional să fie subiectiv, supus unor presiuni sociale și economice mari.

Frecvențele lacune existente în cunoaștere sunt deseori folosite de politicieni pentru a justifica absența unor măsuri eficiente de conservare și protecție. Deseori, neîncrederea acestora în datele furnizate de specialiști este justificată. În Tabelul 14.1 se observă discrepanțele, uneori foarte semnificative, între datele oficiale comunicate de diferitele organizații internaționale și naționale. Cauzele acestor deosebiri sunt multiple: o serie de statistici includ speciile exotice în timp ce altele nu o fac, criteriile după care o specie este considerată vulnerabilă variază sau sunt aplicate diferențiat, rezultatele programelor de inventariere a speciilor nu sunt întotdeauna cunoscute suficient, ceea ce face ca o serie de specii să nu fie incluse.

TABELUL 14.1 - Numărul total de specii din patru ordine de vertebrate, precum și numărul celor periclitate pentru câteva țări europene, conform statisticilor Organizației de Cooperare și Dezvoltare Economică din 1991 (OCDE), Programul Națiunilor Unite pentru Mediu 1991 (UNEP) și a celor naționale (1989-1991).

Țara	Ordinul	OCDE		UNEP		Naționale		
		Total	Periclitat	Total	Periclitat	Total	Periclitat	Vulnerabil
Marea Britanie	Mamifere	77	24	77	24	76	2	12
	Păsări	233	35	233	35	519	61	2
	Reptile	11	5	8	5	11	2	0
	Amfibieni	6	3	7	2	6	1	1
Germania	Mamifere	94	37	94	44	94	44	6
	Păsări	305	78	305	98	305	102	24
	Reptile	12	9	12	9	12	7	2
	Amfibieni	19	11	20	11	19	11	0
Olanda	Mamifere	60	29	60	39	66	-	-
	Păsări	257	85	257	86	400	-	-
	Reptile	7	6	7	6	7	-	-
	Amfibieni	15	10	16	10	14	-	-

Absența unor criterii clare în stabilirea statutului unei specii poate conduce la greșeli legislative, cu repercursiuni uneori foarte grave.

Exemplul 1 - Tuatara este o șopârlă cu caractere primitive, singurul gen relict al unui ordin de reptile din care, în prezent, supraviețuiesc două specii în câteva insule din Noua Zeelandă. Preponderent, tuatara a fost considerată ca o singură specie *Sphaenodon punctatus*. Evoluția cunoașterii acestui gen are însă o istorie complexă, care poate fi împărțită în patru etape distincte (Daugherty și colab., 1990):

1. între 1831 - 1886 sunt descrise trei specii de *Sphaenodon*, dintre care una extinsă, iar *S. punctatus* cu două subspecii;
2. în 1904 în catalogul vertebratelor Noii Zeelande este trecută doar *S. punctatus*.
3. între 1931 și 1943 a fost confirmată existența a două specii și a mai fost descrisă încă o subspecie.
4. studiile din perioada 1949-1981 nu au observat nici o deosebire între taxoni, concluzie unanim acceptată.
5. studiul electroforetic a 24 de populații de tuatara a confirmat clasificarea propusă în 1877 (două specii din care una cu două subspecii).

Deși este protejată de lege încă din 1895, legislația nu a recunoscut decât o singură specie, care nu era considerată nici rară nici în pericol. Astfel, în ultimul secol au dispărut 10 din cele 40 de populații existente, încă 4 fiind în pragul extincției. Prin disparițiile acestor populații, una din subspecii a devenit extinsă iar cealaltă specie, *S. guntheri* supraviețuiește printr-o singură populație. Astfel, o simplă neglijență administrativă care nu a ținut cont de clasificarea taxonomică pune în pericol supraviețuirea unei specii relict.

Exemplul 2 - În anul 1973 în SUA a fost votată legea pentru protejarea și conservarea speciilor periclitate (*Endangered Species Act*), bazată exclusiv pe criteriile taxonomice clasice. Divergențele asupra statutului taxonomic au alimentat o serie de acțiuni legale iar clasificările eronate au dus la măsuri inadecvate de conservare ceea ce a dus la dispariția unor specii. Chiar și în prezent, în pofida metodelor moleculare performante utilizate în taxonomie, mai persistă confuzie asupra unităților operaționale pe care această lege ar trebui să le protejeze. O lacună legislativă mult speculată de diverse grupuri de interese care doresc să elimine specii de pe lista celor protejate este așa-numita "*hybrid policy*", care prevede că măsurile de conservare nu se adresează și hibridilor. Astfel, hibridii dintre o specie protejată și altă specie nu beneficiază de protecție, considerându-se că aceștia intră în competiție pentru resurse și habitat cu speciile "pure". Problemele au apărut atunci când studiile moleculare asupra unor specii înrudite periclitate au evidențiat că acestea provin din strămoși diferiți. Astfel, o populație mică, relictă, de pume din Florida, având statut de subspecie, are indivizi ce provin dintr-un stoc captiv provenit din alte subspecii. Lupii din unele populații hibridează cu coișii, ceea ce ar permite excluderea lor din lista speciilor protejate. Datorită acestor probleme ridicate de hibridi, în 1990 s-a renunțat la această politică.

c) Strategiile de conservare clasice se împart în cele ce tratează conservarea specie-cu-specie și în cele numite generic "parohiale".

Conservarea specie cu specie se bazează pe Listele Roșii elaborate la nivel național, regional sau global și este focalizată pe protejarea acestora. Această strategie de conservare s-a dovedit greșită, nefiind eficientă în asigurarea supraviețuirii speciilor protejate. Una din consecințele directe a fost aceea că a dus la recunoașterea importanței diversității genetice și a habitatului pentru supraviețuirea unei specii. Pentru a îmbunătăți strategiile de conservare bazate inițial pe această abordare s-a dezvoltat un algoritm decizional ca aplicație a sistemului geografic informațional (GIS) numită GAP (vezi Anexa).

Acest tip de abordare s-a bazat mult pe elaborarea unor liste de specii periclitate, numite *Liste Roșii*. În vederea identificării speciilor aflate în declin și a celor amenințate cu extincția s-au propus o serie de criterii pe baza cărora se elaborează la nivel local, național, regional și global Listele Roșii. Criteriile după care speciile sunt incluse pe Listele Roșii au variat mult în timp, cele mai recente și mai frecvent utilizate fiind criteriile propuse de UICN în 1994 (Figura 14.1).

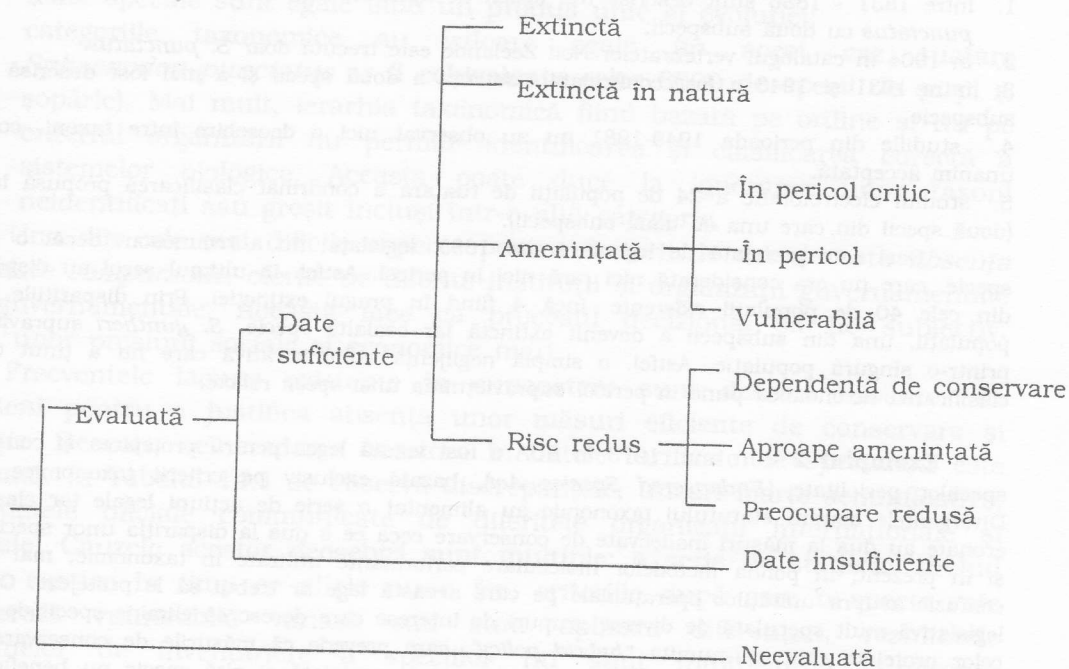


FIGURA 14.1 - Categoriile pentru Listele Roșii conform IUCN (1994).

Au mai fost de asemenea propuse, în prezent doar pentru plantele din Europa, *Liste Roz* care includ plantele care nu sunt încă suficient de vulnerabile ca să fie incluse în Listele Roșii, dar care pot deveni vulnerabile dacă nu se iau măsuri de conservare și protecție. Aceste liste sunt utile deoarece permit elaborarea unor programe de management din timp și cu costuri mult mai reduse. Se știe că este mai ușor să se prevină ca o specie să devină periclitată decât să se salveze acea specie de la extincție (Tabelul 14.2).

Tot pentru plantele Europene s-a propus elaborarea unor *Liste Albastre* care să includă speciile care au fost conservate cu succes și al căror areal și efective sunt în creștere.

TABELUL 14.2 - Numărul de specii considerate în pericol pe plan mondial aparținând principalelor grupe taxonomice (UNEP, 1995).

Taxon	Pe cale de dispariție	Vulnerabile	Rare	Nedeterminat	TOTAL
Mamifere	177	199	89	68	533
Păsări	188	241	257	176	862
Reptile	47	88	79	43	257
Amfibieni	32	32	55	14	133
Pești	158	226	246	304	934
Nevertebrate	582	702	422	941	2647
Plante	3632	5687	11485	5302	26106

Conservarea parohială se ocupă cu speciile care sunt rare la nivel local/național, unde frecvent sunt incluse pe Listele Roșii, deși sunt comune la nivel regional/global (Hunter și Hutchinson, 1994).

Această abordare este motivată de constrângerile datorate unităților politice și/sau administrative care nu se suprapun cu arealul multor specii.

Acest tip de abordare are o serie de *deficiențe*:

- este lipsită de o fundamentare ecologică. Astfel, menținerea unei populații periferice poate fi inutilă atunci când arealul său se modifică sub acțiunea unor factori diverși, cele mai importante fiind modificările climatice globale;
- duce la o alocare diferită de fonduri, țările bogate alocând fonduri relativ mari pentru specii rare la nivel local, în timp ce în țările mai sărace specii amenințate cu extincția primesc mult mai puține fonduri.

Printre *avantajele* acestei strategii de conservare se numără:

- permite menținerea unei diversități genetice ridicate, protejând deseori populații periferice diferite de cele centrale;
- toate speciile sunt conectate iar protejarea uneia permite o mai bună funcționare a ecosistemului;
- contribuie la sensibilizarea și stimularea interesului populației umane la nivel local pentru conservare;
- o serie de populații locale, în special vertebratele, pot fi utilizate ca *specii umbrelă*, permițând protejarea unor întregi categorii de ecosisteme;
- este utilă pentru organizațiile ce activează în domeniul protecției mediului care operează în granițe politice și administrative și nu ecologice. Deși acestea sunt constrânse cel mai des să activeze parohial, sunt mai eficiente decât o eventuală organizație regională sau globală care operează în limitele ecologice ale componentelor biodiversității;
- deseori, pentru a asigura supraviețuirea unei specii periclitată nu este suficient menținerea habitatului, ci trebuie luate măsuri active de control a unor specii exotice de competitori, prădători, paraziți/patogeni sau de repopulare. Aceste tehnici sunt deseori foarte costisitoare și riscante, de aceea este recomandabilă elaborarea unor metode și testarea lor pe specii înrudite dar nepericlitată (*specii surogat*);
- pentru multe specii aceste măsuri de conservare preventive permit evitarea atingerii statutului de periclitat. Este evident că este mult mai ușor să menții o populație sănătoasă decât să salvezi una aflată în prag de extincție.

14.2 ASPECTE TEHNICE LEGATE DE CONSERVAREA BIODIVERSITĂȚII

Principala problemă cu care se confruntă specialiștii implicați în conservare o reprezintă identificarea, clasificarea unităților operaționale (specii și categorii taxonomice superioare și ecosisteme și categorii de ecosisteme), precum și cuantificarea diversității genetice.

O altă problemă majoră este legată de capacitatea de a estima și modela evoluția unui sistem biologic sau ecologic în timp, cu o capacitate de prognoză cât mai bună.

Există în prezent două direcții majore de cercetare și modelare în conservare (Caughley, 1994):

- *Modelul populației cu efective mici* ("small-population paradigm") care se ocupă de persistența unei populații cu efective reduse. Acesta se concentrează pe procese stochastice și permite generalizarea unor rezultate, având o mare importanță teoretică. Până în prezent această abordare nu a contribuit semnificativ la conservarea speciilor periclitate, deoarece consideră efectivul redus, ca fiind unica cauză, acesta fiind în realitate doar unul dintre efecte. Cel mai frecvent oferă doar o estimare a perioadei cât populația va mai supraviețui în absența unor modificări radicale. Rezultate bune au fost obținute în programele de reproducere în captivitate și în elaborarea rețelelor de rezervații.
- *Modelul populației în declin* ("declining-population paradigm"), se adresează cauzelor care determină efectivele reduse și propune căile de redresare a efectivelor acesteia. Deoarece problemele sunt extrem de variate, nu permite generalizări, având o importanță teoretică scăzută. Este mult mai relevantă pentru conservare deoarece caută cauzele declinului și prescrie măsuri. În ansamblu este necesară o teoretizare mai mare a proceselor și fenomenelor abordate.

Multe decenii conservarea s-a limitat fie la speciile periclitate fie la cele cu valoare estetică. În locul unor criterii științifice și fundamentări riguroase s-a apelat frecvent la motivări emoționale, subiective. Aceasta a făcut ca rezultatele acțiunilor de conservare să fie modeste iar activitatea în sine să nu fie percepută ca o prioritate și necesitate imperativă. Elaborarea unor metode și strategii de conservare rigurose științifice, având obiective clare și bazându-se pe criterii de selecție și monitorizare clare și cuantificabile, au permis o abordare net superioară a acestor activități. Printre principalele metode propuse cu mare aplicabilitate și utilitate ce vor fi prezentate pe scurt în continuare se numără analiza GAP, bazată pe utilizarea Sistemului Geografic Informațional (vezi Anexa), analiza viabilității populațiilor și metoda AMOEBA.

A. ANALIZA VIABILITĂȚII POPULAȚIEI

Principalul obiectiv al unui program de conservare al unei specii este de a reduce riscul extincției populațiilor componente. O primă etapă este de a identifica factorii care pot cauza extincția respectivelor populații. Principalul factor de risc este, evident, reducerea efectivelor populației. Dacă efectivele unei populații sunt în declin și nu se iau măsuri pentru a remedia acest lucru, extincția populației este inevitabilă. Totuși, chiar dacă o populație cu efective mici nu este în declin sau chiar dacă efectivele sporesc, soarta ei este nesigură. Riscul ca populațiile cu efective mici să devină extinse este ridicat, factorii răspunzători putând fi atât intrinseci (deriva genetică, efecte

demografice) sau extrinseci, datorită variabilității mediului. O altă sursă de risc sunt evenimentele catastrofale, care pot fi naturale (inundații, incendii, furtuni, inclusiv epidemii) sau cauzate de om (defrișări sau alte activități umane care duc la distrugerea habitatelor naturale).

- ☛ **MVP ("Minimum Viable Population")** se definește ca mărimea minimă a populației care are o șansă de 99% ca să supraviețuiască timp de 1000 de ani, indiferent de efectele demografice, de mediu sau genetice și de catastrofele naturale.
- ☛ **Analiza Viabilității Populației (AVP)** este procesul de evaluare sistematică a probabilității de extincție în timp a unei populații periclitată.

Primele abordări în conservare au fost caracterizate prin simplism și reduționism. Majoritatea cercetătorilor s-au axat pe stabilirea unei *suprafețe* și a *efectivului minim* necesar supraviețuirii unei populații. Astfel, Shaffer (1981) a observat că probabilitatea de supraviețuire a unei populații este mai mare dacă efectivele ei se mențin deasupra unui anumit nivel, numit *mărimea minimă a populației* (MMP). Ulterior s-a dovedit că nu există un MMP unic, care să fie aplicabil tuturor speciilor sau chiar și unei singure specii, deși este dovedit că populațiile devin mai vulnerabile la extincție pe măsură ce efectivele scad.

O populație cu un risc ridicat de extincție este considerată periclitată. Principalul obiectiv al conservării este reducerea riscului de extincție la un nivel acceptabil, cât mai apropiat de riscul "normal" al populației respective. Conceptul de *risc* este deseori utilizat în programele de management al speciilor periclită pentru a stabili obiectivele unui program de conservare și refacere a efectivelor. Estimarea riscului asociat diferitelor opțiuni manageriale este necesară pentru sporirea obiectivității în procesul decizional precum și pentru controlul acestuia. Principalii parametri la care se evaluează riscul sunt extincția și pierderea diversității genetice. Pornind de la aceste principii s-au pus la punct o serie de tehnici, numite generic *Analiza Viabilității Populației (AVP)*. Aceasta este un procedeu care permite simularea pe computer a proceselor de extincție asupra populațiilor cu efective mici pentru a estima viabilitatea lor pe termen lung. Deoarece lipsesc date detaliate asupra oricărei specii și a factorilor care condiționează supraviețuirea ei, AVP este speculativă. Valoarea ei predictivă trebuie luată în sens probabilistic. În ansamblu, utilizarea acestei tehnici permite identificarea mărimii populației necesare pentru supraviețuirea unei anumite specii, cu o anumită probabilitate, de-a lungul unei perioade de timp măsurată în număr de generații. Practic sunt estimate riscurile asociate diferiților factori, ceea ce permite o evaluare a opțiunilor și o îmbunătățire a procesului decizional (Tabelul 14.3).

TABELUL 14.3 - Numărul de animale necesare pentru un program de reproducere în captivitate care să permită menținerea unui anumit nivel de diversitate genetică timp de un număr de generații (după Technologies to Maintain Biological Diversity, 1988).

Procentul de diversitate genetică	Număr de generații			
	50	100	200	1000
50	36	72	145	722
75	87	174	348	1.738
90	238	475	949	4.746
95	488	975	1.950	9.748
99	2.488	4.795	9.950	49.750

Pentru analiza viabilității unei populații periclitată sunt necesare o mare diversitate de date: aspecte demografice, tipul de reproducere, caracteristici ecologice, date genetice. Prin dezvoltarea tehnicilor de analiză a viabilității populației a devenit evident că mărimea unei populații viabile nu este statică, ci diferă funcție de specie și de caracteristici spațio-temporale (Figura 14.2).

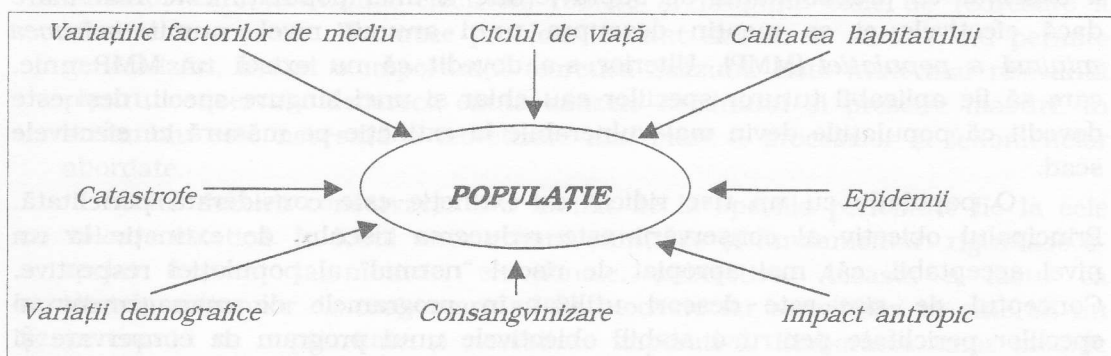


FIGURA 14.2 - Analiza viabilității populației modelează efectul diferiților factori intrinseci și extrinseci asupra riscului de extincție și al păstrării diversității genetice într-o populație (modificat după Lacy și colab., 1993).

O primă utilizare a AVP este în determinarea mărimii minime a populației (cel mai frecvent efectivul care să asigure o probabilitate de supraviețuire de 95% timp de 100 de ani). De asemenea poate fi estimat impactul relativ și cumulativ al diferiților factori care pot duce la extincție, oferindu-se diferite soluții manageriale.

Exemplu: Pentru o anumită populație putem analiza probabilitatea de supraviețuire de 90%, de conservare a diversității genetice în proporție de 95%, timp de un număr de ani/generații. Trebuie însă amintit că pentru a se construi un model care să răspundă acestui deziderat sunt necesare date privind caracteristicile demografice ale populației (durata unei generații, numărul de exemplare inițiale, mărimea efectivă a populației, rata de creștere), modul de reproducere (monogam sau poligam), distribuția spațială și cerințele de habitat, precum și date cantitative asupra structurii genetice.

Principalele critici care se aduc AVP se referă la faptul că (1) se aplică speciilor individual, (2) nu iau în considerare sursele de risc dificil de estimat,

(3) sunt uneori inadecvate pentru managementul speciilor periclitate și (4) se bazează în estimările pe termen lung pe condițiile din prezent.

B. METODA AMOEBA

Una din principalele probleme legate de activitatea de conservare este integrarea programelor de cercetare, monitorizare și management într-un sistem unitar și coerent. Principala dificultate constă în modul în care obiectivele ecologice, care sunt în general abstracte, pot deveni cuantificabile și verificabile. Cum pot deveni cuantificabile obiective de genul "îmbunătățirea calității apei, refacerea diversității specifice, menținerea capacității productive și de suport, reducerea impactului activităților antropice dintr-un anumit sistem ecologic"? Cum pot fi clar identificate componentele biodiversității care vor fi conservate și în ce mod? Care sunt variantele posibile, ce costuri și beneficii oferă fiecare dintre ele?

Modelul AMOEBA, propus de un grup de cercetători olandezi, oferă o soluție pentru aceste întrebări (Ten Brink și colab., 1991). Pentru a elabora un astfel de model pentru un obiectiv dat trebuie realizate mai multe etape:

- i. Identificarea parametrilor, în principal a bunurilor și serviciilor furnizate de către sistemul ecologic studiat, a diversității specifice și a capacității de autoreglare.
- ii. Stabilirea unui sistem de referință este esențial pentru reușita unui asemenea model. Practic, se consideră că sistemele ecologice naturale unde impactul antropic este redus oferă un termen de comparație ideal pentru cuantificarea parametrilor urmăriți. Cu cât valorile sunt mai aproape de cele ale sistemului de referință cu atât este mai mare garanția de durabilitate. Obiectivul ecologic propus nu trebuie neapărat să coincidă cu sistemul de referință, deci nu trebuie urmărit neapărat revenirea la starea inițială de referință (Figura 14.3). Sistemul de referință se poate stabili fie prin comparație cu sistemele ecologice naturale similare cu cel studiat, fie pe baza datelor istorice existente asupra sistemului examinat înaintea începerii degradării acestuia datorită activităților antropice, sau pe baza modelelor teoretice existente. Comparația cantitativă între sistemul de referință și sistemul ecologic actual este limitată doar la un număr redus de specii țintă de plante și animale și la câțiva parametri abiotici. Efectivele, distribuția și starea de sănătate a populațiilor țintă se consideră a fi indicatoare ale proceselor ce au loc în sistem. În selectarea speciilor țintă trebuie să se țină seama de următoarele aspecte:
 - Să existe date despre speciile respective pe o perioadă de cel puțin 3-5 ani.
 - Să fie afectate de activitățile umane.
 - Să fie ușor de inventariat în teren.
 - Să fie indicatoare caracteristice ale stării sistemului ecologic.
 - Ideal, speciile țintă ar trebuie să fie bine cunoscute, să aibă o valoare estetică și/sau afectivă.

În cazul speciilor ale căror efective oscilează într-un domeniu larg, estimarea efectivului de referință se poate realiza în mai multe moduri:

- se calculează media valorilor efectivelor pe mai mulți ani;
- se utilizează un domeniu de valori (minim-maxim) ca sistem de referință;
- se ia în considerare efectivul existent la un anumit moment sau etapă din ciclul de viață.

iii. În vederea sporirii efectivelor populației țintă se identifică măsurile necesare și efectele lor probabile, inclusiv costurile asociate.

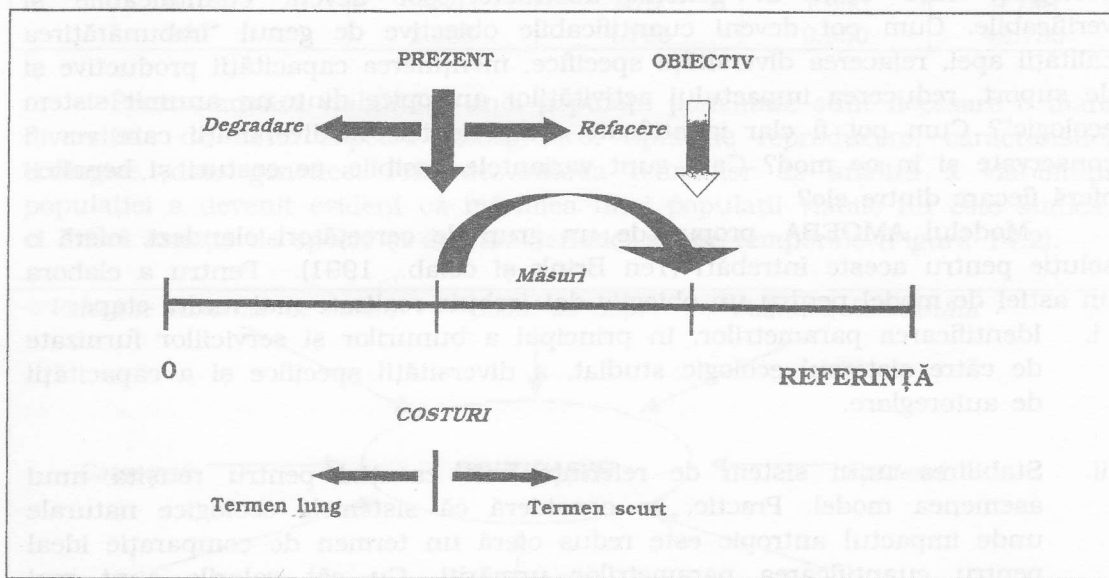


FIGURA 14.3 - Factorii de decizie selectează obiectivul propus între momentul prezent și momentul de referință, ținând cont de obiectivele propuse și de costurile pe termen lung și scurt (adaptat după Ten Brink și colab., 1991).

EXEMPLU:

Pentru sporirea efectivului unei populații de amfibieni grav afectată de activitățile umane au fost propuse o serie de măsuri (Cogălniceanu, 1997):

Măsuri	Efecte
Limitarea presiunii antropice directe	Reducerea mortalității
Refacerea zonelor de reproducere degradate	Sporirea succesului reproductiv
Interzicerea utilizării pesticidelor în zonă	Sporirea accesibilității hranei și a ratei de supraviețuire
Construirea sau refacerea coridoarelor între habitate	Sporirea ratei de colonizare și a fluxului de gene
Excluderea peștilor din zonele de reproducere	Reducerea ratei predatorismului

} Populația țintă

14.3 PRINCIPALELE METODE DE CONSERVARE


Majoritatea componentelor biodiversității se mențin fără intervenție umană. Totuși, întrucât sistemele ecologice naturale și seminaturale sunt direct afectate de activitățile umane din ce în ce mai intense și diverse, menținerea nivelului actual al biodiversității depinde tot mai mult de măsuri manageriale specifice. În prezent există patru sisteme complementare pentru menținerea componentelor biodiversității:

- i. managementul ecosistemelor prin stabilirea unui sistem de arii protejate sau de zone ce necesită măsuri speciale de conservare în paralel cu crearea unui program adecvat de management pentru ariile protejate și cu promovarea unei dezvoltări durabile în rândul comunităților locale și în zonele adiacente ariilor protejate ;
- ii. managementul populațiilor și al speciilor în sistemele ecologice naturale și seminaturale, în principal în sistemul de arii protejate;
- iii. menținerea și propagarea organismelor vii *ex situ* în grădini zoologice și botanice;
- iv. menținerea semințelor, embrionilor, spermei, microorganismelor, etc. prin congelare (Tabelul 14.4).

TABELUL 14.4 - Diferite tipuri de gestionare a biodiversității (după Technologies to Maintain Biological Diversity, 1988).

<i>In situ</i>		<i>Ex situ</i>	
Conservarea ecosistemelor	Conservarea speciilor	Colecții de organisme vii	Bănci de gene
Parcuri naționale	Agroecosisteme	Grădini zoologice	Bănci de semințe și polen
Arii protejate	Sanctuare pentru specii protejate	Grădini botanice	Bănci de ovule, spermă și embrioni
Sanctuare marine	Bănci de gene <i>in situ</i>	Programe de reproducere în captivitate	Culturi microbiene
	Rezervații de vânătoare		Culturi de țesuturi

Intervenție umană sporită 

 Procese naturale

Rolul și importanța instituțiilor care se ocupă cu conservarea capitalului natural s-au schimbat în timp. În trecut colecțiile se axau aproape exclusiv pe animale conservate (împăiate, formolizate etc.) și plante herborizate. Ulterior s-a trecut la grădini zoologice și botanice care doar expuneau organisme vii, dar băncile genetice (semințe, țesuturi, embrioni, spermă etc.) capătă o amploare tot mai mare (Figura 14.4).

14.4 STABILIREA REZERVAȚIILOR

Ariile protejate trebuie integrate la nivel național și regional în rețele pentru a asigura conservarea pe termen lung a componentelor biodiversității. Activitățile de conservare a unor categorii de specii, habitate sau sisteme

ecologice nu trebuie să se desfășoare izolat ci în cadrul unei strategii ample care să tindă către o dezvoltare durabilă.

Din punct de vedere tehnic, identificarea, delimitarea și acordarea statutului de zonă protejată este un proces dificil și complex. Stabilirea suprafeței minime, a conexiunilor și a rețelelor de arii protejate necesită studii amănunțite. Dilema clasică cu care se confruntă specialiștii din domeniu este de a opta între o singură rezervație mare sau mai multe mai mici (*SLOSS* - Single Large Or Several Small) (Figura 14.5). Ariile protejate se împart în diferite categorii, în raport cu o serie de criterii: obiectul protecției, suprafață, statutul legal, etc. (Tabelul 14.5). În vederea optimizării procesului de stabilire a rezervațiilor Uniunea Internațională pentru Conservarea Naturii (UICN) a propus o serie de criterii, prezentate sintetic în Figura 14.5.

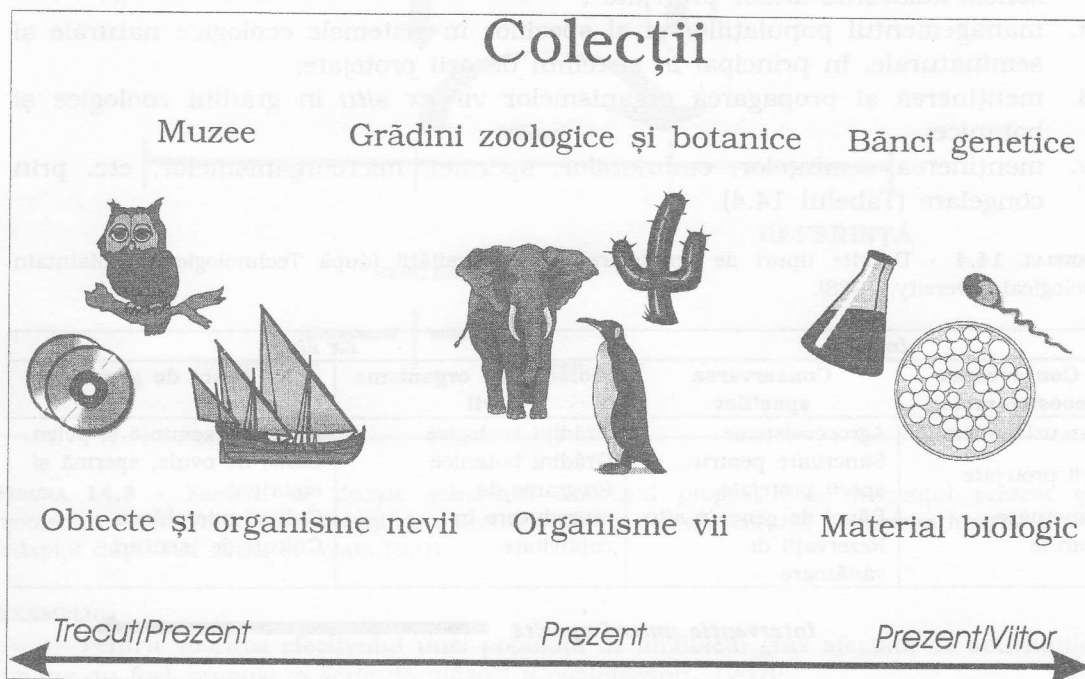


FIGURA 14.4 - Evoluția în timp a colecțiilor biologice, de la organisme conservate, la organisme vii și bănci genetice (după Wildt și colab., 1997).

TABELUL 14.5 - Proporția ariilor protejate în raport cu categoriile de management propuse de UICN comparativ la nivel European și mondial (după Parks for Life, IUCN, 1994).

Categoriile de arii protejate	La nivel european (%)	La nivel mondial (%)
Categoría 1	3,4	9,3
Categoría 2	10,4	40,7
Categoría 3	0,8	1,5
Categoría 4	18,7	33,3
Categoría 5	66,8	15,2

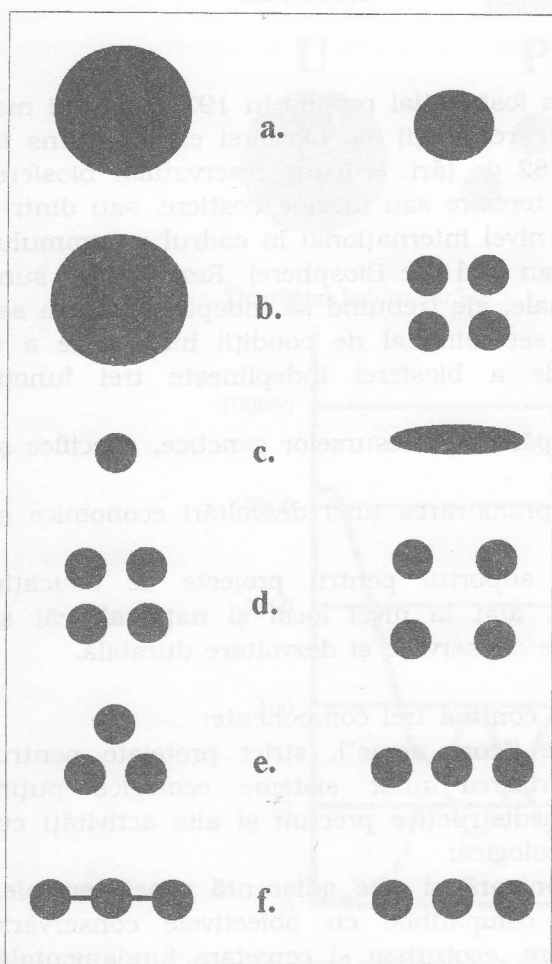


FIGURA 14.5 - Criteriile propuse de UICN pentru stabilirea rezervațiilor naturale. Coloana din stânga cuprinde variantele recomandate, comparativ cu cele din dreapta, mai puțin eficiente.

CATEGORIILE DE ARII PROTEJATE CONFORM UICN (1994)

⇒ *Ariile protejate* reprezintă porțiuni de uscat sau ocean unde este protejată diversitatea biologică împreună cu resursele naturale și culturale asociate, administrată cu măsuri legale sau alte mijloace efective.

⇒ *Categoriile de Arii Protejate*

- Categoria 1 - *Rezervații Naturale Științifice* - arii protejate administrate preponderent pentru cercetare sau protecție;
- Categoria 2 - *Parcuri Naționale* - arii protejate administrate pentru conservarea ecosistemelor și recreere;
- Categoria 3 - *Monumente ale Naturii* - arii protejate administrate pentru conservarea unor anumite componente specifice ale capitalului natural;
- Categoria 4 - *Arii de Management pentru specii/habitate* - arii protejate administrate pentru conservare prin intervenții și activități de management;
- Categoria 5 - *Peisaje Marine Protejate* - arii protejate administrate în vederea conservării complexelor de ecosisteme terestre/marine și recreere;
- Categoria 6 - *Arii protejate resurse gestionate* - arii protejate administrate pentru exploatarea durabilă a sistemelor ecologice naturale.

REZERVAȚII ALE BIOSFEREI

Conceptul de *rezervație a biosferei* a fost inițial propus în 1974, doi ani mai târziu fiind lansat programul rețelei de rezervații ale biosferei care a ajuns în 1995 să includă 324 de rezervații în 82 de țări. Rețeaua rezervațiilor biosferei este reprezentată de sisteme ecologice terestre sau marine/costiere, sau dintr-o combinație a acestora, recunoscute la nivel internațional în cadrul programului UNESCO "Omul și Biosfera (MAB - Man and the Biosphere). Rezervațiile sunt nominalizate de către guvernele naționale, ele trebuind să îndeplinească un set minim de criterii și să adere la un set minimal de condiții înainte de a fi acceptată în rețea. Fiecare rezervație a biosferei îndeplinește trei funcții complementare:

- i. **Funcția de conservare** - pentru păstrarea resurselor genetice, specifice și ecosistemice;
- ii. **Funcția de dezvoltare** - pentru promovarea unei dezvoltări economice și sociale durabile;
- iii. **Funcția logistică** - de a oferi suportul pentru proiecte de educație ecologică, cercetare și monitoring, atât la nivel local și național, cât și pentru problemele globale legate de conservare și dezvoltare durabilă.

Fiecare rezervație a biosferei trebuie să conțină trei componente:

- una sau mai multe *zone centrale* ("core areas"), strict protejate pentru conservarea biodiversității, monitorizarea unor sisteme ecologice puțin perturbate, realizarea de cercetări nedistructive precum și alte activități cu impact scăzut, cum este educația ecologică;
- o *zonă tampon* care de obicei înconjoară și este adiacentă zonei centrale, utilizată pentru activități variate, compatibile cu obiectivele conservării incluzând educația ecologică, recreere, ecoturism și cercetare fundamentală și aplicată;
- o *zonă de tranziție* care include așezări umane și unde se pot desfășura o serie de activități economice și agricole. Aici comunitățile locale, agențiile de management, cercetătorii, organizațiile guvernamentale, grupurile cu interese economice în zonă și alte persoane fizice sau juridice colaborează pentru gestionarea și dezvoltarea durabilă a resurselor locale.

Deși inițial cele trei zone au fost concepute ca o serie de inele concentrice, ele au fost implementate în moduri extrem de variate pentru a răspunde condițiilor și necesităților locale (Figura 14.6). Unul din principalele avantaje ale conceptului de rezervație a biosferei a fost tocmai flexibilitatea și inventivitatea cu care s-a pus în practică în diferite situații (UNESCO, 1996).

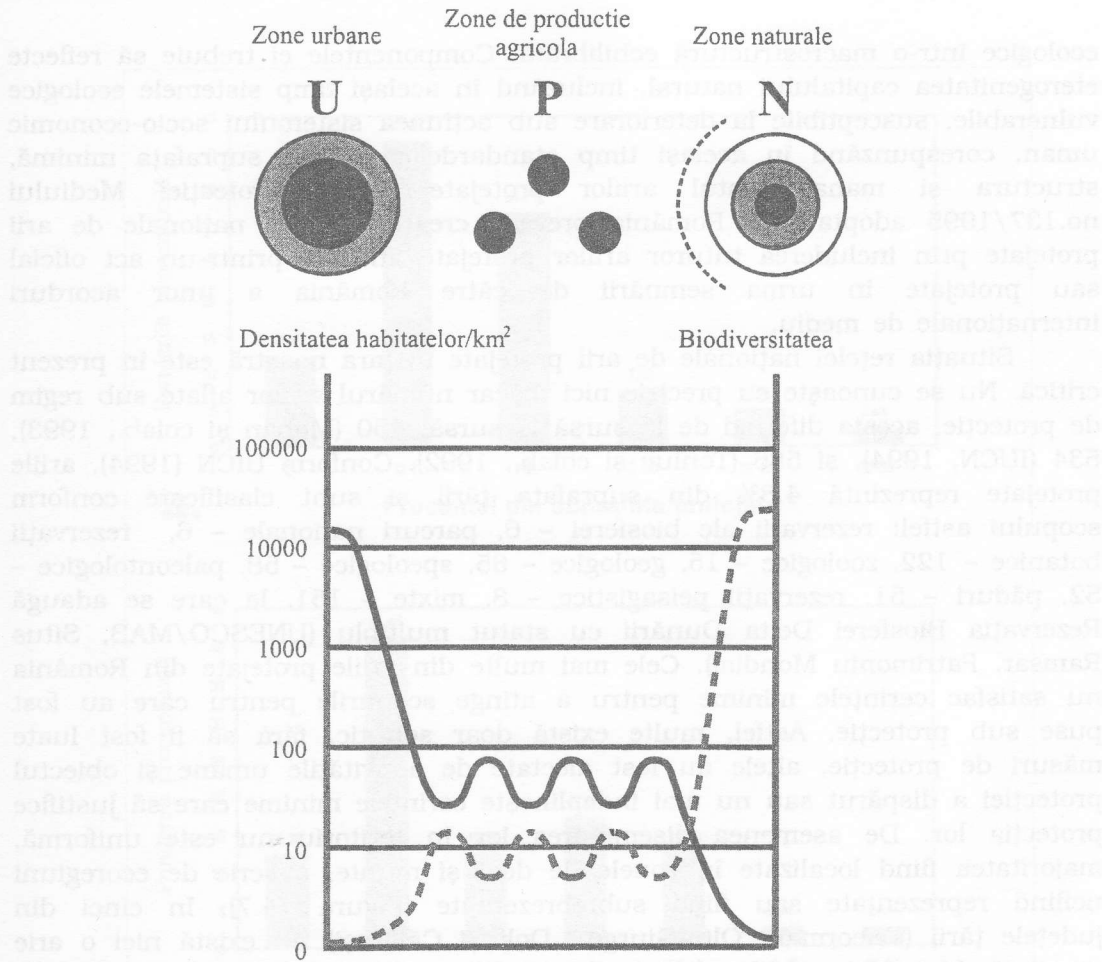


Figura 14.6 - Reprezentarea schematică a principalelor trei tipuri de utilizare a terenului (adaptat după Batisse, 1996). Zonele urbane sunt reprezentate prin trei cercuri concentrice corespunzător zonei dens populate din orașul propriu-zis, zonelor suburbane mai slab populate și zonelor periferice cu un grad difuz de urbanizare și cu diverse infrastructuri (industrie, centrale electrice, complexe comerciale, rețeaua de drumuri și căi ferate, aeroporturi, porturi, etc.). Zona agricolă, mai intens sau mai slab exploatată, unde există o serie de localități rurale, nu este delimitată foarte net de zonele naturale. Acestea includ o zonă relativ intactă, situată central, o zonă tampon precum și o zonă de tranziție care include zone exploatate agricol.

SITUAȚIA REȚELEI NAȚIONALE DE ARII PROTEJATE

Abordarea integralistă a problemelor de conservare a capitalului natural a fost încurajată la nivel european, în special prin inițiativa luată în cadrul Conferinței de la Maastricht din 1993 de a implementa și dezvolta Rețeaua Ecologică Europeană (EECONET). Aceasta implică crearea la nivel național a unei rețele de arii protejate, interconectată cu rețelele țărilor vecine. Rețeaua națională de arii protejate, ca sistem funcțional și componentă a rețelei europene, trebuie să contribuie la menținerea tuturor categoriilor de sisteme

ecologice într-o macrostructură echilibrată. Componentele ei trebuie să reflecte eterogenitatea capitalului natural, incluzând în același timp sistemele ecologice vulnerabile, susceptibile la deteriorare sub acțiunea sistemului socio-economic uman, corespunzând în același timp standardelor privind suprafața minimă, structura și managementul ariilor protejate. Legea Protecției Mediului no.137/1995 adoptată în România prevede crearea Rețelei naționale de arii protejate prin includerea tuturor ariilor protejate anterior printr-un act oficial sau protejate în urma semnării de către România a unor acorduri internaționale de mediu.

Situația rețelei naționale de arii protejate în țara noastră este în prezent critică. Nu se cunoaște cu precizie nici măcar numărul ariilor aflate sub regim de protecție, acesta diferind de la sursă la sursă: 450 (Mohan și colab., 1993), 534 (IUCN, 1994), și 586 (Toniuc și colab., 1992). Conform UICN (1994), ariile protejate reprezintă 4,8% din suprafața țării și sunt clasificate conform scopului astfel: rezervații ale biosferei - 6, parcuri naționale - 6, rezervații botanice - 122, zoologice - 15, geologice - 65, speologice - 58, paleontologice - 52, păduri - 51, rezervații peisagistice - 8, mixte - 151, la care se adaugă Rezervația Biosferei Delta Dunării cu statut multiplu (UNESCO/MAB, Situs Ramsar, Patrimoniu Mondial). Cele mai multe din ariile protejate din România nu satisfac cerințele minime pentru a atinge scopurile pentru care au fost puse sub protecție. Astfel, multe există doar scriptic, fără să fi fost luate măsuri de protecție, altele au fost afectate de activitățile umane și obiectul protecției a dispărut sau nu mai îndeplinește cerințele minime care să justifice protecția lor. De asemenea diseminarea lor în teritoriu nu este uniformă, majoritatea fiind localizate în zonele de deal și munte, o serie de ecoregiuni nefiind reprezentate sau fiind subreprezentate (Figura 14.7). În cinci din județele țării (Teleorman, Olt, Giurgiu, Dolj și Călărași) nu există nici o arie protejată. Majoritatea ariilor protejate existente nu satisfac cerințele minime de suprafață, 55% din ele având mai puțin de 10 hectare. Pe lângă aceste deficiențe se constată lipsa unor coridoare care să conecteze principalele arii protejate între ele. În afara parcurilor naționale, restul rezervațiilor naturale nu sunt delimitate sau marcate în teren și, cu excepția Rezervației Biosferei Delta Dunării, nu există un plan de management.

Se poate concluziona că Rețeaua națională de arii protejate nu corespunde în prezent scopului pentru care a fost creată. Pentru îmbunătățirea situației actuale sunt necesare cercetări intense care să permită identificarea categoriilor de sisteme ecologice care urmează să fie incluse în rețea, precum și dezvoltarea capacităților instituționale și îmbunătățirea legislației actuale în vederea elaborării și implementării unor programe de management adecvate.

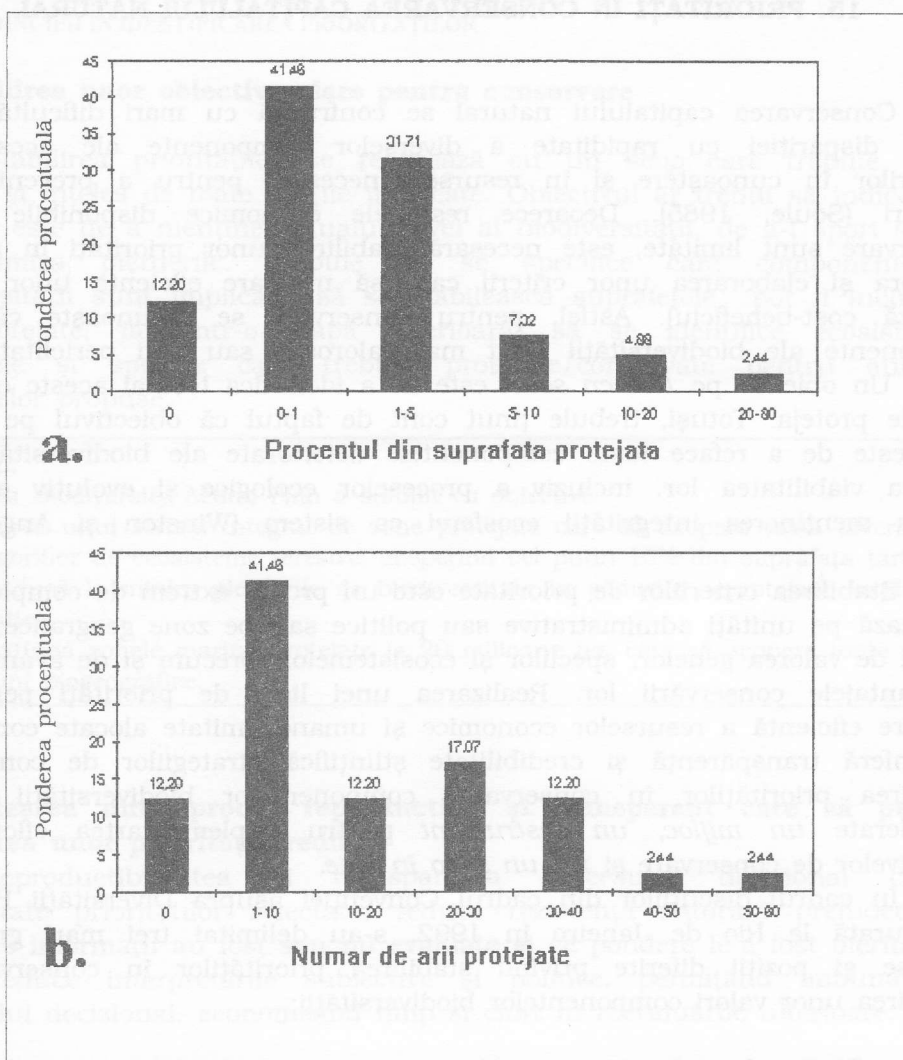


FIGURA 14.7 - Distribuția procentuală a județelor în funcție de procentul din suprafață protejată (a) și de numărul ariilor protejate situate pe teritoriul (b).

15. PRIORITĂȚI ÎN CONSERVAREA CAPITALULUI NATURAL

Conservarea capitalului natural se confruntă cu mari dificultăți din cauza dispariției cu rapiditate a diverselor componente ale acestuia și limitărilor în cunoaștere și în resursele necesare pentru a preveni aceste pierderi (Soule, 1985). Deoarece resursele economice disponibile pentru conservare sunt limitate, este necesară stabilirea unor priorități în alocarea acestora și elaborarea unor criterii care să măsoare eficiența unor măsuri (analiză cost-beneficiu). Astfel, pentru conservare se recunoaște că unele componente ale biodiversității sunt mai valoroase sau mai periclitate decât altele. Un obiectiv pe *termen scurt* este de a identifica tocmai aceste elemente și a le proteja. Totuși, trebuie ținut cont de faptul că obiectivul pe *termen lung* este de a reface toate componentele deteriorate ale biodiversității și a asigura viabilitatea lor, inclusiv a proceselor ecologice și evolutiv esențiale pentru menținerea integrității ecosferei ca sistem (Winston și Angermeier, 1995).

Stabilirea criteriilor de prioritate este un proces extrem de complex și se realizează pe unități administrative sau politice sau pe zone geografice, ținând seama de valoarea genelor, speciilor și ecosistemelor, precum și de avantajele și dezavantajele conservării lor. Realizarea unei liste de priorități permite o utilizare eficientă a resurselor economice și umane limitate alocate conservării și conferă transparență și credibilitate științifică strategiilor de conservare. Stabilirea priorităților în conservarea componentelor biodiversității trebuie considerate *un mijloc, un instrument* pentru implementarea eficientă a obiectivelor de conservare și nu *un scop în sine*.

În cadrul discuțiilor din cadrul Convenției asupra Diversității Biologice desfășurată la Rio de Janeiro în 1992, s-au delimitat trei mari grupe de interese și poziții diferite privind stabilirea priorităților în conservarea și atribuirea unor valori componentelor biodiversității:

- i. **Țările dezvoltate economic**, care au atins acest nivel distrugând într-o oarecare măsură capitalul lor natural și sunt sărace în biodiversitate. Acestea susțin că biodiversitatea este o moștenire comună a umanității față de care toate țările au responsabilitate, ceea ce motivează dorința lor de a-și proteja drepturile de explorare și exploatare comercială a biodiversității din țările tropicale.
- ii. **Țările în curs de dezvoltare**, majoritatea bogate în biodiversitate, care consideră că componentele biodiversității reprezintă resurse suverane, care pot și trebuie valorificate de către statele respective.
- iii. **Comunitățile umane locale**, pentru care componentele biodiversității au valoare de subzistență, precum și importanță culturală și spirituală.

15.1 PRINCIPII ÎN IDENTIFICAREA PRIORITĂȚILOR

a. Stabilirea unor obiective clare pentru conservare

Stabilirea priorităților se realizează cu un *scop* care trebuie să fie explicit și înțeles de toate părțile implicate. Obiectivul ar trebui să indice dacă intenția este de a menține actualul nivel al biodiversității, de a-l spori sau de a minimiza pierderile. Trebuie să se specifice care componente ale biodiversității sunt implicate, să se stabilească suprafețele pot fi incluse în arii protejate, iar într-o etapă ulterioară, să se identifice ecosistemele, habitatele și speciile care trebuie protejate/conservate pentru atingerea obiectivelor propuse.

Exemplu:

Indonesia Biodiversity Action Plan a stabilit ca obiective:

- crearea unui sistem integrat de zone protejate care să acopere toată diversitatea categoriilor de ecosisteme terestre, acoperind cel puțin 10% din suprafața țării;
- să reducă la minim pierderile de biodiversitate în pădurile neprotejate, exploatate forestier;
- să extindă zonele marine protejate la 20 milioane ha, care să acopere toate cele 7 regiuni biogeografice.

b. Utilizarea unui proces reproductibil și transparent care să permită elaborarea unor priorități credibile

Reproductibilitatea și transparența procesului decizional conferă credibilitate priorităților selectate, reduce rezistența datorată prejudecăților, indică ce informații au fost sau nu evaluate și ce pondere le-a fost oferită. Mai mult, reduce interpretările subiective și politice, permițând îmbunătățirea procesului decizional, economisind timp și efort în reevaluările ulterioare.

c. Stabilirea cu claritate a priorităților de conservare la nivel local, național și global

Conservarea biodiversității este o preocupare a întregii umanități, dar țelul comun nu se traduce și în priorități comune, acestea variind mult la nivel local, regional și global (Tabelul 15.1).

d. Evaluarea avantajelor și dezavantajelor schemelor de stabilire a priorităților

Guvernele, agențiile de conservare și sponsorii sunt interesați în stabilirea de priorități deoarece acestea simplifică procesul decizional. Orice program de stabilire a priorităților are avantaje și dezavantaje, astfel încât necesită o analiză corectă, gen cost-beneficiu, care ajută și direcționează procesul decizional.

e. Utilizarea la maxim a informațiilor și datelor existente și relevante

Calitatea priorităților stabilite depinde de informația utilizată în procesul de evaluare. Toate informațiile disponibile trebuie utilizate complet, dar cele mai recente sunt mai valoroase datorită vitezei cu care se modifică componentele biodiversității și cu care informația se perimează. Foarte frecvent informația este dispersată sau nepublicată, de aceea este utilă implicarea în proces a populației și a organizațiilor neguvernamentale locale. Evaluarea calității datelor este necesară înaintea utilizării acestora, ceea ce permite identificarea lacunelor în cunoaștere și stabilirea direcțiilor necesare de cercetare.

TABELUL 15.1 - Trei perspective diferite asupra conservării biodiversității (adaptat după Johnson, 1995).

Conservarea biodiversității	Nivel global	Nivel național	Nivel local
Priorități	Salvarea tuturor categoriilor de ecosisteme, a speciilor și genelor	Salvarea ecosistemelor, speciilor și genelor valoroase/utile național	Salvarea speciilor și habitatelor care reprezintă resurse locale
Motivație	Echitate intergenerații Etică	Dezvoltare durabilă Etică/Utilitarism	Beneficii directe Utilitarism/Culturală
Proprietate	Moștenire comună	Resurse suverane	Resurse locale
Zone prioritare	"Hotspots" Țări cu megadiversitate Reprezentarea tuturor categoriilor majore de ecosisteme în rețele globale de zone protejate	"Hotspots" naționale și zone ce satisfac cerințe multiple	Surse de beneficii materiale și culturale
Strategii de acțiune	Reducerea datoriilor externe Asistență tehnică pentru dezvoltare Sprijin economic în schimbul conservării priorităților identificate	Anularea datoriilor Transfer de tehnologie Biotehnologii Programe naționale	Recăpătarea controlului asupra resurselor Participare în planificare

f. Implicarea responsabililor pentru implementarea acțiunilor de conservare

Trebuie identificate rapid organizațiile care au un rol important în implementarea acțiunilor de conservare din zona prioritară (agenții guvernamentale și neguvernamentale, comunități locale, proprietari de teren). Chiar dacă nu sunt implicați direct, aceștia trebuie cel puțin informați. Este posibilă identificarea priorităților fără implicarea acestor instituții, dar acțiunile eficiente de conservare nu se pot face fără sprijinul lor.

g. Implicarea comunităților locale și a celorlalte persoane și organizații interesate din zonă

Fără participare locală eforturile de conservare au foarte mari șanse de a da greș. Mai mult, implicarea persoanelor din zonă permite evitarea conflictelor de interese.

h. Incadrarea priorităților în contextul politic și instituțional existent

Specialiștii în identificarea priorităților trebuie să obțină sprijin politic pentru a transforma un set de priorități credibile științific într-o serie de decizii asupra modului de investire a banilor, alocare a personalului și revizuire a legislației.

Deciziile politice sunt constrânse de unii factori și motivate de alții, de aceea sunt favorizate acțiunile care atrag sprijin politic și cele care generează beneficii economice.

i. Corelarea priorităților în conservare cu programele economice și politice

Prioritățile în conservare devin eficiente când sunt legate de programe economice și politice precum și de prevederile de alocare a resurselor financiare, de utilizare a terenurilor și de consum a resurselor naturale.

Conservarea depinde de alocarea de bani și personal, de modificări în utilizarea terenului și de sprijin politic, nu doar de faptul că se cunosc speciile sau ecosistemele care necesită măsuri de protecție și conservare.

j. Stabilirea unui proces de revizuire și reconfirmare a priorităților la intervale regulate

Permanent sunt generate informații și date noi, se constată noi pericole și se modifică interesele comunităților umane asupra componentelor biodiversității, astfel că prioritățile nu sunt statice iar specialiștii trebuie să fie flexibili și să țină cont de aceste modificări. Este de aceea strict necesară monitorizarea biodiversității pentru evaluarea statutului și evoluției ei la toate nivelurile.

15.2 CRITERII UTILIZATE PENTRU STABILIREA PRIORITĂȚILOR ÎN CONSERVARE

Pentru a aprecia dacă un anumit obiect sau proces posedă proprietățile, caracteristicile sau valorile dorite sunt elaborate un set de criterii. Orice strategie de management a biodiversității care își propune să stabilească priorități în conservare utilizează criterii, deși nu întotdeauna clar definite. Având în vedere complexitatea biodiversității și varietatea modurilor de evaluare, numărul de criterii utilizabile pentru identificarea genelor, a speciilor sau a ecosistemelor ce reprezintă priorități în conservare este imens. În practică se utilizează însă doar un număr restrâns de criterii. Criteriile biologice sunt utilizate practic în toate programele de stabilire a priorităților în conservare, deși uneori mai sunt utilizate criterii adiționale sociale, economice și instituționale. Cele mai frecvent utilizate criterii biologice și câteva din criteriile sociale, economice și instituționale sunt prezentate în continuare (Tabelul 15.2). Aceste criterii pot fi utilizate în principiu în analiza oricărui nivel al biodiversității, genetic, specific sau ecosistemic (Johnston, 1995).

a. CRITERII BIOLOGICE

- *Bogăția specifică* se referă la numărul de specii dintr-o anumită zonă; cu cât acesta este mai mare cu atât bogăția specifică este mai ridicată. Utilizarea acestui criteriu pornește de la premisa că toate componentele au valoare egală. Bogăția specifică este cel mai simplu de estimat, reprezentând un criteriu cantitativ. Deși criteriul bogăției se referă de obicei la specii, poate fi aplicat și pentru diversitatea genetică și ecosistemică. De exemplu, o zonă în care au fost inventariate 500 de specii va avea o valoare mai ridicată decât o zonă în care sunt doar 300 de specii.
- *Raritatea* este un criteriu care conferă valoare mai mare pentru conservare componentelor mai rare (genotipuri, specii sau ecosisteme). Criteriul se bazează pe informații cantitative, respectiv frecvența unui genotip, specie sau ecosistem ca măsură a rarității. De exemplu, genotipul unui specii sălbatice înrudită cu o specie cu importanță agricolă care există într-o singură populație izolată reproductiv va avea o valoare mai ridicată pentru conservare decât un genotip frecvent la mai multe populații ale aceleiași specii între care există schimb de gene.
- *Reprezentativitatea* este un criteriu care asigură ca eforturile de conservare dintr-o zonă să includă toate genotipurile, speciile sau ecosistemele considerate de interes. Aplicarea acestui criteriu necesită includerea a cât mai multe, poate chiar a tuturor speciilor, populațiilor și/sau ecosistemelor dintr-o zonă.
- *Vulnerabilitatea* stabilește prioritățile în conservare în funcție de gradul de risc. Categoriile periclitate sunt considerate priorități. Relațiile cauzale între factorii de risc (de obicei antropici) și efectele lor asupra componentelor biodiversității sunt de obicei dificil de stabilit, de aceea introduc un factor de subiectivitate. Vulnerabilitatea este diferită de raritate, deoarece o specie poate fi rară fără a fi însă periclitată. Totuși, cel mai adesea raritatea implică un risc mai ridicat.

CRITERII DE STABILIRE A PRIORITĂȚILOR ÎN CONSERVARE

(conform IUCN/UNEP/WWF, 1980)

Pentru prevenirea extincției speciilor trebuie să se acorde prioritate pentru:

1. speciile periclitate pe întregul areal;
2. speciile care sunt unicele reprezentante al genului sau familiei lor;
3. familiile sau genurile care sunt monotipice (constau dintr-o singură specie) trebuie conservate cu prioritate față de cele politipice;
4. speciile periclitate trebuie să aibă prioritate față de cele vulnerabile, iar acestea față de cele rare;
5. speciile cu distribuție limitată, chiar dacă nu sunt periclitate, trebuie monitorizate intens.

Ordinea propusă a priorităților în conservare în funcție de categoria taxonomică, pornind de la 9 (prioritate maximă) spre 1 este prezentată în tabelul de mai jos.

Taxon	Rar	Vulnerabil	Periclitat
Familie	4	2	1
Gen	7	5	3
Specie	9	8	6

- *Funcționalitatea* ține cont de rolul pe care îl au speciile și ecosistemele în asigurarea persistenței altora, luând în considerare importanța resurselor cheie, fie că sunt specii-cheie fie că sunt ecosisteme-cheie.

b. CRITERII SOCIALE ȘI POLITICE

Unele strategii de stabilire a priorităților în conservare țin cont și de alte aspecte nebiologice, utilizând o serie de criterii economice, culturale sau care se referă la valoarea existențială pentru comunitățile umane. Majoritatea acestor strategii utilizează în paralel atât unul sau mai multe criterii biologice cât și criterii nebiologice.

- *Utilitatea* se referă la valoarea utilitară, cunoscută sau potențială, pentru om. Este un criteriu antropocentric ce se bucură de suport politic mai mult decât criteriile biologice. Utilitatea poate fi definită și ca valoarea economică, dar poate de asemenea fi utilizată pentru a identifica componentele biodiversității cu valoare științifică, socială, culturală sau religioasă. Întrucât aceleași specii sau ecosisteme pot avea diferite valori utilitare pentru diferite comunități umane, acest criteriu are o mare componentă subiectivă. De exemplu, pădurile degradate pot avea încă o biodiversitate ridicată și pot fi extrem de valoroase pentru comunitățile locale care depind de resursele furnizate, dar pentru autoritățile centrale pot prezenta o valoare limitată comparativ cu pădurile virgine cu potențial turistic ridicat.
- *Fezabilitatea* este un criteriu caracterizat prin simplitate și importanță practică, măsurând posibilitatea de realizare a unui proiect de conservare. Spre deosebire de criteriile biologice, acesta se poate modifica rapid și radical, în funcție de schimbările politice sau instituționale. De exemplu, un proiect de conservare ar putea fi realizat mai degrabă într-o zonă unde sprijinul politic este asigurat decât într-o zonă cu biodiversitate mai mare dar unde interesele economice și/sau politice se opun proiectului. Frecvent acesta este principalul criteriu folosit de factorii de decizie care preferă să opteze pentru soluția cel mai ușor de aplicat.

Acțiunile de conservare trebuie să fie cantitative, cât mai obiective și să se bazeze pe studiul componentelor biodiversității. Pentru o abordare holistă trebuie explicitate însă și criteriile nebiologice, în special aspectele sociale, politice și economice.

Conservarea eficientă este în final un *proces politic* ale cărui șanse de succes cresc prin asigurarea unei participări largi a factorilor de decizie, a reprezentanților comunităților locale și a proprietarilor de terenuri, ceea ce întărește legătura între prioritățile de conservare stabilite și activitățile în teren, fără a afecta integritatea tehnică a procesului de stabilire a priorităților.

Activitățile de identificare a priorităților în conservare vor continua și în viitor deoarece:

- distrugerea habitatelor și eroziunea genetică vor continua cu rate cel puțin la fel de mari ca până acum;

- Fondul Global de Mediu (GEF) și Convenția asupra Diversității Biologice vor direcționa agențiile guvernamentale și inter-guvernamentale în direcția stabilirii priorităților.

Trebuie menționat că principalele priorități identificate în anii '90 nu vor fi ultimele, dar ar putea fi cele mai importante. Este necesar însă să se acorde o atenție sporită elaborării de strategii și activități politice în domeniul conservării și dezvoltării capacităților instituționale, aspecte tratate în prezent cu mai puțină atenție, care să permită elaborarea și implementarea priorităților reale.

15.3 TEHNICI ÎN STABILIREA PRIORITĂȚILOR ÎN CONSERVARE

Obiectivul unui program de conservare a biodiversității este de obicei formulat în termeni generali. Activitățile specifice necesare realizării obiectivului propus sunt însă deseori focalizate pe conservarea unor componente, pe plan local, național sau regional. Criteriile descrise anterior ajută la limitarea domeniului de opțiuni posibile. Totuși, strategiile pentru identificarea priorităților în conservare sunt de obicei focalizate pe unul dintre nivelele ierarhice ale biodiversității: genetic, specific sau ecosistemic. Aceste trei categorii de studii se bazează în principal pe informații biologice și ecologice, dar pot utiliza și criteriile sociale sau instituționale prezentate anterior. O a patra categorie de studii se bazează pe o abordare holistă, ce include în analiză o serie de factori economici, sociale și culturali pe lângă cei biologici.

În continuare sunt prezentate avantajele și dezavantajele asociate fiecărui tip de abordare (Johnson, 1995).

a) Studiul diversității genetice

Avantaje:

- furnizează informații vitale pentru conservarea cu succes a speciilor foarte rare sau periclitate;
- identifică speciile domestice și rudele lor sălbatice ce necesită protecție;
- metodele utilizate sunt foarte specifice, bine definite și reproductibile.

Dezavantaje:

- tehnicile sunt scumpe, necesită echipamente sofisticate și personal bine pregătit;
- prelevarea probelor este scumpă și dificilă;
- nu e utilizabilă pentru ecosisteme și o serie de procese ecologice și evolutive.

b) Studiul diversității specifice

Avantaje:

- permite desfășurarea de activități selective pe speciile cele mai periclitate sau valoroase;
- protejează speciile cheie și contribuie astfel la conservarea ecosistemelor;
- sunt mai ușor înțelese și sprijinite de către public;
- sunt de preferat în zonele în care ecosistemele naturale nu mai există și sunt puternic modificate.

Dezavantaje:

- dificultăți în identificarea speciilor;
- majoritatea speciilor sunt încă nedescrise sau foarte puțin studiate;
- metodele sunt greu de monitorizat și evaluat;
- pot limita utilizarea durabilă a speciilor printr-o conservare excesivă și restrictivă.

c) Studiul diversității ecosistemice**Avantaje:**

- sunt relativ ușor de identificat, delimitat și cartat;
- conservarea ecosistemelor asigură conservarea serviciilor furnizate de acestea;
- sunt cele mai eficiente din punct de vedere al raportului cost-beneficiu;
- este cea mai bună metodă în condițiile în care informațiile despre specii/diversitate genetică sunt puține și există constrângeri de timp și bani.

Dezavantaje:

- nu există un sistem internațional recunoscut de clasificare;
- nu țin cont de speciile rare sau periclitate;
- majoritatea acestor metode se referă la ecosisteme naturale, dar acestea sunt extrem de puține.

d) Abordarea holistă

Obiectivul abordării holiste este mult mai ancorat în realitate, fiind acela de a conserva biodiversitatea în prezența și nu în absența oamenilor.

Avantaje:

- fezabilitate sporită, deoarece prioritățile propuse țin cont și de factorii politici și sociali;
- evidențiază valorile nebiologice (culturale, religioase etc.) asigurând un suport sporit pentru activitățile de conservare;
- evaluările factorilor economici, sociali sau politici sunt clare și transparente, de aceea sunt preferate de factorii de decizie.

Dezavantaje:

- pot duce la subevaluarea componentelor biodiversității prin contrabalansarea acestora de către valori sociale, economice sau politice;
- aceste abordări sunt preponderent experimentale, mai slab dezvoltate și testate decât cele biologice;
- informațiile despre unele aspecte sociale și economice nu sunt frecvent disponibile pe scară locală sau regională (cele mai multe sunt disponibile la scară națională); în plus, datele se modifică rapid limitând durata de valabilitate a setului de priorități;
- în multe situații este greu de stabilit care dintre factorii sociali, economici sau politici sunt mai importanți pentru conservare.

16. STADIUL ACTUAL AL MANAGEMENTULUI CAPITALULUI NATURAL

Preocuparea asupra problemelor de mediu a devenit mai intensă după cel de-al doilea război mondial. Numărul tratatelor internaționale privind mediul a început să crească constant după 1950. Astfel, în 1995 existau 173 de tratate internaționale (Figura 16.1), dar dacă se consideră și alte tipuri de acorduri cu obligativitate redusă, cum ar fi cele bilaterale, sunt înregistrate aproape 900 de tratate (French, 1996).

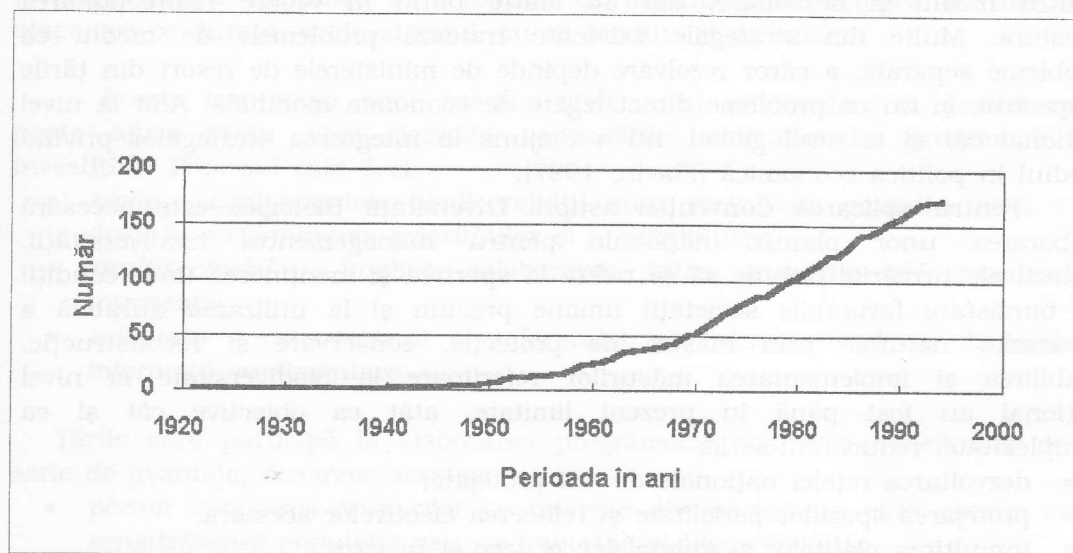


FIGURA 16.1 - Numărul tratatelor internaționale privind mediul, semnate în intervalul 1921-1994 (după French, 1996).

Unele dintre acordurile internaționale au dus la rezultate deosebite. Astfel, Protocolul de la Montreal din 1987 privind diminuarea stratului de ozon a dus în mai puțin de zece ani la o scădere a emisiilor de freon cu peste 77% față de nivelul înregistrat în 1988. Poluarea atmosferică din Europa a fost mult redusă ca urmare a semnării tratatului privind poluarea globală a aerului din 1979. Deși unele tratate au reușit, foarte multe au eșuat în a iniția schimbări de atitudine la nivelul factorilor de decizie. Adesea, tratatele de mediu sunt concepute în termeni vagi și generali, încât atrag după sine puține obligații din partea semnatarilor.

În 1992 ONU a organizat în Brazilia, la Rio de Janeiro, Conferința Națiunilor Unite pentru Mediu și Dezvoltare, finalizată prin *semnarea Convenției asupra Diversității Biologice* de peste 170 de state. Obiectivele principale au fost consemnate în *Agenda 21*, un plan de acțiune amplu în vederea atingerii unei dezvoltări durabile. Având ca obiectiv rezolvarea unei largi game de probleme de mediu, sociale și instituționale, Agenda 21 reflectă înțelegerea acestor probleme cu care se confruntă lumea în prezent. Cea mai importantă instituție creată în urma Conferinței de la Rio de Janeiro a fost

Comitetul Națiunilor Unite pentru o Dezvoltare Durabilă, constituit pentru a urmări aplicarea la nivel național a obiectivelor Agendei 21 și pentru a coordona la nivel regional și global diferitele programe pentru mediu și dezvoltare ale ONU.

În cadrul Agendei 21 este specificată necesitatea pregătirii, de către fiecare guvern în parte, a unei strategii naționale de dezvoltare durabilă. Până în anul 1996, 117 guverne constituiseră comisii naționale pentru dezvoltarea acestor strategii. Din păcate, majoritatea rapoartelor elaborate până în prezent sunt vagi, retorice, preponderent descriptive, enumerând programele existente pentru mediu și dezvoltare, dar au foarte puțin în vedere redirecționarea acestora. Multe din strategiile existente tratează problemele de mediu ca probleme separate, a căror rezolvare depinde de ministerele de resort din țările respective, și nu ca probleme direct legate de economia mondială. Atât la nivel național cât și la nivel global, nu s-a ajuns la integrarea strategiilor privind mediul în politica economică (Flavin, 1997).

Pentru aplicarea Convenției asupra Diversității Biologice este necesară elaborarea unor planuri naționale pentru managementul biodiversității. Obiectivele urmărite trebuie să se refere la sporirea și menținerea unor condiții de bunăstare favorabile societății umane precum și la utilizarea durabilă a resurselor naturale prin măsuri de protecție, conservare și reconstrucție. Stabilirea și implementarea măsurilor referitoare la biodiversitate la nivel național au fost până în prezent limitate, atât ca obiective cât și ca complexitate, reducându-se la:

- dezvoltarea rețelei naționale de arii protejate;
- protejarea speciilor periclitare și refacerea efectivelor acestora;
- înmulțirea plantelor și animalelor *in vivo* și *in vitro*.

Unele țări au abordat problemele mai amplu, la nivel de bazine hidrografice, regiuni geografice, inclusiv rezervații ale biosferei. Puține țări au abordat însă problemele legate de stabilirea și implementarea unei strategii naționale pentru biodiversitate în maniera integrată cerută de Convenția asupra Diversității Biologice.

16.1 ELABORAREA PLANULUI NAȚIONAL PENTRU MANAGEMENTUL BIODIVERSITĂȚII

Elaborarea planurilor naționale pentru managementul biodiversității se realizează în trei etape majore:

a) Evaluarea biodiversității la nivel național

Asigură *strângerea informației* asupra statutului și tendințelor la nivel național ale componentelor biodiversității, evaluează nivelul activităților de conservare, gradul de utilizare al resurselor naționale, precum și o analiză cost-beneficiu, din punct de vedere economic și social.

b) Strategia națională

Analizează datele și informația descriptivă oferită de evaluarea biodiversității la nivel național, identifică obiectivele, analizează lacunele între realitate și

aspirațiile exprimate prin obiective precum și căile de atingere a acestora, evaluează impactul de mediu al diferitelor opțiuni pentru dezvoltare ca și implicațiile asupra componentelor umane, instituționale, infrastructurale și financiare și eventual ajutorul internațional necesar.

- Propune *activitățile, elaborează lista de priorități și determină investițiile* necesare pentru atingerea fiecărui obiectiv în parte.

c) Planul de acțiune

Stabilește etapele și abordează problemele practice pentru implementarea strategiei alese. Identifică și stabilește ce organizații se implică în diferitele etape, pe ce durată, unde și când, cu ce fonduri și de unde.

Aceste trei etape sunt componentele unui proces larg și flexibil care poate ajuta țările să-și dezvolte capacitățile instituționale, programele și investițiile. Procesul este deci:

- *ciclic* - componentele biodiversității sunt reevaluate periodic, ceea ce duce la reexaminarea priorităților și a activităților;
- *multisectorial* - implică colaborarea între grupurile și organizațiile interesate;
- *adaptativ* - este revizuit și reformulat pe măsură ce devin disponibile informații suplimentare.

Țările care participă la elaborarea programelor naționale beneficiază de o serie de avantaje, deoarece acestea:

- permit *cooptarea* grupurilor cu interese diverse într-un efort comun care *sensibilizează* populația asupra importanței biodiversității;
- generează *voința politică* pentru implementarea convenției în interesul național;
- sunt un instrument valoros pentru *evaluarea și monitorizarea* activităților de conservare și a componentelor biodiversității în general, pe termen mediu și lung;
- furnizează *informații economice valoroase* care permit estimarea necesarului de investiții la nivel național și global.

Există două variante prin care poate spori eficiența planului național. Prima este de a include programul național în programele și strategiile naționale deja existente, iar cealaltă este de a integra managementul biodiversității în toate domeniile și sectoarele care au impact asupra componentelor sale (Miller și Lanou, 1995).

În elaborarea și implementarea planurilor naționale apar o serie de dificultăți care țin de lacunele cadrului instituțional existent, de nivelul insuficient de cunoaștere și de slaba voință politică. Acestea pot fi grupate în trei mari categorii:

Instituționale

- existența unui anume "teritorialism" cauzat de competiția pentru controlul resurselor financiare;

- coordonarea și integrarea diferiților participanți (instituții și/sau persoane) este dificilă;
- coordonarea între agențiile guvernamentale și neguvernamentale este scăzută;
- implicarea sectorului privat este redusă;
- lipsa de personal de specialitate și de manageri;
- comunicarea între comunitatea științifică și factorii de decizie este deficitară.

Științifice

- cercetările privind rolul biodiversității sunt insuficiente;
- lipsesc date suficiente, atât științifice cât și economice;
- nu sunt suficienți sistematicieni;
- există un potențial scăzut de gestionare a informației.

Politice

- lipsește cadrul politic și voința politică necesară pentru implementare;
- lipsesc datele pentru a sprijini procesul politic decizional;
- capitalul natural nu este integrat în planurile naționale de dezvoltare;
- legislația de mediu este în general confuză;
- se constată o insuficientă cunoaștere a costurilor legate de conservarea biodiversității;
- nu există politici clare asupra dreptului de proprietate a terenului;
- apar frecvent dificultăți în integrarea intereselor comunităților locale în planificare.

16.2 ETAPELE REALIZĂRII UNUI PROGRAM NAȚIONAL DE EVALUARE, CONSERVARE ȘI UTILIZARE DURABILĂ A BIODIVERSITĂȚII

În elaborarea unui program național, trebuie ținut cont de o mulțime de considerente, de aceea direcțiile orientative în elaborarea programului național trebuie să oglindească măsura în care:

- a) Strategiile și planurile de acțiune îmbunătățesc și mențin atât bunăstarea oamenilor cât și productivitatea și diversitatea ecosistemelor.
- b) Programele contribuie la atingerea scopului superior de dezvoltare durabilă prin integrarea aspectelor socio-economice și ecologice.
- c) Obiectivele trebuie să fie puține, realizabile într-o perioadă de timp rezonabilă, clare și coerente. Obișnuitele liste de "dorințe" dintr-un proiect cel mai adesea nu duc la nici un rezultat.
- d) Procesul de planificare trebuie să fie adaptabil și ciclic, el nefiind un eveniment izolat, unic.
- e) Participarea trebuie să fie cât mai largă.
- f) Schimbul de informații (comunicarea) și negocierile trebuie să fie permanente în procesul de planificare.
- g) Succesul depinde de capacitatea de decizie și acțiune.

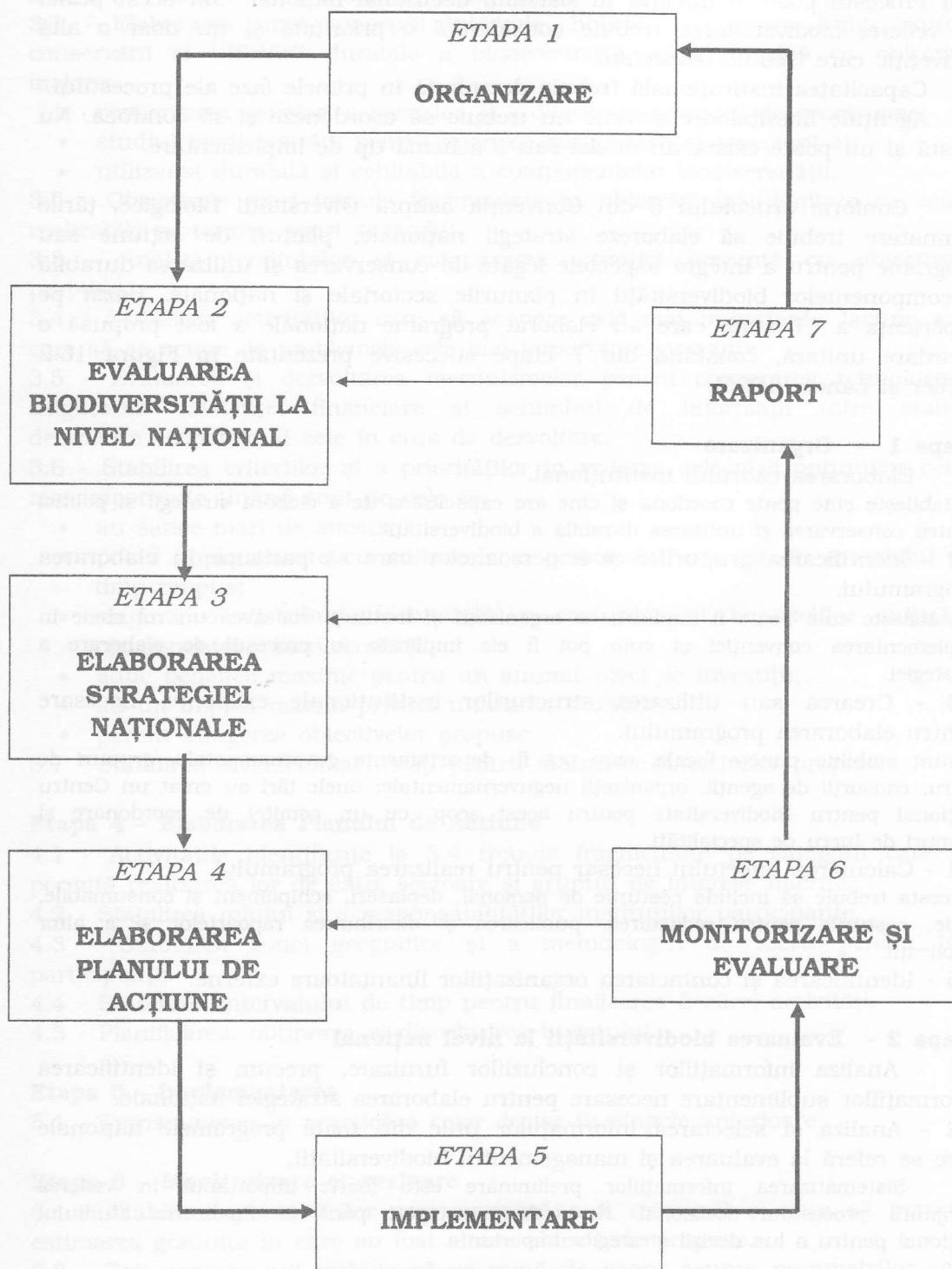


FIGURA 16.2 - Etapele realizării unui program național de evaluare, conservare și utilizare durabilă a biodiversității.

h) Procesul poate fi integrat în sistemul decizional național. Din acest punct de vedere, biodiversitatea trebuie considerată o prioritate și nu doar o altă convenție care trebuie respectată.

i) Capacitatea instituțională trebuie dezvoltată în primele faze ale procesului.

j) Agențiile finanțatoare externe nu trebuie să coordoneze și să conducă. Nu există și nu poate exista un model sau o schemă tip de implementare.

Conform articolului 6 din Convenția asupra Diversității Biologice, țările semnatare trebuie să elaboreze strategii naționale, planuri de acțiune sau programe pentru a integra aspectele legate de conservarea și utilizarea durabilă a componentelor biodiversității în planurile sectoriale și naționale. Bazat pe experiența a 17 state care au elaborat programe naționale a fost propusă o abordare unitară, constând din 7 etape succesive prezentate în Figura 16.2 (Miller și Lanou, 1995).

Etapa 1 - Organizare

1.1 - Elaborarea cadrului instituțional.

- stabilește cine poate coordona și cine are capacitatea de a elabora strategii și politici pentru conservarea și utilizarea durabilă a biodiversității.

1.2 - Identificarea grupurilor și a persoanelor care să participe în elaborarea programului.

- stabilește cine poate fi implicat, ce organizații și instituții vor avea un rol cheie în implementarea convenției și cum pot fi ele implicate în procesul de elaborare a strategiei.

1.3 - Crearea sau utilizarea structurilor instituționale existente, necesare pentru elaborarea programului.

- sunt stabilite puncte focale, care pot fi: departamente guvernamentale, grupuri de lucru, consorții de agenții, organizații neguvernamentale; unele țări au creat un Centru Național pentru Biodiversitate pentru acest scop, cu un comitet de coordonare și grupuri de lucru pe specialități.

1.4 - Calcularea bugetului necesar pentru realizarea programului.

- acesta trebuie să includă costurile de personal, deplasări, echipament și consumabile, regie, costurile pentru redactarea, publicarea și distribuirea rapoartelor și a altor publicații.

1.5 - Identificarea și contactarea organizațiilor finanțatoare externe.

Etapa 2 - Evaluarea biodiversității la nivel național

2.1 - Analiza informațiilor și concluziilor furnizate, precum și identificarea informațiilor suplimentare necesare pentru elaborarea strategiei naționale.

2.2 - Analiza și selectarea informațiilor utile din toate programele naționale care se referă la evaluarea și managementul biodiversității.

Sistematizarea informațiilor preliminare este foarte importantă în vederea sprijinirii procesului decizional. Nu trebuie așteptat până la finalizarea studiului național pentru a lua decizii strategice importante.

Etapa 3 – Elaborarea Strategiei Naționale

3.1 - Elaborarea unei concepții integrale, holiste, pe termen lung, asupra conservării și utilizării durabile a biodiversității, care să aibă ca obiective majore:

- conservarea genelor, a speciilor și a diferitelor categorii de ecosisteme;
- studiul biodiversității pentru sporirea cunoașterii și aprecierii ei;
- utilizarea durabilă și echitabilă a componentelor biodiversității.

3.2 - Obiectivele mari trebuie fragmentate în obiective mai limitate ca scop, realizabile pe termen scurt și mediu.

3.3 - Analiza tendințelor și compararea situației prezente cu obiectivele propuse.

3.4 - Stabilirea activităților care să acopere cele mai importante lacune sau care să se ocupe de problemele cele mai importante/presante.

3.5 - Evaluarea și dezvoltarea mecanismelor pentru cooperarea tehnologică, asigurarea asistenței financiare și schimbul de informații între statele dezvoltate economic și cele în curs de dezvoltare.

3.6 - Stabilirea criteriilor și a priorităților în vederea selectării opțiunilor celor mai importante ținând cont de cele ce:

- au șanse mari de succes;
- pot fi implementate cu mijloacele și personalul existent, în intervalul de timp propus;
- asigură o distribuție echitabilă a costurilor și beneficiilor utilizării componentelor biodiversității;
- aduc beneficii maxime pentru un anumit nivel de investiții;
- au un impact maxim privind utilizarea durabilă;
- permit atingerea obiectivelor propuse.

3.7 - Stabilirea diverselor activități pentru atingerea obiectivelor propuse.

Etapa 4 – Elaborarea Planului de Acțiune

4.1 - Activitățile identificate la 3.4 trebuie fragmentate pe categorii care să permită realizarea lor de către sectoare și grupuri de interese diferite.

4.2 - Stabilirea rolului și a responsabilităților instituțiilor participante.

4.3 - Stabilirea zonei geografice și a metodologiei de lucru pentru toți participanții.

4.4 - Stabilirea intervalului de timp pentru finalizarea fiecărei activități.

4.5 - Planificarea, obținerea și distribuirea bugetului.

Etapa 5 - Implementarea

5.1 - Transpunerea în practică a celor decise în etapele anterioare.

Etapa 6 – Monitorizare și evaluare

6.1 - Stabilirea parametrilor care urmează a fi măsurați și care să permită estimarea gradului în care au fost atinse obiectivele propuse.

6.2 - Toți participanții trebuie să se pună de acord asupra parametrilor care vor fi monitorizați, cum se va realiza aceasta și de către cine.

Etapa 7 - Raport

7.1 – Stabilirea tipurilor de rapoarte necesare, cui se adresează acestea și la ce intervale să fie elaborate.

- Exemple de rapoarte care pot fi pregătite: raport anual asupra stadiului implementării programului către executiv, parlament, public; Programul Național, Strategia Națională, Planul de Acțiune, rapoarte de popularizare, rapoarte periodice pentru organismele internaționale.

7.2 - Elaborarea rapoartelor, care să conțină: informație descriptivă, analiza rezultatelor, a opțiunilor și a lacunelor precum și măsurile propuse.

- conținutul rapoartelor trebuie să fie echilibrat în ceea ce privește ponderea celor trei componente:

- prezentarea *informațiilor* despre resurse și instituții, legislație, direcții politice și programe
- analiza *opțiunilor*, a lacunelor și posibilităților de acțiune
- *măsurile* necesare

7.3 - Promovarea rezultatelor și propunerilor din rapoarte printr-o prezentare și distribuire adecvată. Aceasta se realizează prin conferințe publice, distribuire de publicații, contacte permanente cu mass-media, participarea la conferințe și workshop-uri naționale și internaționale.

CRITERII PENTRU SELECTAREA PARAMETRILOR DE MONITORIZAT LA NIVEL NAȚIONAL

Indicatorii care urmează a fi monitorizați trebuie să permită evaluarea progreselor realizate de programul național și să fie acceptați de toți participanții.

Principalii parametri utilizați sunt cei care *măsoară*:

- diversitatea la nivel genetic, specific, ecosistemic
- eficiența managementului resurselor biologice
- nivelul de periclitate și agenții cauzali
- beneficiile socio-economice derivate din biodiversitate

Sunt preferați parametri care au următoarele *caracteristici*:

- au atribute cantitative, preferate față de cele descriptive/calitative
- sunt adaptabile pentru o gamă largă de metode, de la GIS la studii în teren
- pot fi monitorizate la scară spațială diferită
- pot fi determinați prin procedee simple, astfel încât să poată fi realizată și de personal fără pregătire de specialitate
- sunt obținuți prin colectări standard care să permită obținerea de rezultate comparative
- pot fi ușor introduși în bazele de date

Parametrii monitorizați trebuie să *furnizeze*:

- informații utile ce vin în întâmpinarea cerințelor managerilor
- un feed-back al activităților manageriale din sectorul utilizării și conservării biodiversității
- o evaluare a eficienței strategiei și planului de acțiune instituțional
- o imagine integrală

Realizarea programului național depinde de o multitudine de factori, de aceea este greu de elaborat o metodologie standard. Experiența acumulată până în prezent arată că există patru categorii de state care prezintă caracteristici diferite ce afectează capacitatea lor de a elabora și implementa Convenția asupra Diversității Biologice.

a) *Țările dezvoltate*

- au personal foarte bine pregătit, experți în domenii specifice, greu de reorientat pe alte domenii;
- au instituții foarte dezvoltate cu structuri complexe, dificil de redirecționat spre noi tipuri de activități, cu dificultăți în reformularea și ajustarea problemelor juridice;
- beneficiază de facilități avansate în știință, educație, conservare *in situ* și *ex situ*;
- au acces la resurse financiare interne mari.

b) *Țările cu economii în tranziție*

- dispun de personal foarte bine pregătit, parțial neangajat în specialitate;
- au instituții aflate într-un proces de tranziție, ceea ce duce la responsabilități imprecise, nedefinite clar și, în ansamblu, la un potențial scăzut de realizare a sarcinilor;
- beneficiază de facilități bine dezvoltate - universități, laboratoare, stațiuni de cercetare;
- posibilitățile de finanțare internă sunt limitate.

c) *Țările în curs de dezvoltare*

- au insuficient personal calificat;
- au experiență limitată;
- facilitățile sunt reduse pentru activitățile cheie: inventarierea, gestionarea și analiza datelor, colecții, cercetare;
- resursele financiare interne sunt foarte scăzute;
- informația este greu accesibilă, fiind deseori localizată în alte țări, de obicei dezvoltate.

d) *Țările insulare mici*

- au un număr mic de personal calificat, multe domenii fiind neacoperite;
- instituțiile tradiționale care guvernează sau sunt proprietarele terenului intră deseori în conflict cu cei ce solicită accesul liber la resurse;
- unele categorii de ecosisteme, în special cele marine și costiere, sunt frecvent împărțite cu alte state insulare din regiune, conservarea lor necesitând cooperarea părților interesate;
- resursele naturale limitate sunt rapid epuizate de cererea tot mai mare, accelerând deteriorarea capitalului natural.

16.3 – PROGRAME INTERNAȚIONALE CARE STUDIAZĂ COMPONENTELE CAPITALULUI NATURAL

a. Programul *DIVERSITAS*

Acest program a fost inițiat în anul 1991 pentru a stimula cunoștințele asupra biodiversității, inclusiv originea, structura, funcțiile, precum și aspecte legate de protecția și conservarea lor. Programul cuprinde 10 direcții majore de cercetare, fiecare focalizată pe o problemă specifică legată de biodiversitate. Dintre acestea, cinci programe formează nucleul, fiind considerate prioritare. În plus, programul asigură o interconectare strânsă între diferitele direcții de cercetare (Figura 16.3).

b. Programul Institutului Smithsonian – *Omul și Biosfera*

În cadrul programului Omul și Biosfera (MAB – Man and Biosphere), Institutul Smithsonian din SUA participă cu un program de estimare, evaluare și monitorizare a biodiversității în rețeaua globală a rezervațiilor biosferei și a zonelor protejate (Figura 16.4).

c. Programul “*Systematics Agenda 2000*”

Importanța descrierii și înțelegerii diversității specifice a Pământului este considerată un obiectiv prioritar. Programul Systematics Agenda 2000 este un program ambițios, prevăzut a dura 25 de ani, care își propune să descopere, descrie și clasifice speciile de pe glob (Figura 16.5). Este un program complementar tuturor inițiativelor care își propun să descrie, să conserve și să utilizeze componentele biodiversității.

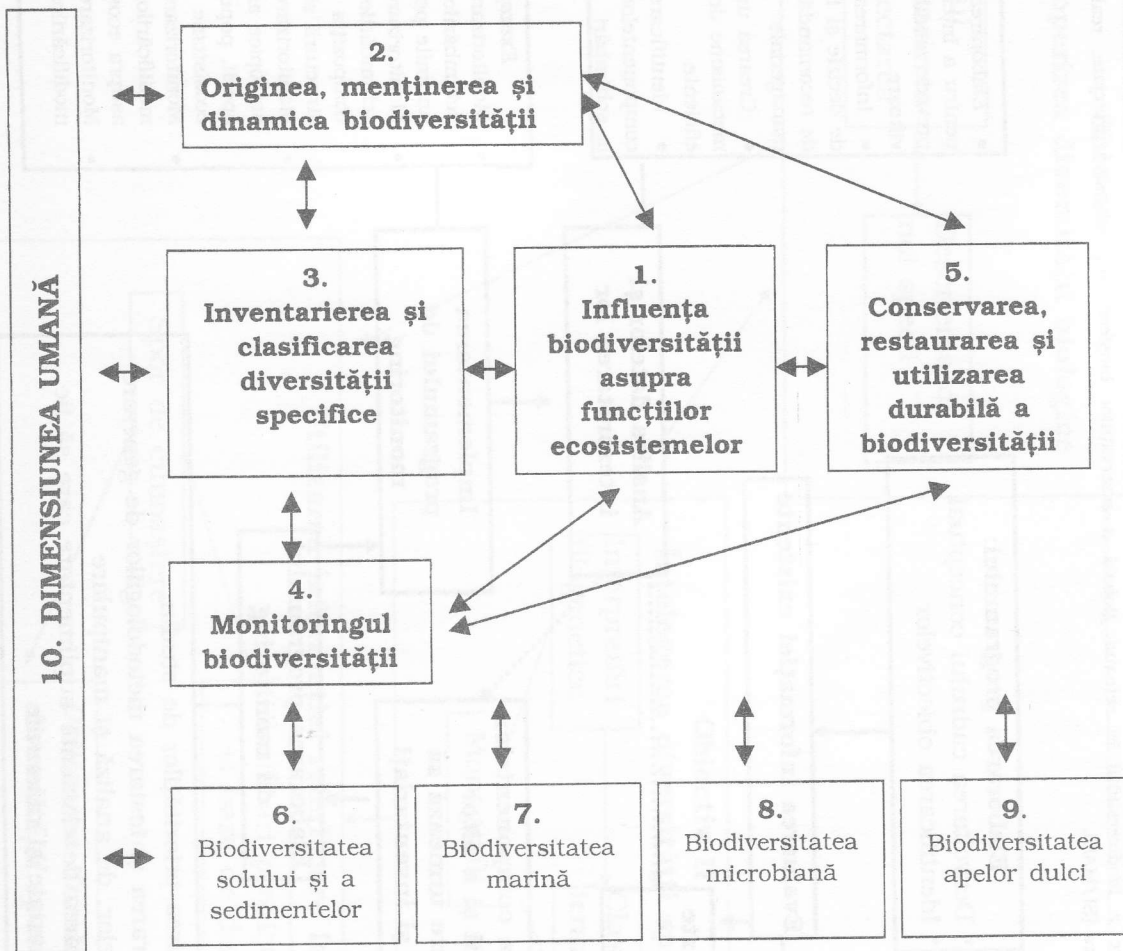


FIGURA 16.3 - Direcțiile de cercetare din cadrul programului DIVERSITAS. Programele 1-5 sunt considerate prioritare.

FIGURA 16.4 - Procesul de măsurare și monitorizare a biodiversității în rețeaua globală a rezervațiilor biosferei și a zonelor protejate, realizată în cadrul programului Institutului Smithsonian - Omul și biosfera (SI/MAB).

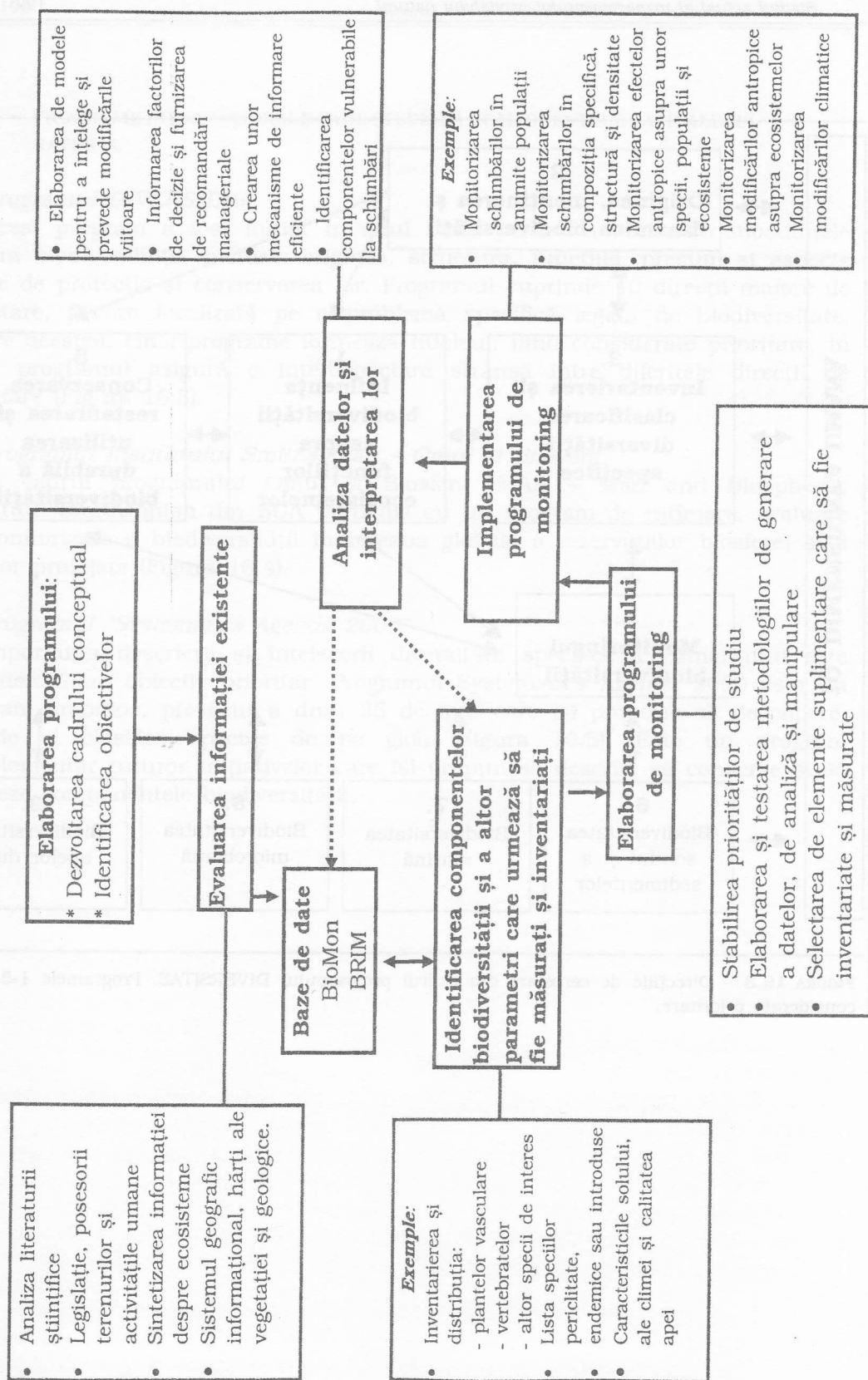


FIGURA 16.5 – Obiectivele programului Systematics Agenda 2000.

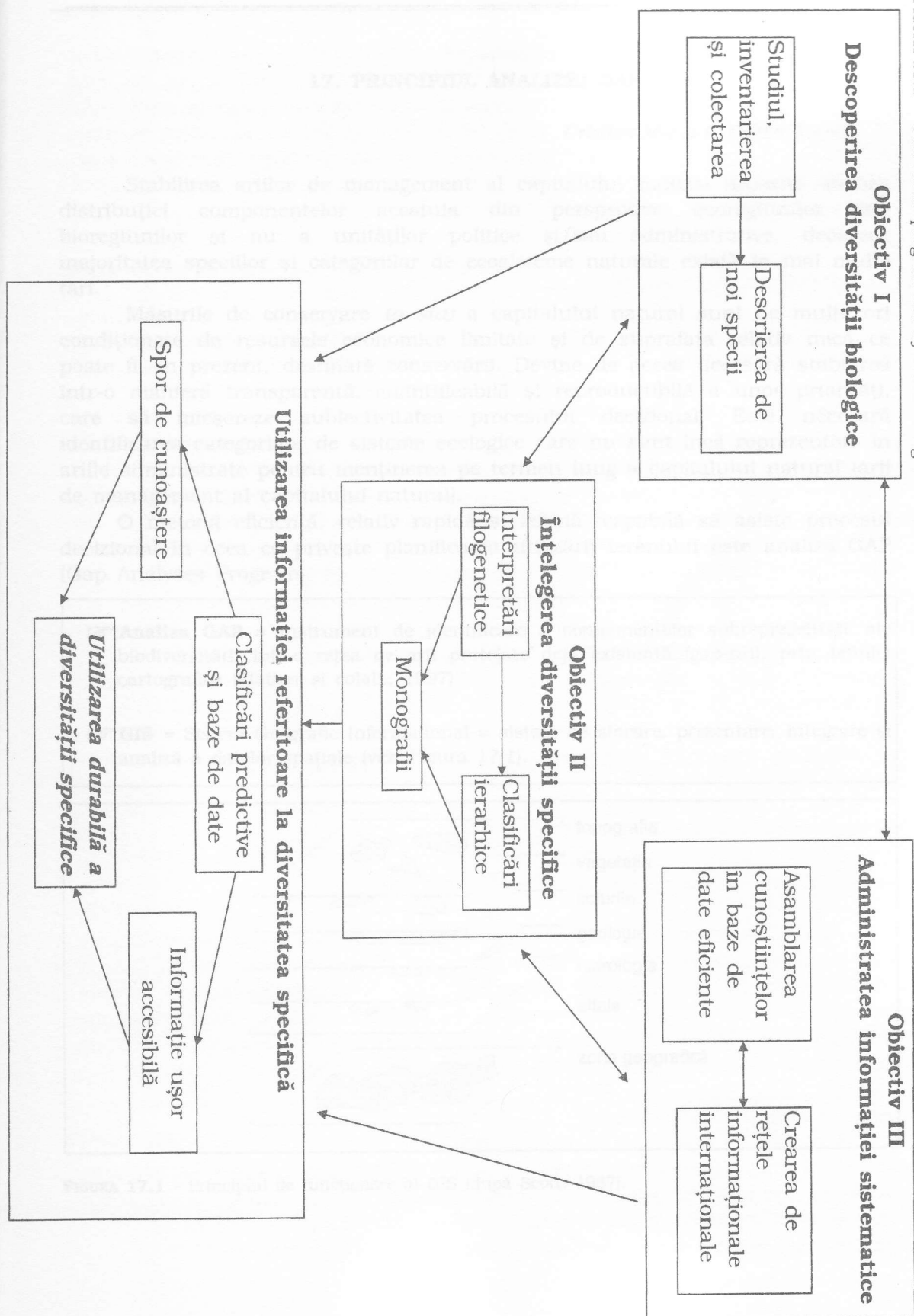
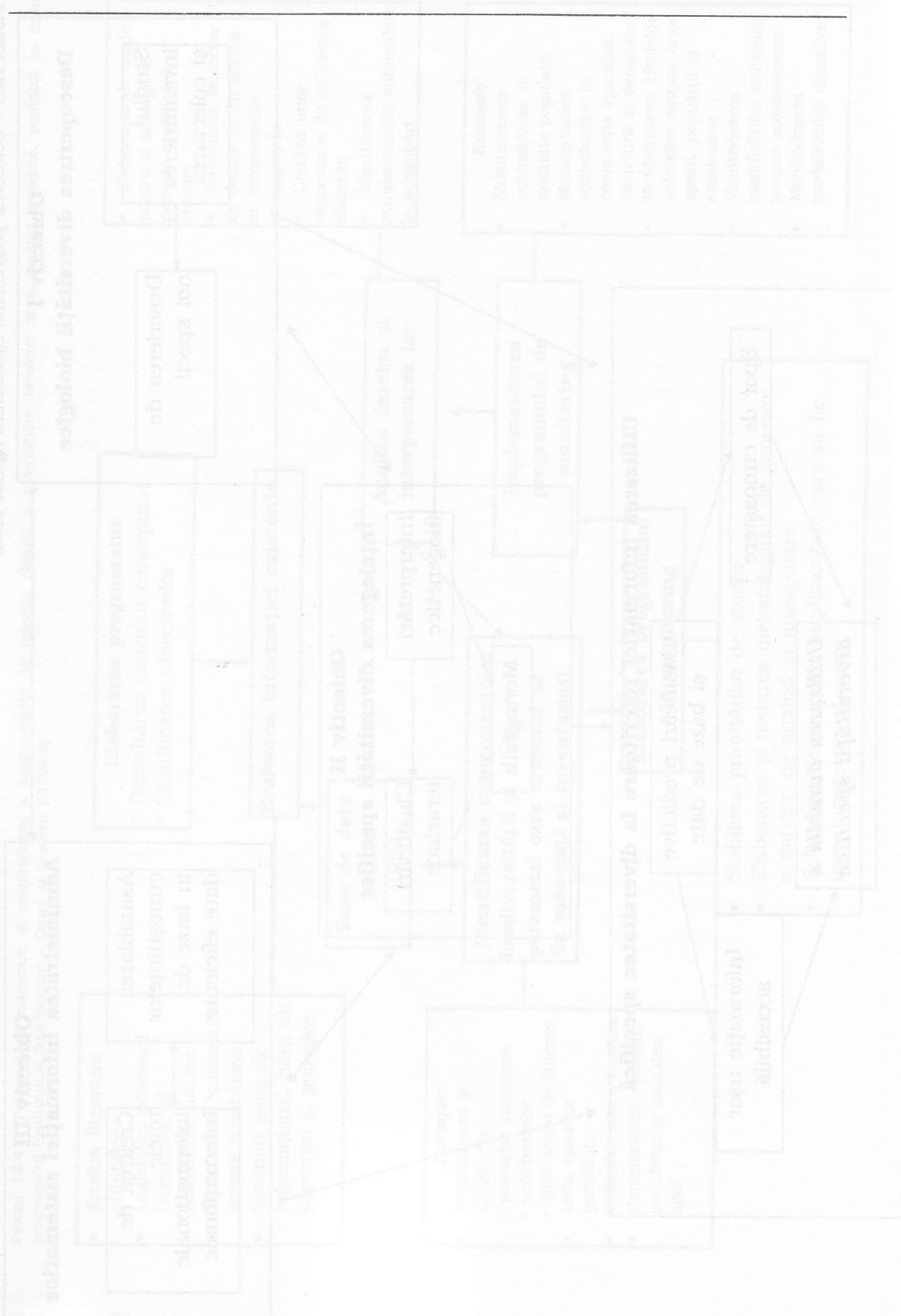


Figura 10.2 - Obiectivele programului Educativelor pentru 2000



17. PRINCIPIUL ANALIZEI GAP

Cristina Maria COTROCEANU

Stabilirea ariilor de management al capitalului natural necesită analiza distribuției componentelor acestuia din perspectiva ecoregiunilor sau bioregiunilor și nu a unităților politice și/sau administrative, deoarece majoritatea speciilor și categoriilor de ecosisteme naturale există în mai multe țări.

Măsurile de conservare *in situ* a capitalului natural sunt de multe ori condiționate de resursele economice limitate și de suprafața relativ mică ce poate fi, în prezent, destinată conservării. Devine de aceea necesară stabilirea într-o manieră transparentă, cuantificabilă și reproductibilă a unor priorități, care să micșoreze subiectivitatea procesului decizional. Este necesară identificarea categoriilor de sisteme ecologice care nu sunt încă reprezentate în ariile administrate pentru menținerea pe termen lung a capitalului natural (arii de management al capitalului natural).

O metodă eficientă, relativ rapidă și ieftină, capabilă să asiste procesul decizional în ceea ce privește planificarea utilizării terenului este analiza GAP (Gap Analyses Program).

☞ **Analiza GAP** = instrument de identificare a componentelor subreprezentate ale biodiversității într-o rețea de arii protejate deja existentă (gap-uri), prin tehnici cartografice (Flather și colab., 1997).

☞ **GIS** = Sistem Geografic Informațional = sistem de stocare, prezentare, integrare și analiză a datelor spațiale (vezi Figura 17.1).

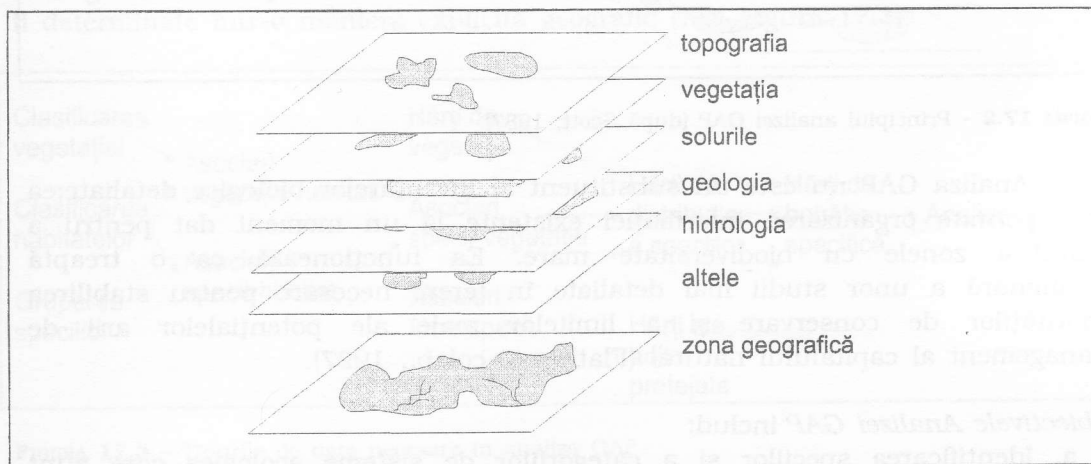


FIGURA 17.1 - Principiul de funcționare al GIS (după Scott, 1987).

Analiza GAP ajută la identificarea unui set de arii în care managementul capitalului natural se poate realiza cu eficiență maximă și reprezintă un mod de a evalua cât de bine sunt reprezentate componentele acestuia în rețelele de arii protejate. Rezultatele analizei GAP pot fi utilizate pentru identificarea unor zone cu care ar trebui suplimentată rețeaua de arii protejate și a unor zone (protejate sau de utilizare multiplă) al căror management ar trebui modificat pentru conservare eficientă a capitalului natural.

17.1 OBIECTIVELE ANALIZEI GAP

Analiza GAP realizează evaluări regionale ale gradului de conservare a speciilor de vertebrate și a categoriilor naturale de vegetație și facilitează utilizarea acestor informații în activitățile de management al terenului.

În primul rând sunt identificate și clasificate diferitele componente ale capitalului natural. Sunt examinate apoi sistemele de arii protejate existente și cele propuse, precum și alte unități de administrare a terenurilor care ajută la conservarea capitalului natural. În final, se determină elementele (categoriile de sisteme ecologice, categoriile de vegetație, categoriile de habitat, specii) care nu sunt reprezentate sau sunt insuficient reprezentate în sistemul de arii protejate existent (vezi Figura 17.2). Odată ce se cunosc cu o precizie acceptabilă aceste elemente, pot fi stabilite prioritățile pentru acțiunile de protejare.

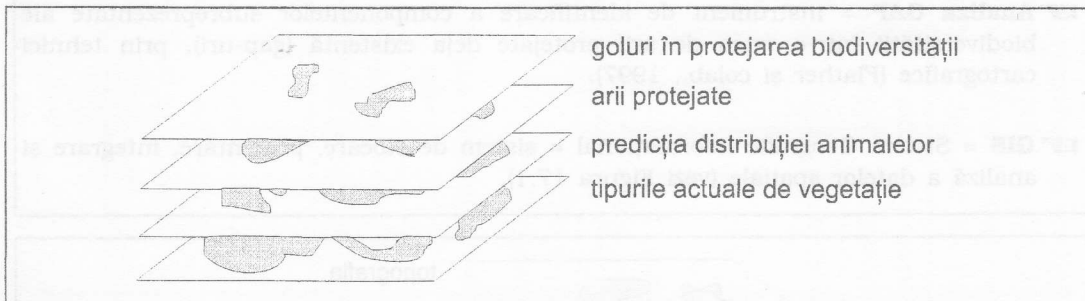


FIGURA 17.2 - Principiul analizei GAP (după Scott, 1987).

Analiza GAP nu este un substituent al inventarelor biologice detaliate; ea doar permite organizarea informației existente la un moment dat pentru a identifica zonele cu biodiversitate mare. Ea funcționează ca o treaptă preliminară a unor studii mai detaliate în teren, necesare pentru stabilirea priorităților de conservare și a limitelor reale ale potențialelor arii de management al capitalului natural (Flather și colab., 1997).

Obiectivele Analizei GAP includ:

a. Identificarea speciilor și a categoriilor de sisteme ecologice care sunt neprotejate sau inadecvat protejate în ariile administrate pentru conservarea valorii lor naturale. O protecție adecvată necesită o reprezentare a diferitelor categorii de sisteme ecologice în ariile protejate. Aceste arii trebuie să fie corect dimensionate pentru a permite conservarea unor populații viabile.

b. Identificarea ariilor din fiecare regiune ce conțin cel mai mare număr de categorii de sisteme ecologice neprotejate sau slab protejate. Se pune problema modificării statutului administrativ al acestor arii pentru a ne asigura că toate categoriile de sisteme ecologice sunt reprezentate adecvat în rețeaua de arii de management al capitalului natural.

c. Identificarea altor arii care ar trebui administrate pentru valoarea lor naturală, pentru a asigura conservarea sistemelor ecologice neprotejate sau slab protejate, care nu se găsesc în zonele cu o densitate mare a acestor categorii de elemente ale capitalului natural.

d. Identificarea localizării coridoarelor de migrație între ariile mari administrate pentru valoarea lor naturală, ce pot fi menținute sau readuse la starea naturală, pentru a permite fluxul genetic între ariile protejate (Scott și colab., 1993).

17.2 ETAPELE ANALIZEI GAP

Analiza GAP pornește de la trei categorii primare de date:

- Distribuția tipurilor reale de vegetație, descrisă pornind de la imaginile de pe satelit;
- Statutul de management și proprietatea asupra terenului;
- Distribuția faunei terestre, parțial extrapolată din distribuția vegetației.

Suprapunerea și combinarea hărților și a straturilor de date în GIS permite identificarea unor arii cu diversitate ecosistemică și specifică mare. Suprapunând hărți ale proprietății asupra terenului și ale statutului de management al terenului cu distribuția vegetației și a speciilor, se poate determina care dintre centrele de bogăție specifică se suprapun cu ariile de management al capitalului natural, iar "golurile" în rețeaua de conservare pot fi determinate într-o manieră explicită geografic (vezi Figura 17.3).

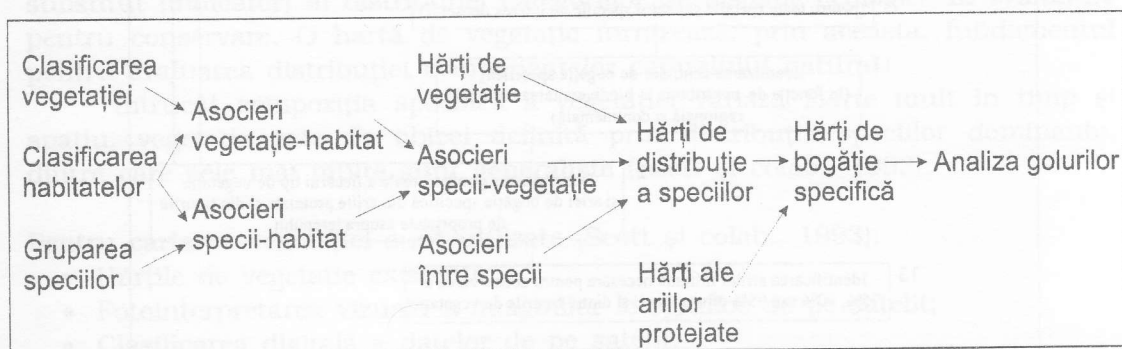


FIGURA 17.3 - Tipurile de date necesare în analiza GAP.

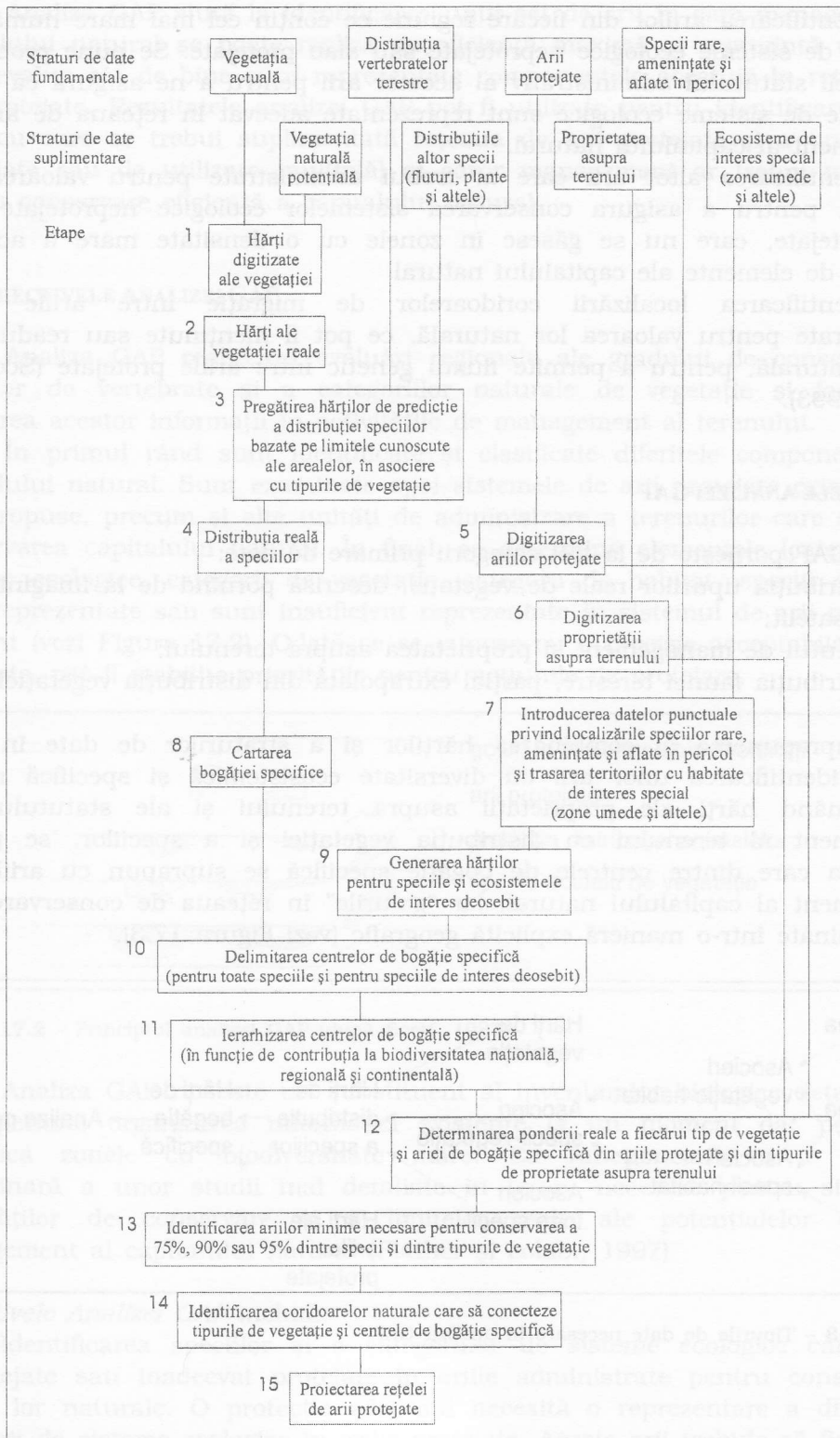


FIGURA 17.4 - Etapele parcurse în analiza GAP (după Scott și colab., 1993).

Pentru o evaluare mai completă a eficienței conservării pot fi integrate și seturi suplimentare de date ce includ factorii de risc (estimate ale densității și ratei de creștere a populației umane, densitatea rețelei de drumuri, rata de fragmentare a habitatelor, distribuția și concentrația poluanților etc.) și localizarea coridoarelor naturale între zonele sălbatice care permit dispersia speciilor cu o răspândire largă și migrația acestora ca răspuns la modificările climatice.

Straturile de date și ordinea etapelor în analiza GAP se aleg în funcție de obiectivele concrete propuse.

În general se parcurg următoarele etape (vezi Figura 17.4):

- cartarea și digitizarea datelor referitoare la vegetație și a datelor de distribuție specifică (etapele 1-4);
- digitizarea hărților ariilor de management al capitalului natural și a celor de proprietate asupra terenului (etapele 5-6);
- adăugarea datelor (sub formă de izolinii sau puncte) pentru speciile rare și sistemele ecologice de interes (cum sunt zonele umede și apele curgătoare) (etapa 7);
- cartarea, schițarea și clasificarea ariilor cu diversitate ecosistemică mare și de bogăție specifică mare (etapele 8-11);
- identificarea lacunelor existente în protecția categoriilor de sisteme ecologice și a ariilor cu bogăție specifică mare (etapa 12);
- integrarea acestor date pentru a selecta ariile de interes și a proiecta politica de management al terenurilor precum și alte acțiuni de conservare (etapele 13-15) (Scott și colab., 1993).

17.3 CLASIFICAREA ȘI CARTAREA VEGETAȚIEI

Vegetația acționează ca un integrator al multora dintre atributele fizice și biologice ale unui ecosistem, iar o hartă a vegetației poate fi utilizată ca un substitut (indicator) al distribuției categoriilor de sisteme ecologice în evaluările pentru conservare. O hartă de vegetație furnizează, prin aceasta, fundamentul pentru evaluarea distribuției componentelor capitalului natural.

Întrucât compoziția specifică a vegetației variază foarte mult în timp și spațiu, vegetația este de obicei definită prin distribuția speciilor dominante, dintre care cele mai multe sunt generaliste (Scott și colab., 1993).

Pentru cartarea vegetației sunt utilizate (Scott și colab., 1993):

- Hărțile de vegetație existente;
- Fotointerpretarea vizuală a imaginilor fotografice de pe satelit;
- Clasificarea digitală a datelor de pe satelit.

☞ **Indicator** = atribut cheie al unui sistem ecologic care este monitorizat pe baza ipotezei că reflectă condițiile și tendințele unor proprietăți ale sistemului care sunt dificil sau nerentabil de monitorizat direct.

Conceptul este frecvent utilizat în procesul de selecție a unor teritorii în vederea punerii lor sub protecție, atunci când nu există inventare ale unui număr suficient de taxoni. Modelele de diversitate pentru taxonii bine studiați (cum sunt vertebratele sau fluturii) sunt utilizate ca substituenți pentru diversitatea totală (Flather și colab., 1997).

Ca *specii indicator* sunt frecvent utilizate cinci categorii (Wilcove, 1989):

- specii amenințate sau aflate în pericol;
- specii vâdate, pescuite sau prinse în capcane în mod curent;
- specii de interes special care nu sunt de interes cinegetic;
- specii sensibile la măsurile administrative planificate;
- specii selectate deoarece se consideră că modificări în structura populațiilor lor indică efecte ale măsurilor manageriale asupra altor specii.

În general, hărțile vegetației reale sunt realizate după imaginile de pe satelit și din alte surse, introduse în sistemul GIS și confirmate ulterior în teren și prin compararea cu fotografiile aeriene. Modelul vegetației este dependent într-un grad destul de mare de scara hărții și de unitatea minimă de cartare care variază în funcție de detaliile taxonomice ale sistemului de clasificare a vegetației (pe baza unor criterii structurale, taxonomice sau evoluționiste) și de diferitele niveluri de generalizări cartografice (Scott și colab., 1993). Rezoluția hărților este foarte importantă și pentru cartarea zonelor umede și a celor urbane.

O hartă a vegetației pregătită pentru analiza GAP a biodiversității permite (Scott și colab., 1993):

- cuantificarea extinderii, distribuției și reprezentării categoriilor majore de vegetație;
- excluderea habitatelor necorespunzătoare în procesul de predicție a distribuției celorlalte specii.

Hărțile de vegetație pot fi ulterior utilizate pentru:

- analiza gradului și modului de fragmentare a habitatului;
- localizarea coridoarelor de legătură existente sau potențiale între ariile de management al capitalului natural;
- identificarea proceselor la nivel de ecosistem (cum ar fi regimul focului) care afectează vegetația.

17.4 PREDICȚIA DISTRIBUȚIEI ANIMALELOR ȘI A BOGĂȚIEI SPECIFICE

Pornind de la hărțile de vegetație și de distribuție a diferitelor categorii de sisteme ecologice, folosind bazele de date privind corelația dintre prezența diferitelor specii și tipul de habitat, modelele de afinitate pentru habitat, și alte

date de distribuție existente, se alcătuiesc hărți ale distribuțiilor prezise ale speciilor.

Utilizarea tehnologiilor GIS pentru a prezice distribuția multor specii sălbatice presupune interpretarea fotografiilor aeriene într-un mod care să permită o reprezentare tridimensională a acoperirii terenului, adăugarea straturilor de date pentru zone umede și soluri, dezvoltarea unor modele specie-habitat care să coreleze necesitățile diferitelor specii de habitatul multidimensional. Un asemenea proces asociază diferitele specii cu caracteristicile pe orizontală și pe verticală ale habitatului ținând cont de faptul că unele specii animale au necesități specifice în ceea ce privește structura habitatului.

În realizarea predicțiilor trebuie ținut cont de următoarele aspecte:

- clasificările comunităților vegetale sunt mult mai detaliate decât diferențele detectate în răspunsul animalelor la structura covorului vegetal (Scott și colab., 1993);
- speciile de animale nu răspund la variația tuturor factorilor de comandă, iar acolo unde ele există, răspunsurile nu au aceeași amplitudine;
- există diferențe majore între specii în ceea ce privește necesitățile lor (dacă o specie este asociată unei singure categorii de habitat/sistem ecologic, acesta poate fi cartat, și reprezintă un indicator bun al speciei respective; dacă tipul de habitat/sistem ecologic nu poate fi cartat, sau este conținut într-o altă clasă sau dacă specia este generalistă, gradul de predictibilitate scade foarte mult);
- unele specii ocupă nișe ecologice diferite în diferite părți ale arealului lor, lucru greu de surprins în modelele de predicție.

Modelarea relațiilor faună sălbatică-habitat utilizează indici ce cuantifică diferiți parametri ai habitatelor pentru a prezice răspunsul unei populații la modificarea acestora. Cunoscându-se limitele geografice ale distribuției unei specii, factorii ecologici limitanți și preferințele în ceea ce privește habitatul, GIS poate fi utilizat pentru a prezice distribuția speciei respective. Informații detaliate privind relațiile cu habitatul sunt însă disponibile doar pentru puține specii, în general pentru specii de vânat.

17.5 PROPRIETATEA ȘI STATUTUL MANAGERIAL AL TERENULUI

Proprietatea asupra terenului condiționează posibilitățile manageriale. De aceea, este important ca datele să fie actualizate periodic. Categoriile de proprietate asupra terenului clasifică suprafața terestră în terenuri aflate în proprietate privată sau în proprietate de stat.

Statutul managerial al unei zone se referă la modul în care o suprafață este administrată pentru menținerea capitalului natural.

S-au stabilit patru clase de administrare a terenurilor (Scott și colab., 1993):

a. Clasa I - arii administrate pentru conservare, pentru care există în desfășurare planuri de conservare a stării naturale a zonei. Cuprinde parcuri naționale, rezervații naturale etc.

b. Clasa II - arii administrate pentru valoarea lor naturală, dar care primesc utilizări ce le pot degrada. Cuprinde majoritatea ariilor sălbatice administrate în scopuri recreaționale și zonele de interes ecologic critic.

c. Clasa III - arii cu utilizare multiplă. Cuprinde parcurile publice.

d. Clasa IV - arii publice sau private neadministrare permanent pentru conservare, utilizate în principal pentru activități umane. Cuprinde zonele urbane, rezidențiale, agricole, clădiri și terenuri publice, rețeaua de transport etc.

17.6 IDENTIFICAREA PRIORITĂȚILOR PENTRU MANAGEMENTUL ȘI CONSERVAREA BIODIVERSITĂȚII

Analiza GAP caută să identifice în primul rând arii cu o diversitate ecosistemică mare. Urmează identificarea ariilor cu bogăție specifică mare (ariile cu suprapunere maximă a speciilor cartate) și a centrelor de endemism. Deși majoritatea speciilor vor fi reprezentate într-un set de arii cu bogăție specifică mare, altele - larg distribuite de altfel - cum sunt carnivorele mari, cu mobilitate mare, ar putea necesita o atenție specială. Speciile cu distribuție punctiformă sau foarte restrânsă ar putea necesita, de asemenea, o abordare individuală în măsura în care nu se suprapun cu ariile ce prezintă o bogăție specifică mare. În același timp, arii cu diversitate biologică scăzută pot conține grupări de plante, nevertebrate și alte organisme, care să merite un interes aparte.

Hărțile de distribuție pentru speciile individuale sunt suprapuse pentru a produce hărți de bogăție specifică. Un strat adițional, cel al proprietății asupra terenurilor și al managementului lor, permite identificarea lacunelor în reprezentarea categoriilor de sisteme ecologice și a centrelor de bogăție specifică în ariile de management al capitalului natural. Pot fi de asemenea identificate categoriile de sisteme ecologice slab reprezentate, prezente în doar 1-2 arii protejate, sau cu o suprafață insuficientă administrată pentru conservarea capitalului natural. Hărțile de predicție obținute indică punctele de bogăție maximă și minimă și sugerează tendințele regionale largi ale acestora.

S-au elaborat trei categorii de metode de stabilire a priorităților pentru conservare (Williams și colab., 1996):

- alegerea de hot-spots ale bogăției, zone care individual au bogăție specifică mare;
- alegerea de hot-spots ale rarității, zone care individual sunt bogate în specii cu areal de distribuție restrâns (endemisme înguste);
- alegerea de zone cu bogăție complementară, zone care în combinație au bogăție specifică mare.

Prioritățile identificate prin analiza GAP sunt flexibile și gradate în niveluri multiple. Fiecare set de arii propuse poate fi considerat ca una dintre numeroasele alternative, iar prioritățile pot fi revizuite când informația este actualizată.

17.7 REZULTATELE ANALIZEI GAP

Produsele analizei GAP nu sunt reprezentate de o listă de "goluri" ci de hărți și tabele ce rezumă distribuțiile precise și starea de conservare a categoriilor de sisteme ecologice și a speciilor (vezi Figura 17.5).

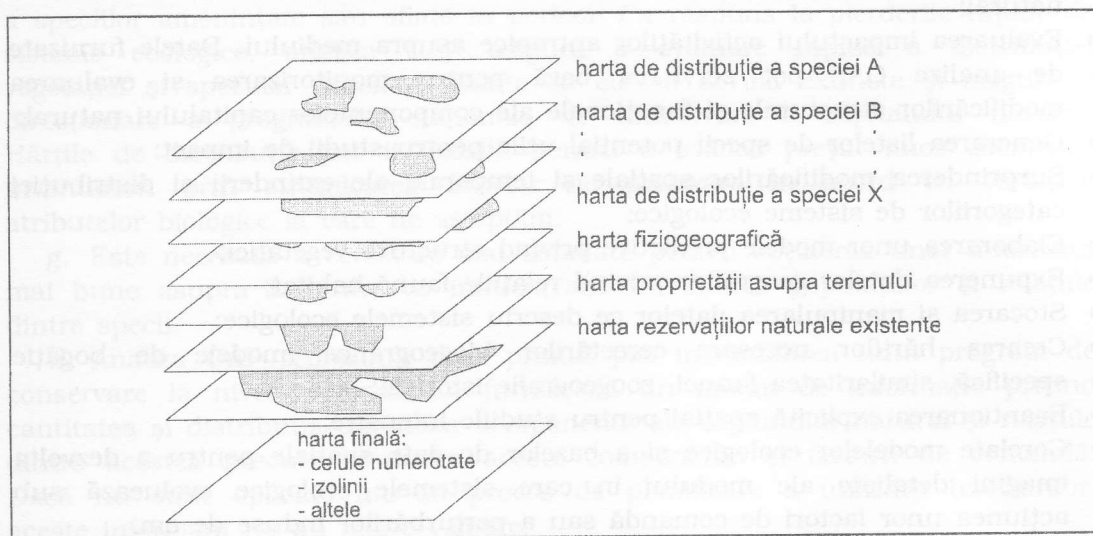


FIGURA 17.5 - Produsul analizei GAP: harta bogăției specifice în funcție de ariile protejate existente (după Scott și colab., 1993).

Aceste produse pot fi utilizate pentru a dezvolta o strategie integrată de conservare a capitalului natural și pentru a prezice contribuția noilor arii puse sub regim de protecție la conservarea acestuia.

Deși proiectate pentru a identifica lipsurile în rețeaua de protecție la scară regională, națională și internațională, datele furnizate de analiza GAP pot servi multor altor scopuri:

- Identificarea unei rețele de arii care ar putea fi administrate pentru prevenirea deteriorării capitalului natural;
- Plasarea obiectivelor locale de management într-o perspectivă ecologică la scară regională și internațională;
- Examinarea oportunităților de conservare a capitalului natural în contextul anumitor modele de management al terenurilor private și publice;
- Localizarea coridoarelor de migrație existente sau potențiale;
- Corelarea distribuției faunei și florei și sistemelor ecologice cu factorii de stres cum sunt rețeaua de drumuri, obiectivele industriale, variațiile densității populației și modul de utilizare a terenurilor;
- Determinarea distribuției și cuantificarea fragmentării diferitelor categorii de sisteme ecologice. Identificarea ariilor rămase în regim natural din fiecare categorie de sistem ecologic, determinarea gradului de izolare și cuantificarea impactului efectului de margine asupra acestora;

- Evaluarea gradului de conservare, identificarea ariilor potențial bogate în categorii de sisteme ecologice și specii nereprezentate sau slab reprezentate în ariile de management al capitalului natural;
- Evaluarea ponderii de reprezentare a speciilor amenințate, periclitate și a altor specii de interes în ariile administrate pentru managementul capitalului natural;
- Evaluarea impactului activităților antropice asupra mediului. Datele furnizate de analiza GAP pot servi ca bază pentru monitorizarea și evaluarea modificărilor structurale și funcționale ale componentelor capitalului natural;
- Generarea listelor de specii potențial utile pentru studii de impact;
- Surprinderea modificărilor spațiale și temporale ale extinderii și distribuției categoriilor de sisteme ecologice;
- Elaborarea unor modele predictive privind structura vegetației;
- Expunerea datelor geografice privind relațiile faună-habitat;
- Stocarea și manipularea datelor ce descriu sistemele ecologice;
- Crearea hărților necesare cercetărilor biogeografice (modele de bogăție specifică, similaritatea faunei, zoogeografie istorică);
- Eșantionarea explicită spațial pentru studiile intensive;
- Corelate modelelor ecologice și a bazelor de date spațiale pentru a dezvolta imagini detaliate ale modului în care sistemele ecologice evoluează sub acțiunea unor factori de comandă sau a perturbărilor induse de om.

17.8 LIMITELE ANALIZEI GAP

Analiza GAP ca abordare de tip filtru grosier nu este o soluție universal valabilă pentru planificarea acțiunilor de conservare. Trebuie luate în considerare limitele ei astfel încât să poată fi realizate studii complementare.

a. Analiza GAP nu poate fi utilizată pentru stabilirea ariilor cărora să li se atribuie statutul de arii protejate, ci doar pentru stabilirea unor zone candidate pentru acest statut, care să fie ulterior studiate îndeaproape.

b. Hărțile de vegetație nu dau informații despre stadiul succesional al diferitelor categorii cartate.

c. Analiza GAP nu oferă o imagine realistă a zonelor de margine, a celor de ecoton sau a gradientelor lente deoarece hărțile nu oferă informații despre suprafețe mai mici decât unitatea minimă de cartare. Acestea trebuie identificate prin analize cu rezoluție mai mare, la scară de complex de ecosisteme.

d. Hărțile de bogăție specifică se bazează pe datele de distribuție specifică cunoscute și pe relațiile cunoscute sau inferate ale acestora cu habitatul. Deși compararea listelor de specii din datele de analiză GAP cu cele din zonele bine studiate din teren au demonstrat o acuratețe acceptabilă a predicțiilor (mai mare de 70% rezența speciilor de interes particular, cum sunt cele rare sau endemice trebuie confirmată în teren înainte de inițierea unor activități de management specifice.

e. Predicțiile privind distribuția sistemelor ecologice nu reflectă calitatea acestora sau densitatea populațiilor. Analiza GAP prezice prezența sau absența unei specii, nu dacă este rară sau comună într-o anumită zonă. Informațiile de abundență sunt furnizate de inventarierea în teren.

f. Analiza GAP nu este un înlocuitor al eforturilor de listare și conservare a speciilor amenințate sau aflate în pericol. Ca răspuns la pierderile rapide de sisteme ecologice, analiza GAP asigură o evaluare rapidă a distribuției vegetației și speciilor asociate înainte ca ele să devină extinse și asigură o direcționare a programelor naționale de conservare a capitalului natural. Hărțile de distribuție pot fi folosite pentru a scădea prețul unor asemenea inventarii prin stratificarea zonelor de prelevare în acord cu variațiile atributelor biologice la care ne așteptăm.

g. Este necesară o cercetare mai detaliată pentru obținerea unor informații mai bune asupra factorilor ce influențează viabilitatea populațiilor și relațiile dintre specii.

h. Analiza GAP reprezintă doar primul pas în stabilirea unui program de conservare la nivel regional. Ea furnizează un minim de informație privind cantitatea și distribuția diferitelor componente ale capitalului natural și relațiile dintre acestea precum și dintre aceste componente și factorii de comandă. Dacă nu sunt aplicate într-un proces de planificare a utilizării terenurilor, aceste informații nu au nici o valoare.

i. Analiza GAP se sprijină pe detectarea de la distanță a covorului vegetal și pe relațiile speciilor de animale cu acesta pentru a prezice distribuția și statutul real de protecție al capitalului natural. Nu trebuie subestimată importanța corelării datelor furnizate de analiza GAP cu rezultatele cercetărilor efectuate în teren, înainte ca orice măsură de management al unei zone să fie luată. Studiile în teren ale ariilor de înaltă prioritate sunt menite să confirme caracteristicile acestora și să aplice conceptele actuale ale conservării capitalului natural (cum ar fi analizele de viabilitatea populațiilor, analizele de risc, dinamica zonei, structura și funcțiile sistemelor ecologice) în stabilirea limitelor unității de management și în dezvoltarea planului de management (Scott și colab., 1993).

CONCLUZII

Menținerea pe termen lung a biodiversității este dependentă de cunoștințe privind distribuția și relațiile spațiale dintre componentele capitalului natural. Analiza GAP vine să dezvolte aceste cunoștințe și se aplică în principal pentru identificarea unui set de arii în care aceste componente sunt reprezentate cel mai bine. Analiza GAP se concentrează asupra nivelurilor superioare de organizare a materiei vii iar atingerea întregului său potențial necesită regionalizarea bazelor de date.

Atâta timp cât se cunosc și se ține cont de limitele sale, analiza GAP este o metodă rapidă și eficientă de planificare a utilizării terenurilor astfel încât să fie posibilă conservarea celei mai mari părți a elementelor biodiversității. Ea oferă suportul logic pentru evaluarea și ulterior conservarea capitalului natural precum și pentru selectarea și proiectarea unei politici de management al terenurilor și al altor activități de conservare.

de conservare a speciilor de animale sălbatice și a plantelor sălbatice în cadrul rezervațiilor naturale și al altor zone protejate. În acest scop, în cadrul rezervațiilor naturale și al altor zone protejate, trebuie să se realizeze o bună cunoaștere a stării de conservare a speciilor de animale sălbatice și a plantelor sălbatice. În acest scop, este necesar să se realizeze o bună cunoaștere a stării de conservare a speciilor de animale sălbatice și a plantelor sălbatice în cadrul rezervațiilor naturale și al altor zone protejate.

4. Este necesar să se realizeze o bună cunoaștere a stării de conservare a speciilor de animale sălbatice și a plantelor sălbatice în cadrul rezervațiilor naturale și al altor zone protejate. În acest scop, este necesar să se realizeze o bună cunoaștere a stării de conservare a speciilor de animale sălbatice și a plantelor sălbatice în cadrul rezervațiilor naturale și al altor zone protejate.

1. Analiza CAP se realizează pe baza datelor de la starea a covorului vegetal și pe baza datelor de la starea a covorului vegetal și pe baza datelor de la starea a covorului vegetal. În acest scop, este necesar să se realizeze o bună cunoaștere a stării de conservare a speciilor de animale sălbatice și a plantelor sălbatice în cadrul rezervațiilor naturale și al altor zone protejate.

CONCLUZII

de realizare a rezervațiilor naturale și al altor zone protejate. În acest scop, este necesar să se realizeze o bună cunoaștere a stării de conservare a speciilor de animale sălbatice și a plantelor sălbatice în cadrul rezervațiilor naturale și al altor zone protejate.

BIBLIOGRAFIE

1. Acharya, A. 1997. Producția în acvacultură crește. In: *Semne Vitale 1996. Probleme Globale ale Omenirii*. Brown, L., Flavin, C., Kane, H. Edit., Editura Tehnică, București. p. 45-47.
2. Arnold, M.L. 1997. *Natural Hybridization and Evolution*. Oxford University Press. New York.
3. Avise, J.C., Quattro, J.M., Vrijenhoek, R.C. 1992. Molecular clones within organismal clones. Mitochondrial DNA phylogenies and the evolutionary histories of unisexual vertebrates. Cap. 6. In: *Evolutionary Biology*, vol. 26, Hecht, M. și colab., Edit., Plenum Press, New York. p. 225-246.
4. Barbault, R. 1995. Biodiversity dynamics: from population and community ecology approaches to a landscape ecology point of view. *Landscape and Urban Planning*, **31**:89-98.
5. Batisse, M. 1996. Biosphere reserves and regional planning: a prospective vision. *Nature & Resources*, **32**:20-30.
6. Blackburn, T.M., Gaston, K.J. 1996. Spatial pattern in the body sizes of bird species in the New World. *Oikos*, **77**:436-446.
7. Bond, W.J. 1994. Keystone species. Cap.11. In: *Biodiversity and Ecosystem Function*. Schultze, E.D., Mooney H.A. Edit., Springer Verlag, Berlin. p. 237-253.
8. Boorman, S.A., Levitt, P.R. 1973. Group selection on the boundary of a stable population. *Theor. Pop. Biol.*, **4**:85-128.
9. Botnariuc, N. 1992. *Evoluționismul în Impas?* Editura Academiei Române. București.
10. Brown, L.R. 1994a. *Probleme Globale ale Omenirii. Starea Lumii 1991*. Editura Tehnică, București.
11. Brown, L.R. 1994b. *Probleme Globale ale Omenirii. Starea Lumii 1994*. Editura Tehnică, București.
12. Brown, L.R. 1995. *Probleme Globale ale Omenirii 1995*. Editura Tehnică, București.
13. Brown, L., Flavin, C. Kane, H. 1997. *Semne Vitale 1996. Probleme Globale ale Omenirii*. Editura Tehnică, București.
14. Caspari, R. 1997. Une diversite multimillenaire, fruit d'echanges continus. *La Recherche*, **302**:74-81.
15. Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *J. Anim. Ecol.*, **63**:215-244.
16. Cavalli-Sforza, L. 1997. Genes, peoples, and languages. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **94**:7719-7724.
17. Cesar, H., Lundin, C.G., Bettencourt, S., Dixon, J. 1997. Indonesian coral reefs - an economic analysis of a precious but threatened resource. *Ambio*, **26**:345-352.
18. Chapin, F.S. și colab. 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science*, **227**:500-503.
19. Chichlinisky, G., Heal, G. 1998. Economic returns from the biosphere. *Nature*, **391**:629-630.
20. Cogălniceanu, A., Cogălniceanu, D. 1998. *Energie, Economie, Ecologie*. Editura Tehnică, București.
21. Cogălniceanu, D. 1997. A proposed model for amphibian conservation in Romania. In : *Herpetologia Bonnensis*. Bohme, W., Bischoff, W., Ziegler, T. Edit., p. 63-69.
22. Cohen, J.E. 1997. Conservation and human population growth: What are the linkages? In: *The Ecological Basis of Conservation. Heterogeneity, Ecosystems and Biodiversity*. Pickett S., Ostfeld R., Shachak M., Likens G. Edit., Chapman and Hall, p. 29-42.

23. Colwell, R.K. 1989. Natural and unnatural history: biological diversity and genetic engineering. In: *Scientists and Their Responsibility*. Shea W.R., Sitter, B. Edit. Watson Publishing International. p.1-40.
24. Constanza, R., Daly, H.E. 1992. Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology*, **6**:37-46.
25. Daugherty, C.H., Cree, A., Hay, J.M., Thompson, M.B. 1990. Neglected taxonomy and continuing extinctions of tuatara (*Sphenodon*). *Nature*, **347**:177-179.
26. Dawson, D. 1994. Are habitat corridors conduits for animals and plants in a fragmented landscape? A review of the scientific evidence. *English Nature Research Report* 94.
27. DeLong, D.C. 1996. Defining biodiversity. *Wildlife Society Bulletin*, **24**:738-749.
28. di Castri, F. 1996. Keeping the course between globalization and diversities. *Ecodecision*, 17-22.
29. Dillon, L. 1966. The life cycle of the species: an extension of current concepts. *Syst. Zool.*, **15**:112-127.
30. Dinerstein, E., Olson, D.M., Graham, D.J., Webster, A.L., Primm, S.A., Bookbinder, M.A., Ledec, G. 1995. *A Conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean*. The World Bank. Washington DC.
31. Dodd, K.C. 1986. Desert and gopher tortoises: perspectives on conservation approaches. In: *The Gopher Tortoise and its Community*. Proc. 5th Ann. Mtg. Gopher Tortoise Council. Jackson, D.R., Bryant, R.J. Edit., p. 54-72.
32. Ehrlich, P.R., Daily, G.C. 1993. Population extinction and saving biodiversity. *Ambio*, **22**:64-68.
33. Erwin, T. 1982. Tropical forests: their richness in coleoptera and other arthropod species. *Coleopterists Bulletin*, **36**:74-75.
34. European Environment Agency. 1995. *Europe's Environment*. Copenhagen,
35. Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *J. Wildl. Manage.*, **61**:603-610.
36. Finlay, B.J., Maberly, S.C., Cooper, I. 1997. Microbial diversity and ecosystem function. *Oikos*, **80**:209-213.
37. Fjeldsa, J. 1995. Have ornithologists "slept during class?" On the response of ornithology to the Biodiversity Convention. *J. Avian Biol.*, **26**:89-93.
38. Flather, C.H., Wilson, K.R., Dean, D.J., McComb, W.C. 1997. Identifying gaps in conservation networks: of indicators and uncertainty in geographic-based analyses. *Ecol. Appl.*, **7**:531-542.
39. Flavin, C. 1997. Conferința de la Rio. In: *Probleme Globale ale Omenirii. Starea Lumii 1997*. Brown, L. Edit., Editura Tehnică, București, p. 17-35.
40. Folke, C., Perrings, C., McNeely, J.A., Myers, N. 1993. Biodiversity conservation with a human face: ecology, economics and policy. *Ambio*, **22**:62-63.
41. Fortey, R.A., Briggs, D.E., Wills, M.A. 1997. The Cambrian evolutionary 'explosion' recalibrated. *BioEssays*, **19**:429-434.
42. French, H.F. 1996. Creșterea numerică a tratatelor de natură ecologică. In: *Semne Vitale 1995. Tendințe care ne Modelează Viitorul*. Brown, L.R., Kane, H., Lenssen, N. Edit., Editura Tehnică, București, p. 98-100.
43. Garibaldi, L. 1996. List of animal species used in aquaculture. *FAO Fisheries Circular*, No. 914, Rome, FAO.
44. Godelle, B. 1997. Le genome des eucaryotes, roi du bricolage. *La Recherche*, **296**:50-54.
45. Golubev, G.N. 1996. Caspian and Aral Seas: two different paths of environmental degradation. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **26**:159-166.

46. Gomoiu, M.T. 1990. Cîteva probleme privind protecția genofondului Mării Negre. *Ocot. nat. med. înconj.*, **34**:11-20.
47. Gomoiu, M.T., 1996. Some remarks concerning the actual state of the Danube River-Black Sea ecological system. *Geo-Eco-Marina, RCGGM*, **1**:45-48.
48. Gomoiu, M.T., Skolka, M. 1996. Changements recents dans la biodiversite de la Mer Noire dus aux immigrants. *Geo-Eco-Marina, RCGGM*, **1**:49-65.
49. Grassle, F., Lasserre, P., McIntyre, A.D., Ray, G.C. 1991. Marine biodiversity and ecosystem function. *Biology International Special Issue* **23**:1-19.
50. Grassle, F., Maciolek, N. 1992. Deep-sea species richness: regional and local diversity estimates from quantitative bottom samples. *American Naturalist*, **139**:313-341.
51. Gray, J.S., 1997. Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. *Biodiversity and Conservation*, **6**:153-175.
52. GreenPeace UK, 1996. Scientific findings on threats posed by genetically engineered organisms. Raport. p. 1-4.
53. Groombridge, B. Edit. 1992. *Global Biodiversity. Status of the Earth's Living Resources*. Chapman & Hall, London.
54. Grubler, A., Nilsson, S., Nakicenovic, N. 1993. Enhancing carbon sinks. *Energy*, **18**:499-522.
55. Gustafsson, K., Jansson, J.K. 1993. Ecological risk assessment of the deliberate release of genetically modified microorganisms. *Ambio*, **22**:236-242.
56. Haberl, H. 1997. Human appropriation of net primary production as an environmental indicator: Implications for sustainable development. *Ambio*, **26**:143-146.
57. Halffter, G. 1994. Conservacion de la biodiversidad: un reto del fin del siglo. *Bull. Inst. Cat. Hist. Nat.*, **62**:137-146.
58. Hannah, L., Lohse, D., Hutchinson, C., Carr, J., Lanckerani, A. 1994. A preliminary inventory of human disturbance of world ecosystems. *Ambio*, **23**:246-250.
59. Hanski, I. 1989. Metapopulation dynamics: does it help to have more of the same? *TREE*, **4**:113-114.
60. Hanski, I. 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *J. Anim. Ecol.*, **63**:151-162.
61. Harmon, D. 1998. Sameness and silence : Language extinctions and the dawning of a biocultural approach to diversity. *Global Biodiversity*, **8**:2-10.
62. Harrison, R.G. 1991. Molecular changes at speciation. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **22**:281-308.
63. Harrison, S. 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biol. J. Linn. Soc.*, **42**:73-88.
64. Harrison, S., Fahrig, L. 1995. Landscape pattern and population conservation. Cap. 12. In: *Mosaic Landscape and Ecological Processes*. Hansson, L., Fahrig, L., Merriam, G. Edit., Chapman & Hall, London, p. 293-308.
65. Hatchwell, P. 1989. Opening Pandora's box: the risks of releasing genetically engineered organisms. *The Ecologist*, **19**:130-136.
66. Haury, J., Pattee, E. 1997. Consequences ecologiques des introductions dans les hydrosystemes: essai de synthese. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, **344/345**:455-470.
67. Hiernaux, J. 1980. *La Diversite Biologique Humaine*. Masson, Paris.
68. Houston, M. A. 1994. *Biological Diversity. The Coexistence of Species on Changing Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge.
69. Hubbs. C.L. 1955. Hybridization between fish species in nature. *Syst. Zool.*, **4**:1-20.
70. Hughes, J.B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R. 1997. Population diversity: its extent and extinction. *Science*, **278**:689-691.

71. Humborg, C., Venugopalan, I., Cociasu, A., Bodungen, B.V. 1997. Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, **386**:385-388.
72. Hunter M.L., Hutchinson, A. 1994. The virtues and shortcomings of parochialism: conserving species that are locally rare, but globally common. *Conservation Biology*, **8**:1163-1165.
73. IUCN Commission on National Parks and Protected Areas. 1994. *Parks for Life. Action for Protected Areas in Europe*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
74. IUCN, Species Survival Commission. 1994. *IUCN Red List Categories*. IUCN-The World Conservation Union, Gland, Switzerland.
75. IUCN. 1997. *Parcuri pentru Viața. Acțiune pentru Ariile Protejate din Europa*. Editura Caminante. București.
76. IUCN/UNEP/WWF. 1980. *World Conservation Strategy. Living Resource Conservation for Sustainable Development*. IUCN, UNEP and WWF, Gland, Nairobi, Washington.
77. Jeffers, J.N. 1997. Ecological consequences of biodiversity loss. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.*, **4**:77-78.
78. Johnson, N.C. 1995. *Biodiversity in the Balance: Approaches to Setting Geographic Conservation Priorities*. Biodiversity Support Program, Corporate Press, Landover, Maryland.
79. Kapuscinski, A.R., Hallerman, E.M. 1991. Implications of introduction of transgenic fish into natural ecosystems. *Can. J. Fish. Aquatic. Sci.*, **48**:99-107.
80. Kaufman, L. 1992. Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems. The lessons of Lake Victoria. *BioScience*, **42**:846-858.
81. Kimura, M. 1983. *The Neutral Theory of Molecular Evolution*. Cambridge University Press, Cambridge.
82. Leppakoski, E., Mihnea, P.E. 1996. Enclosed seas under man-induced change: a comparison between the Baltic and Black Seas. *Ambio*, **25**:380-389.
83. Levin, D.A. 1995. Metapopulations: an arena for local speciation. *J. evol. Biol.*, **8**:635-644.
84. Levins, R.A. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. Entom. Soc. Amer.*, **15**:237-240.
85. Lewontin, R. 1981. *Human Diversity*. Scientific American Library, New York.
86. Lindenmayer, D.B., Lacy, R.C. 1995. Metapopulation viability of Leadbeater's possum, *Gymnobelideus leadbeateri*, in fragmented old-growth forests. *Ecological Applications*, **5**:164-182.
87. Lodge, D.M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. *TREE*, **8**:133-137.
88. Lozon, J.D., MacIsaac, H.J. 1997. Biological invasions: are they dependent on disturbance? *Environ. Rev.*, **5**:131-144.
89. MacDonald, I.A. 1992. Global change and alien invasions: implications for biodiversity and protected area management. In: *Biodiversity and global change*. Solbrig, O., van Emdem H., van Oordt, P. Edit., Cap. 17, IUBS, Paris. p. 197-207.
90. Martens, K. 1997. Speciation in ancient lakes. *TREE*, **12**:177-182.
91. May, R.M. 1995. Conceptual aspects of the quantification of the extent of biological diversity. In: *Biodiversity: Measurement and Estimation*. Hawksworth D.L. Edit., Chapman & Hall, London. p. 13-20.
92. Mee, L.D. 1992. The Black Sea in crisis: a need for concerted international action. *Ambio*, **21**:278-286.
93. Meffe, G.K., Carroll, R., 1994. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc., Sunderland.
94. Metzger, J.P., Decamps, H. 1997. The structural connectivity threshold: a hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica*, **18**:1-12.

95. Miller, K., Lanou, S.M. 1995. *National Biodiversity Planning : Guidelines Based on Early Experiences Around the World*. World Resources Institute, United Nations Environment Programme and The World Conservation Union. Washington.
96. Mitton, J.B. 1994. Molecular approaches to population biology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **25**:45-69.
97. Moffat, A.S. 1998. Toting up the early harvest of transgenic plants. *Nature*, **282**:2176-2179.
98. Mohan, G., Ardelean, A., Georgescu, M. 1993. *Rezervații și Monumente ale Naturii din România*. Editura Scaiul, București.
99. Müller, G.I. 1995. Marea Neagră-prezentare generală. In: *Diversitatea Lumii VII. Determinatorul ilustrat al florei și faunei României*. Godeanu S.P. Edit., Editura Bucura Mond, București. p. 1-29.
100. Munasinghe, M. Biodiversity protection policy: environmental valuation and distribution issues. *Ambio*, **21**:227-236.
101. Murphy, D.D., Freas, K.E., Weiss, S.B. 1990. An environment metapopulation approach to Population Viability Analysis for a threatened invertebrate. *Conservation Biology*, **4**:41-50.
102. Nee, S., May, R.M. 1992. Dynamics of metapopulations: habitat destruction and competitive coexistence. *J. Anim. Ecol.*, **61**:37-40.
103. Nevo, E., Beiles, A., Ben-Shlomo, R. 1984. The evolutionary significance of genetic diversity: ecological, demographic and life history correlates. In: *Lecture Notes in Biomathematics*, Mani, G.S. Edit., Springer-Verlag, Berlin. **53**:13-213.
104. Noss, R.F. 1987. Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology*, **1**:159-164.
105. Nunney, L., Campbell, K.A. 1993. Assessing minimum viable population size: demography meets population genetics. *TREE*, **8**:234-239.
106. O'Neill, P. 1985. *Environmental Chemistry*. George Allen & Unwin.
107. Odum, E.P. 1993. *Ecology of our Endangered Life-support Systems*. Sinauer Associates. Sunderland.
108. Olivieri, I., Couvet, D., Gouyon, P.H. 1990. The genetics of transient populations: research at the metapopulation level. *TREE*, **5**:207-210.
109. Pearce, D.W. 1976. *Environmental Economics*. Longman, London.
110. Peet, J. 1992. *Energy and the Ecological Economics of Sustainability*. Island Press.
111. Pimentel, D., Wilson, C., McCullum, C., Huang, R., Dwen, P., Flack, J., Tran, Q., Saltman, T., Cliff, B. 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience*, **47**:747-757.
112. Raup, D.M. 1993. *Extinction: Bad Genes of Bad Luck?* Oxford University Press, Oxford.
113. Ricklefs, R.E., Schluter, D. 1993. Species diversity: regional and historical influences. In: *Species Diversity in Ecological Communities. Historical and Geographic Perspectives*. Ricklefs, R.E., Schluter, D. Edit., The University of Chicago Press. p. 350-363.
114. Risser, P.G. 1993. Ecotones at local and regional scales from around the world. *Ecological Applications*, **3**:367-368.
115. Rohde, K. 1992. Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. *Oikos*, **65**:514-527.
116. Rohde, K. 1997. The larger area of tropics does not explain latitudinal gradients in species diversity. *Oikos*, **79**:169-172.
117. Rosenzweig, M.L. 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge.

118. Rosenzweig, M.L., Vetaut, S. 1992. Calculating speciation and extinction rates in fossil clades. *Evol. Ecol.*, **6**:90-93.
119. Rosenzweig, M.L. 1997. Tempo and mode of speciation. *Nature*, **277**:1622-1623.
120. Roy, K., Foote, M. 1997. Morphological approaches to measuring biodiversity. *TREE*, **12**:277-281.
121. Sanders, H. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *Amer. Natur.*, **102**:243-282.
122. Savage, J.M. 1995. Systematics and the biodiversity crisis. *BioScience*, **45**:673-679.
123. Schemske, D.W. și colab. 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology*, **75**:584-606.
124. Schoener, T.W., Spiller, D.A. 1987. High population persistence in a system with high turnover. *Nature*, **330**:474-477.
125. Schopf, J.W. 1994. The early evolution of life: solution to Darwin's dilemma. *TREE*, **9**:375-377.
126. Schultz, J. 1995. *The Ecozones of the World. The Ecological Division of the Geosphere*. Springer Verlag.
127. Scott, J.M., Csuti, B., Jacobi, J.D., Estes, J.E. 1987. Species richness: A geographic approach to protecting future biological diversity. *BioScience*, **37**:782-788.
128. Scott, J.M., Davis, F., Csuti, B., Noss, R., Butterfield, B., Groves, C., Handerson, H., Caicco, S., D'Erchia, F., Edwards, T., Ulliman, J., Wright, R. G. 1993. Gap Analyses: A Geographic Approach to Protection of Biological Diversity, *Wildlife Monographs*, **123**:1-41.
129. Sejak, J. 1994. *Natural Capital. The Role and Valuation of Natural Assets in Central and Eastern Europe*. REC Paper Series, no. 2, p. 1-21.
130. Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience*, **31**:131-134.
131. Simberloff, D., Cox, J. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology*, **1**:63-71.
132. Sivakumar, M.V.K. 1998. Climate variability and food vulnerability. *IGBP Newsletter*, **35**:14-17.
133. Skogsmyr, I. 1994. Gene dispersal from transgenic potatoes to conspecifics: A field trial. *Theor. Appl. Genet.*, **88**:770-774.
134. Soulé, M.E. 1985. What is conservation biology? *BioScience*, **35**:727-734.
135. Stăncescu, I. 1985. *Energy and Nuclear Power Planning in Developing Countries*. International Atomic Energy Agency, Vienna.
136. Tacconi, L., Bennett, J. 1995. Economic implications of intergenerational equity for biodiversity conservation. *Ecological Economics*, **12**:209-223.
137. Ten Brink, B.J., Hosper, S.H., Colijn, F. 1991. A quantitative method for description & assessment of ecosystems: the AMOEBA approach. *Mar. Pollut. Bull.*, **23**:265-270.
138. The World Bank. 1995. *Monitoring Environmental Progress: A Report on Work in Progress*. The World Bank, Washington.
139. Thuriaux, P. 1995. Plantes transgeniques. Un risque en cache-t-il un autre? *Biofutur*, **4**:34-38.
140. Timmons, A.M., O'Brien, B.T., Charters, Y.M., Wilkinson, M.J. 1994. Aspects of environmental risk assessment for genetically modified plants with special reference for oilseed rape. *Scottish Crop Research Institute, Annual Report 1994*. SCRI, Invergowrie, Dundee, Scotland.
141. Tiner, R.W. 1993. Wetlands are ecotones: reality or myth? In: *Wetlands and Ecotones: Studies on Land-Water Interactions*. Gopal, B., Hillbricht-Ilkowska, A., Wetzel, R. Edit., National Institute of Ecology, New Delhi, p. 1-15.

142. Toniuc, N., Oltean, M., Romanca, G., Zamfir, M. 1992. List of protected areas in Romania (1932-1991). *Ocot. nat. med. înconj.*, **36**:23-33.
143. Topa, S., Cogălniceanu, D. 1997. Conceptul de metapopulație și utilitatea sa în conservare. *Ocot. nat. med. înconj.*, **40**:5-11.
144. UNDP Black Sea Environmental Programme. 1997. *Black Sea Geographic Information System*. CD-ROM.
145. UNEP. 1991. *Freshwater Pollution*. UNEP/GEMS Environment Library, No. 6. Nairobi.
146. UNEP. 1995. *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press.
147. UNESCO. 1996. *Biosphere Reserves: The Seville Strategy and the Statutory Framework of the World Network*. UNESCO, Paris.
148. United Nations Development Programme. 1992. *Human Development Report 1992*. Oxford University Press, Oxford.
149. United Nations Population Division. 1995. *World Population Prospects: the 1994 revision*. U.N., New York.
150. Urban, D.L., Hansen, A.J., Wallin, D.O., Halpin, P.N. 1992. Life-history attributes and biodiversity. Scaling implications for global change. Cap. 16. In: *Biodiversity and Global Change*. Solbrig, O.T., van Emdem, H.M., van Oordt, P.G. Edit., IUBS Press, Paris, p. 173-195.
151. Vădineanu, A. 1998. *Dezvoltarea Durabilă. Teorie și Practică*. Editura Universității din București, București.
152. Vădineanu, A., Oltean, M., Găstescu, P., Vijdea, V., Coldea, G., Munteanu, I., Manoleli, D., Doniță, N. 1992. The concept of ecological zonation and the identification of the ecoregions of Romania. *Mediul Înconjurător*, **3**:3-6.
153. van Delden, W. 1992. Genetic diversity and its role in the survival of species. Cap. 6. In: *Biodiversity and Global Change*. Solbrig O.T., van Emden, van Oordt, Edit., IUBS Press, Paris. p. 41-56.
154. Veith, M. 1996. Molecular markers and species delimitation: examples from the European batrachofauna. *Amphibia-Reptilia*, **17**:303-313.
155. Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, **227**:494-499.
156. Vrba, E.S. 1987. Ecology in relation to speciation rates: some case histories of Miocene-recent mammal clades. *Evol. Ecol.*, **1**:283-300.
157. Whittaker, R.H. 1975. *Communities and Ecosystems*. Macmillan. New York.
158. Wiken, E.B., Gauthier, D., Marshall, I., Lawton, K., Hirvonen, H. 1996. *A Perspective on Canada's Ecosystems. An Overview for the Terrestrial and Marine Ecozones*. Canadian Council on Ecological Areas. OCEA Occasional Papers 14.
159. Wilcove, D. 1989. Protecting biodiversity in multiple use land: lesson from the US Forest Service. *TREE*, **4**:385-388.
160. Wildt, D.E., Rall, W.F., Critser, J.K., Monfort, S.L., Seal, U.S. 1997. Genome resource banks. Living collections for biodiversity conservation. *BioScience*, **47**:52-63.
161. Williams, W.D. 1996. The largest, highest and lowest lakes of the world: saline lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **26**:61-79.
162. Williams, P., Gibbons, D., Margules, C., Rebelo, A., Humphries, C., Pressey, R. 1996. Comparison of Richness Hotspots, Rarity Hotspots, and Complementary Areas for Conserving Diversity of British Birds. *Conservation Biology*, **10**:155-174.
163. Williams, P., Gaston, K.J., Humphries, C.J. 1997. Mapping biodiversity value worldwide: combining higher-taxon richness from different groups. *Proc. R. Soc. Lond. B*, **264**:141-148.

164. Wilson, A.C. și colab., 1985. Mitochondrial DNA and two perspectives on evolutionary genetics. *Biol. J. Linn. Soc.*, **26**:375-400.
165. Winston, M.R., Angermeier, P.L. 1995. Assessing conservation value using centers of population density. *Conservation Biology*, **9**:1518-1527.
166. World Resources Institute, 1996. *World Resources 1996-97*. Oxford University Press, Oxford.
- 167.**** 1988. *Technologies to Maintain Biological Diversity*. Science Information Resource Center. J. B. Lippincott Company, Philadelphia.

ISBN 973-99407-8-1