

# **CONTRIBUȚII LA MODELAREA ECOHIDROLOGICĂ A UNOR SISTEME ACVATICE**

Teză destinată obținerii  
titlului științific de doctor inginer  
la  
Universitatea "Politehnica" din Timișoara  
în domeniul INGINERIE CIVILĂ  
de către

**Ing. Claudia Flaminia MOCANU**

Conducător științific: prof.univ.dr.ing. Gheorghe Crețu  
Referenți științifici: prof.univ.dr.ing. Ion Giurma  
prof.univ.dr.ing. Iacob Borza  
prof.univ.dr.ing. Ion Mirel

Ziua susținerii tezei: 10.02.2007

Seriile Teze de doctorat ale UPT sunt:

- |                        |   |
|------------------------|---|
| 1. Automatică          | 7. Inginerie Electronică și Telecomunicații |
| 2. Chimie              | 8. Inginerie Industrială                    |
| 3. Energetică          | 9. Inginerie Mecanică                       |
| 4. Ingineria Chimică   | 10. Știința Calculatoarelor                 |
| 5. Inginerie Civilă    | 11. Știința și Ingineria Materialelor       |
| 6. Inginerie Electrică |   |

Universitatea „Politehnica” din Timișoara a inițiat seriile de mai sus în scopul diseminării expertizei, cunoștințelor și rezultatelor cercetărilor întreprinse în cadrul școlii doctorale a universității. Seriile conțin, potrivit H.B.Ex.S Nr. 14 / 14.07.2006, tezele de doctorat susținute în universitate începând cu 1 octombrie 2006.

Copyright © Editura Politehnica – Timișoara, 2006

Această publicație este supusă prevederilor legii dreptului de autor. Multiplicarea acestei publicații, în mod integral sau în parte, traducerea, tipărirea, reutilizarea ilustrațiilor, expunerea, radiodifuzarea, reproducerea pe microfilme sau în orice altă formă este permisă numai cu respectarea prevederilor Legii române a dreptului de autor în vigoare și permisiunea pentru utilizare obținută în scris din partea Universității „Politehnica” din Timișoara. Toate încălcările acestor drepturi vor fi penalizate potrivit Legii române a drepturilor de autor.

România, 300159 Timișoara, Bd. Republicii 9,  
tel. 0256 403823, fax. 0256 403221  
e-mail: editura@edipol.upt.ro

## Cuvânt înainte

Teza de doctorat a fost elaborată pe parcursul activității mele în cadrul Universității "Politehnica" din Timișoara, Facultatea de Hidrotehnică sub îndrumarea directă a domnului prof. univ. dr. ing. Gheorghe Crețu.

Pornind de la unul dintre conceptele fundamentale ale ecohidrologiei (faptul că disponibilul de apă este strâns legat de procesele ecosistemelor), teza se referă la studiul regimului hidrologic al cursurilor de apă de suprafață (determinant în managementul integrat al resurselor de apă conform Directivei Cadru 60/2000/EC) funcție de procesele ce se petrec în ecosistemele acvatice la scara bazinului hidrografic.

În acest context precizările și completările aduse în teză, începând cu conceptele noi, într-o literatură (străină) ce a explodat în ultimii ani în special din punctul de vedere al specialiștilor în ecologie și terminând cu modelele de calcul și implementarea lor, constituie contribuții într-un domeniu în care cercetările se întind pe trei Programe Hidrologice Internaționale UNESCO (1996-2012). Baza de date de ecohidrologie la noi fiind extrem de săracă au fost transferate date obținute din cercetările din alte țări prin modelare ecohidrologică, urmând ca perspectiva cercetărilor să permită completarea acestei baze și la noi prin măsurători directe.

Timișoara, decembrie 2006

Ing. Claudia Flaminia Mocanu

Doresc să mulțumesc tuturor celor care m-au ajutat și mi-au fost alături pe parcursul acestor ani, îndeosebi Prof.univ.dr.ing. Gheorghe Crețu, coordonatorul tezei, comisiei de doctorat, colegilor și logodnicului meu.

Mocanu, Flaminia Claudia

**Contribuții la modelarea ecohidrologică a unor sisteme acvatice**

Teze de doctorat ale UPT, Seria 5, Nr. 10, Editura Politehnica, 2007, 148 pagini, 105 figuri, 13 tabele.

ISSN: 1842-581X

ISBN: 978-973-625-419-2

Cuvinte cheie:

ecohidrologia, ecosistem, zone umede, vulnerabilitatea mediului, metodologii, eutrofizare, potențial de amortizare

**Rezumat,**

Tema abordată este nu numai oportună ci și necesară, aceasta fiind subliniată prin programele UNESCO PHI-VI (2002-2007) și PHI-VII (2007-2012) preluată în programe naționale, dar și prin situarea ei la nivelul unui domeniu nou, multidisciplinar și integrator de cercetare, cel al ecohidrologiei.

Subliniind cele de mai sus se pot evidenția dintr-un început prioritățile cel puțin pe plan național în abordarea unei astfel de teme complexe de pe poziția specialistului în hidrologie, vizând așa cum rezultă din obiectivul principal studiul regimului hidrologic al cursurilor de apă de suprafață, funcție de procesele ce se petrec în ecosistemele acvatice.

Baza de date de ecohidrologie la noi în țară fiind extrem de săracă au fost transferate date obținute din cercetările din alte țări prin modelare ecohidrologică, urmând ca perspectiva cercetărilor să permită completarea acestei baze și la noi prin măsurători directe.

Un interes special îl reprezintă folosirea ecohidrologiei pentru echilibrarea folosirii resurselor de apă de către om cu cele de protecție ale mediului, prezentate prin măsurile științifice și instituționale.

## CUPRINS:

|                   |   |
|-------------------|---|
| Introducere ..... | 7 |
| Abstract .....    | 9 |

### Cap. 1. Stadiul actual al cercetărilor în domeniul ecohidrologiei

|   |    |
|---|----|
| 1.1 Ecohidrologia – căutarea consensului pentru interpretarea<br>noțiunii .....                   | 13 |
| 1.2 Ecohidrologia – fuzionarea conceptelor și scărilor de analiză ...                             | 15 |
| 1.2.1 Organizarea structurală a ecosistemelor .....   | 16 |
| 1.2.2 Concepte dezvoltate în ecohidrologie .....  | 17 |
| 1.2.3 Scări de analiză .....  | 19 |
| 1.3 Ecohidrologia – știința aplicată secolului XXI .....  | 20 |
| 1.4 Interacțiuni și interconexiuni în ecohidrologie.....  | 22 |
| 1.5 Ecohidrologia – fundamentul științific pentru folosirea<br>proprietăților ecosistemului ..... | 24 |

### Cap. 2. Modelarea în ecohidrologie

|   |    |
|---|----|
| 2.1 Noțiuni generale asupra modelării ecohidrologice .....  | 27 |
| 2.2 Tratamentul și analiza datelor în ecohidrologie.....  | 29 |
| 2.3 Modelarea statistică în ecohidrologie.....  | 32 |
| 2.4 Modelarea deterministă în ecohidrologie.....  | 39 |
| 2.5 Tipuri de modele teoretice în ecohidrologie<br>pentru evidențierea interdependenței factorilor ecologici<br>și hidrologici în ecosisteme..... | 39 |
| 2.5.1 Studiul influenței factorilor ecologici asupra celor hidrologici<br>în ecosisteme .....   | 39 |
| 2.5.2 Rolul factorilor hidrologici și hidraulici în structura<br>ecosistemelor acvatice .....   | 44 |
| 2.5.3 Modelul RIVERSTRAHLER pentru hidrodinamica<br>și morfogeneza cursurilor de apă .....  | 45 |
| 2.5.4 Modelarea temperaturii apei .....   | 48 |
| 2.5.5 Modelarea oxigenului dizolvat .....   | 50 |
| 2.5.6 Model spațial și tranzitoriu de funcționare ecologică<br>a râurilor: PROSE .....  | 52 |
| 2.5.7 Modelul Streeter-Phelps .....   | 55 |
| 2.5.8 Modelarea fitoplanctonului.....   | 56 |

## Cap. 3. Prognoza în ecohidrologie

|  |    |
|--|----|
| 3.1 Metodologia de predicție ecohidrologică pentru estimarea vulnerabilității mediului.....  | 63 |
| 3.2 Dezvoltarea metodologiilor pentru stabilirea obiectivelor integrate cantitatea – calitatea apei pentru protecția ecosistemelor acvatice..... | 65 |
| 3.2.1 Potențialul de amortizare .....  | 65 |
| 3.2.2 Controlul eutrofizării și fluxului nutrienților .....  | 74 |
| 3.2.3 Efectul acoperirii cu vegetație.....   | 79 |

## Cap. 4. Ecohidrologia în managementul resurselor de apă

|   |     |
|---|-----|
| 4.1 Integrearea modelelor ecohidrologice în planurile de management .....   | 81  |
| 4.2 Includerea modelelor ecosistemelor în managementul integrat al resurselor de apă.....   | 84  |
| 4.3 Dezvoltarea indicatorilor de decizie pentru managementul bazat pe analiza ecosistemelor într-un bazin hidrografic.....                        | 86  |
| 4.4 Aplicarea modelelor ecohidrologice. Studii de caz   |     |
| 4.4.1 Model de restaurare a lacurilor de acumulare .....  | 91  |
| 4.4.2 Modelarea impactului fluctuațiilor de nivel în lacurile de acumulare asupra dinamicii populațiilor de pești și eutrofizarea lacurilor ..... | 97  |
| 4.4.3 Studiul integrat cantitate/calitate asupra cursului de apă Bega .....   | 103 |
| 4.4.3.1 Aerarea artificială, studiu experimental pentru creșterea eficienței înlăturării poluanților.....   | 116 |
| 4.4.3.2 Metode pentru aerarea cursurilor de apă și a lacurilor de acumulare .....   | 118 |

## Cap. 5. Contribuții personale. Concluzii.

|                                |     |
|--------------------------------|-----|
| Cercetarea în perspectivă..... | 131 |
|--------------------------------|-----|

|                    |     |
|--------------------|-----|
| Bibliografie ..... | 133 |
|--------------------|-----|

Anexe I-IV

## Introducere

Până nu demult analiza regimului hidrologic al apelor de suprafață se făcea din punct de vedere cantitativ și în oarecare măsură calitativ, având în vedere factorii hidraulici, fizici, chimici și geologici.

Este evident însă că regimul hidrologic este dependent și de factorii ecologici. A apărut astfel necesitatea studiului regimului hidrologic integrând procesele ecologice și a interdependenței dintre acestea.

Începând cu anul 1996, prin Programul Hidrologic Internațional (PHI), apare dezvoltată ecohidrologia ca o știință integrativă, capabilă a cuantifica și explica relațiile dintre procesele hidrologice și dinamica biotei la scara bazinului hidrografic. Se consideră folosirea proceselor din ecosisteme ca și instrument pentru atingerea obiectivelor managementului durabil al resurselor de apă, propunând reglarea bivalentă simultană a sistemului, folosind procesele ecologice și hidrologice pentru a crește capacitatea ecosistemelor acvatice de a face față alterărilor induse de om.

În PHI UNESCO, faza a V-a (1996-2001), tema a doua, proiectele 2.3-2.4, procesele ecohidrologice din mediile de suprafață sunt considerate ca și sarcină de studiu de prioritate mondială. Datorită rolului de purificare a apei al zonelor umede prin costuri relativ mici, proiectele de cercetare inițiate au fost pentru refacerea acestor zone (care în trecut, în cele mai multe cazuri au fost asanate și incluse în circuitul agricol), sau crearea unor noi zone umede. De aici se desprinde necesitatea prezentei teze de doctorat, ce include studiul rolului zonelor umede și de a reține debitele de vârf în perioadele de viituri.

Prin faza a VI-a PHI (1996-2002) s-au continuat studiile ecohidrologice prin proiecte demonstrative, ce vor continua distinct în faza a VII (2007-2012), prin aceasta demonstrându-se oportunitatea studiului.

Cercetările ecohidrologice, necesare și oportune au constituit baza apariției unui ghid și a unui manual de ecohidrologie sub conducerea Prof. Zalewski, coordonatorul Programului și directorul Centrului Regional Internațional de Ecohidrologie UNESCO. În acest cadru trebuie menționate preocupările pentru acest domeniu și ale colectivului de Gospodărirea Apelor din cadrul Facultății de Hidrotehnică din Timișoara prin: coordonarea la nivelul Europei Centrale și de Est (prof. Gheorghe Crețu) a Programului Hidrologic Internațional, organizarea unui curs de vară în domeniul Ecohidrologiei (în 2001), cu participanți din peste 20 de țări, introducerea în premieră în România a unui curs de ecohidrologie pentru studenții secției de ingineria mediului. Tot în cadrul acestor preocupări pot fi considerate participarea la diferite programe de pregătire: Cursul Avansat de Ecohidrologie în cadrul fazei PHI V, organizată sub auspiciile UNESCO la Universitatea Algarve, Faro, Portugalia (2001), vizita de documentare la Centrul Ecohidrologic Internațional din Łódz, Polonia (2006), cursurile de statistică efectuate în cadrul stagiului de documentare efectuat la Facultatea François Rabelais din Tours, Franța (2004); participarea la diferite manifestări internaționale și naționale: Working Group Meeting on Ecohydrology and Sustainable Development in Deltas, Estuaries, Lagoons, and Coastal Areas, Tulcea, România (2006), a XXIII Conferință Internațională a Țărilor Dunărene, Belgrad, Serbia (2006) și conducerea seminariilor de ecohidrologie, care au contribuit ca bază de documentare și informare pentru elaborarea tezei de doctorat.

**Obiectivul principal al tezei**, bazat pe unul dintre conceptele fundamentale ale ecohidrologiei (faptul că disponibilul de apă este strâns legat de procesele ecosistemelor), îl reprezintă studiul regimului hidrologic al cursurilor de apă de suprafață (determinant în managementul integrat al resurselor de apă conform Directivei Cadru 60/2000/EC) funcție de procesele ce se petrec în ecosistemele acvatice la scara bazinului hidrografic.

**Obiective în cadrul obiectivului principal:**

- analiza fenomenelor hidrologice în dependență cu a celor ecologice și influența reciprocă;
- stabilirea corelațiilor de dependență;
- determinarea metodelor și modelelor de calcul teoretice respectiv evaluarea parametrilor determinanți bazat pe experiența țărilor care au o bază de date bazată pe măsurători sistematice a acestor parametri;
- îmbunătățirea unor metodologii de predicție existente;
- verificarea modelelor teoretice în anumite studii de caz din străinătate și de la noi;
- elaborarea studiilor pentru dezvoltarea durabilă a resurselor de apă;
- dezvoltarea cercetării în acest domeniu în viitor.



## Abstract

The 1<sup>st</sup> chapter **The actual stage of research in ecohydrology** represents a literature review about the holistic view of ecohydrology. Ecohydrology is considered an integrative science studying the interaction between the hydrological and ecological processes.

It starts from the notion interpretation in the vision of ecologists and hydrologists, the principles and concepts which are the base of hypothesis formulation.

Of special interest is the use of ecohydrology to reach equilibrium between the water protection and the water demand, presented in the paper through scientific and institutional measures.

The water quality depends in great measure of the biological processes. The hydrotechnical works on streams, transversal and longitudinal, field drainage systems has reduced the biodiversity and biotic integrity of the ecosystems. On the other hand loosing the humid zones had negative effects on water resources degradation, diminishing the self-cleaning capacity. The equilibrium restoration is difficult to obtain due to the positive and negative feed-back mechanisms which affect the ecosystem.

In the 2<sup>nd</sup> chapter **Modeling in ecohydrology** are formulated some theoretical models with the purpose of understanding the way the biotical and abiotical parameters are interfering in ecosystems. This implies a correlative analysis represented through regressions and correlations and data's interpretations with FA (factorial analysis) and PCA (Principal Components Analysis). These analysis are based on sets of data's of field measurements for hydrological and biological parameters, data's which must be correlated in time and space.

It is presented a methodology to analyze the effect of deforestation on the water flow at the catchment scale.

The study of stream hydrodynamics is another important step and it is presented by Riverstrahler model. It is also presented the deterministic model of temperature, based on the phenomena's of heat exchange between the water and the environment.

The oxygen represents many times a "key" parameter in water modelling, for this reason in the thesis is represented the oxygen solubility depending on water temperature (in negative way), the pressure and biological activity. It is a variable which is influencing the degradation phenomena's of organic matter, plankton and bacteria respiration.

There are also presented models which are unifying several parameters, studying the interdependence between them. Such kinds of models, presented in the paper are Prose and Streeter - Phelps.

In the 3<sup>rd</sup> chapter **The prognosis in ecohydrology**, are proposed several methods of prognosis.

The prediction of ecohydrological effects requires a detailed analysis of ecological effects. For this reason is important to be studied the general interactions between the abiotic changes and biotical responses. The studies and proposals made are referring mainly to the way the ecological parameters are influencing the ecological ones and can control the hydrological regime and water quality.

To reduce the peak-flow during flood periods was proposed a measure to increase the time of floodwave propagation. This can be accomplished by water arrangement works of small dimensions like pools, small reservoirs, combined with

buffering zones. In this way are controlled the discharges, is reduced the water velocity, increasing obviously the sedimentation which increase also the roughness, but on the other hand through this measure is increased the water purification.

When the water is permanently stored at the soil surface in the flooded areas, those areas are becoming humid zones, very important due to the water purification role in retaining nutrients being considered as the kidneys of the catchment.

Based on the results of different studies from abroad with a solid data base, were established minimum and maximum limits of humid zones efficiency in reducing nutrients concentration, depending on the width of these zones.

It is presented a methodology to fight against eutrophication at the level of a catchment and an efficient measure to reduce the reservoirs eutrophication by creating of humid zones upstream the reservoir.

Was completed the method to determine the load input in a stream.

On the base of studies results was drawn the chart for organic matter decomposing rate depending on the temperature at high oxygen concentrations.

Were drawn the charts which are showing the correlation degree between the nutrient reduction and the surface of the humid zone, the water depth and the time of residence of the water in the humid zone and the type of vegetation.

For data calibration it was proposed the use of a simple exponential model.

In the 4<sup>th</sup> chapter **The ecohydrology in the water management** presents a general model which integrates the concepts of ecohydrology in the lasting management of water resources. This model takes into account the fact that there are several objectives for the water resources, several users with different interests and even in conflict of interests.

Two groups of objectives are considered as having priority in the ecohydrological management of water resources:

- minimization of phosphorus concentration, the oxygen demand, soil losses;
- maximization of economical efficiency, vegetal cover of adjacent areas and oxygen.

For the management based on the ecosystem analyse in a catchment area is proposed the use of a set of indices.

Are presented several case studies significant in ecohydrological studies.

A first study is proposing an efficient strategy to restore a reservoir. This has to include beside the processes control and regulation in the reservoir, the tributaries also. Comparing the data base of two streams (Pilica and Luciaza) which supplies the reservoir (Sulejow), was demonstrated that the nutrient concentrations in the reservoir is positive correlated and in dependency with the catchment area characteristics. It has to be mentioned the fact that the studied area is a representative demo-site for the ecohydrological studies under the coordination of the International Center of Ecohydrology of UNESCO, from Poland.

Another case study is referring at one of the most common problems, which are the conflict situations between the water demand for human necessities and the water demand for the aquatic ecosystem equilibrium. In this situation, the ecohydrological concepts are suggesting the fact that the human coexistence with the nature equilibrium can be accomplished increasing the absorbing capacity of the ecosystems or the capacity of rehabilitation after the period of stress. The purpose of the study was to develop a model to explain the decrease in abundance of some rare fish species, through water level fluctuations and to give a prognosis of fish restoration.

In the end was presented a study on Bega stream, tributary of first order of Danube. It was studied the water quality in a normal hydrological year showing the interdependence between the hydrological factors and the ecological ones, and the effects of the punctual and diffuse sources of pollution on water degradation, and than the analysis of the effects of floods produced in April 2005 through the changes occurred and the consequences above the water quality and biota, using the database for four monitoring sections: Luncani, Balinț, Timisoara and Otelec.

In the end are proposed solutions to improve the water quality by increasing the self-cleaning capacity and preserve the ecosystem equilibrium. All these measures are based on lab or in-situ experiments regarding the efficiency of buffering zones and the efficiency of aeration to increase the oxidative processes and the processes of denitrification.

In the 5<sup>th</sup> chapter are presented the **Personal contributions. Conclusions and opening the research in the future** by explaining the necessity of a data base in Romania, the creation of a National Ecohydrological representative basin, under the coordination of UNESCO Center of Ecohydrology.

## Cap. 1. Stadiul actual al cercetărilor în domeniul ecohidrologiei

### 1.1 Ecohidrologia – căutarea consensului pentru interpretarea noțiunii (eco-hidrologia și hidro-ecologia – noțiuni și interpretări)

În mai multe zone ale planetei, resursele de apă proaspătă sunt pe cale să devină cel mai limitant factor, nu numai pentru dezvoltare, dar chiar și pentru continuitatea unor comunități. Creșterea populației umane și aspirațiile acesteia creează și amplifică impactul ecosistemelor de apă dulce.

Apa este viață și impurificarea resurselor de apă, dar și excesul acestora în anumite momente constituie dezastrul de care omenirea trebuie să ia aminte și să acționeze în consecință.

Dezvoltarea durabilă a resurselor de apă ale unei regiuni nu este un proces spontan, având nevoie de o strategie bazată pe înțelegerea profundă a hidrologiei, a mecanismelor biotice și a economiei regiunii (Fig.1.1).

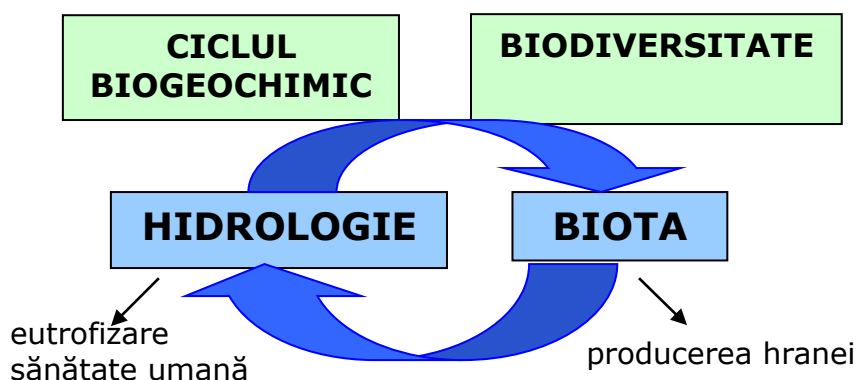


Fig.1.1 Legătura între hidrologie și biota

Termenii de **ecohidrologie** și **hidro-ecologie** (sau **eco-hidrologie** și **hidroecologie**) sunt în prezent folosiți frecvent. Totuși, în ciuda activității dinamice recente în domeniul ecohidrologiei, aceste noțiuni nu înseamnă în mod necesar același lucru pentru toată lumea.

S-au născut multe definiții controversate printre oamenii de știință. Kundzewicz, în acord cu interpretarea etimologică a ecohidrologiei (hidro-ecologiei), leagă ecologia (știința ce studiază interrelațiile dintre organismele vii și mediul lor) și hidrologia (știința ce studiază ciclul hidrologic), folosindu-se de proprietățile, distribuția și circulația apei în mediu.

Ecohidrologia, în înțelesul larg al noțiunii, reprezintă știința interacțiunilor bilaterale între resursele de apă și ecosisteme și poate furniza soluții „prietene” mediului la diferite probleme cum ar fi poluarea, secetele și inundațiile [Kundzewicz, Z.W., 2002].

Mai mulți cercetători urmează conceptului de ecohidrologie definit de Zalewski (1997) ce se încadrează viziunii holistice, de perspectivă. Acesta consideră că ecohidrologia ajută la reducerea amenințărilor și la amplificarea schimbărilor și poate contribui la rezolvarea cu ușurință a celor trei tipuri de probleme ale apei: **a avea apă prea multă, prea puțină și prea poluată.**

Disciplina ecohidrologiei a fost tratată independent și de către alte grupuri izolate de cercetători, cu puțină comunicare între ele. Termenul de ecohidrologie nu este marcat înregistrat, această știință fiind *in statu nascendi*, oferind multe încercări științifice și mult spațiu de dezvoltare dinamică.

Realizările Programului Hidrologic Internațional (IHP-V), condus de către Maciej Zalewski a condus la numeroase publicații de mare însemnătate în domeniul ecohidrologiei. [Kundzewicz, Z.W., 2002].

Conceptul Ecohidrologiei, dezvoltat în cadrul IHP – V a fost inspirat de concluziile Conferinței Internaționale asupra Apei și Mediului, ținută la Dublin în 1992. Această conferință a pus în evidență inadecvanța soluțiilor existente în practicile de management al apei pentru obținerea durabilității resurselor de apă, ca și de asemenea necesitatea unor noi concepte și soluții.

În fața scăderii disponibilului global de apă [Meybeck, 1998; Shilomanov, 1998], punctul de pornire pentru formularea conceptului de Ecohidrologie l-au constituit în primul rând conștientizarea că abordarea tradițională a managementului apei nu este suficientă datorită multiplelor dependențe cauză/efect, iar eforturile pentru compensarea modificărilor antropogenice ale ciclului apei, rezultate de ex. din urbanizare, agricultură, supraexploatare și poluare nu au avut succes. În al doilea rând, soluțiile aplicate în țările dezvoltate până în prezent, bazate pe metodele ingineriei civile, nu sunt adecvate datorită constrângerilor financiare și energetice. În multe situații, aceste abordări au condus la canalizări și îndiguiri ale cursurilor de apă care reduc în mare măsură rolul proceselor ecologice în ciclul apei. În plus, aceste măsuri au dus la o înrăutățire a calității apei sau la amplificarea fenomenelor de eutrofizare.

Resursele de apă la scara bazinului hidrografic nu sunt numai rezultatul condițiilor climatice și structurilor geomorfologice, dar și al evoluției biologice și al succesiunilor ce au loc în ecosisteme. Această legătură a fost mult neglijată în managementul apei până acum. În consecință, chiar și în țările dezvoltate, deciziile privitoare la managementul resurselor de apă dulce au fost adeseori luate doar pe termen scurt și pentru un singur scop [ex. Naiman et al., 1995].

Apariția termenului de *Management integrat al lacurilor naturale și a lacurilor de acumulare*, în anii 1990, indică începutul unui nou mod de gândire. În acest stadiu totuși, identificarea problemelor majore hidrologice și ecologice și propunerea de noi soluții bazate pe teoria luării-deciziei, de ex. abordarea cost – beneficiu, investiție, strategii politice [Ayres et al, 1996], nu au fost bazate pe un cadru global pentru integrarea hidrologiei și ecologiei.

Una dintre consecințele negative asupra ecosistemelor, în creștere, a fost șirul evenimentelor hidrologice extreme. Aceasta amplifică creerea unui feedback negativ asupra structurii biologice și dinamicii ecosistemelor. Creșterea variabilității factorilor fizici, ca o consecință a soluțiilor pe termen scurt în managementul apei, reduce capacitatea de stocare a bazinului hidrografic pentru nutrienți și sedimente.

Aceasta în schimb conduce la scăderea diversității biologice și productivității ecosistemelor terestre și la suprafertilizarea și colmatarea sistemelor acvatice care reduc capacitatea de stocare a lacurilor de acumulare și degradează calitatea apei. Toate aceste procese pot fi amplificate semnificativ de către modificările globale climatice anticipate.

### 1.2 Ecohidrologia – fuzionarea conceptelor și scărilor – reflecții asupra stadiului cunoașterii

Procesele din bazinul hidrografic sunt descrise prin interacțiunile dintre componentele hidrologice și cele ecologice.

După cum poate fi observat în figura de mai jos, ecosistemele sunt influențate, pe lângă energie, de către apă și nutrienți. În același timp apa și nutrienții sunt influențați puternic de către ecosistemele din amonte [Jolankai, 1999].

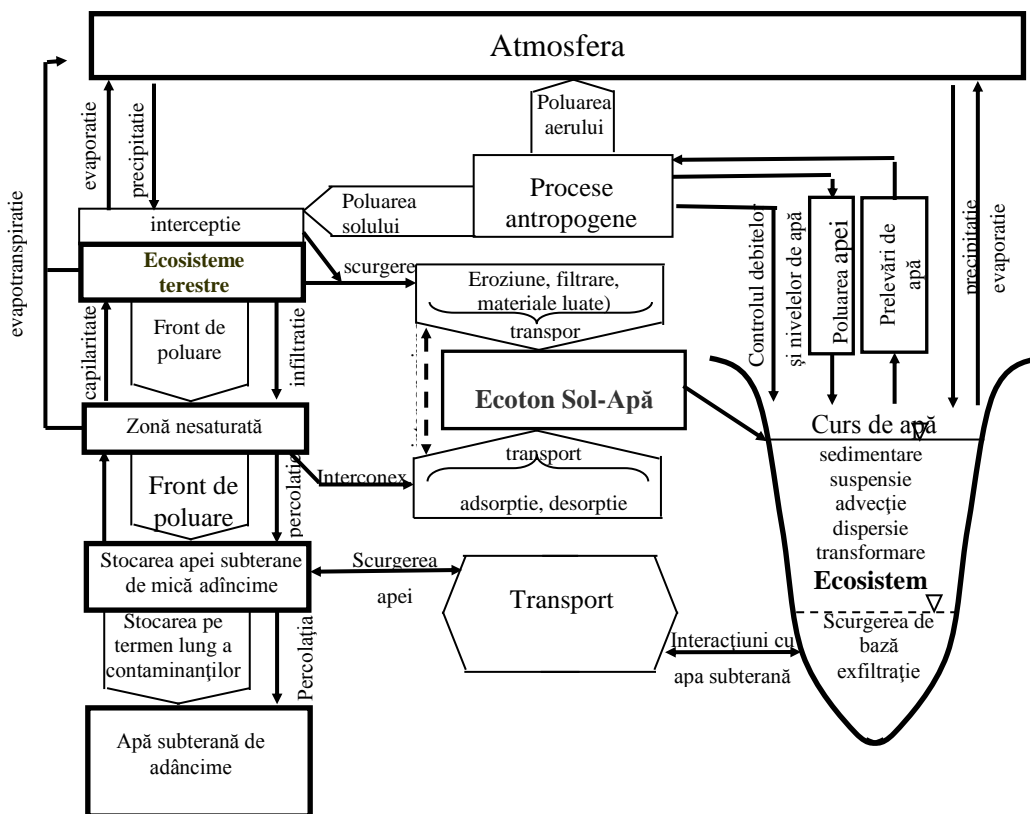


Fig. 1.2 Schema conceptuală a proceselor ecohidrologice [Jolankai, 1999]

Din moment ce ecologia și hidrologia sunt puternic influențate una de cealaltă la nivelul structurilor biotice, este necesar ca pentru ambele domenii ale științei să se înceapă o altă abordare în care descoperirile din fiecare domeniu să contribuie la baza cantitativă de cunoștințe a celuilalt domeniu. Sunt necesare studii detaliate pentru furnizarea informațiilor asupra compoziției biotice. Ecohidrologia reprezintă un complex ce integrează ecologia în abordările hidrologice și hidrologia în studiile ecologice și conduc împreună la un nou set de informații. [Janauer, G.A., 2000].

Este necesară o bază numerică pentru modelele ecohidrologice. Aceasta poate fi realizată prin extinderea abordărilor existente. În hidrologie aceasta înseamnă că datele obținute cu privire la debit, curgere și încărcare a apei trebuie acoperite cu supravegheri ale parametrilor biologici ce vor da o privire detaliată asupra stării cursului de apă în secțiunea de control respectivă, iar prin analizarea tuturor acestor puncte de control se pot da rezultate exacte asupra stării în ansamblu a cursului de apă respectiv.

### 1.2.1 Organizarea structurală a ecosistemelor

Sistemele de râuri, câmpii inundabile (Fig. 1.3) și zone umede pot fi interpretate ca ecosisteme **acvatic/terestre** sau parte a acestor ecosisteme (**acvatic/acvatic** sau **terestre/terestre**):



Fig.1.3 Exemplificarea zonelor de ecoton apă/sol

Ele constă în elemente structurale care au importanță hidrologică și ecologică. O caracteristică comună a acestor sisteme este statutul lor tranzitoriu între un ecosistem permanent acvatic și un ecosistem permanent terestru.

Dinamica biotei în sistem este reprezentată de biocenozele existente. Mediul lor structural poate fi descris ca *ecoton*. Acestea pot fi privite ca unități ecologice (compoziția speciilor, procesele ecologice) și unități structurale (vegetație – copaci, tufișuri, rădăcini, vegetația acvatică și terestră care modifică regimul de scurgere al apei).

Bazându-se pe relațiile funcționale între hidrologie și biotă (Fig.1.4) ecohidrologia poate fi exprimată prin următoarele roluri:

- de reglare – a hidrologiei prin modelarea biotei și vice versa;

- de integrare – la scara bazinului hidrografic a diferitelor tipuri de acțiuni de reglare pentru stabilizarea calității resurselor de apă;
- de armonizare – a măsurilor ecohidrologice cu soluții hidrotehnice necesare.

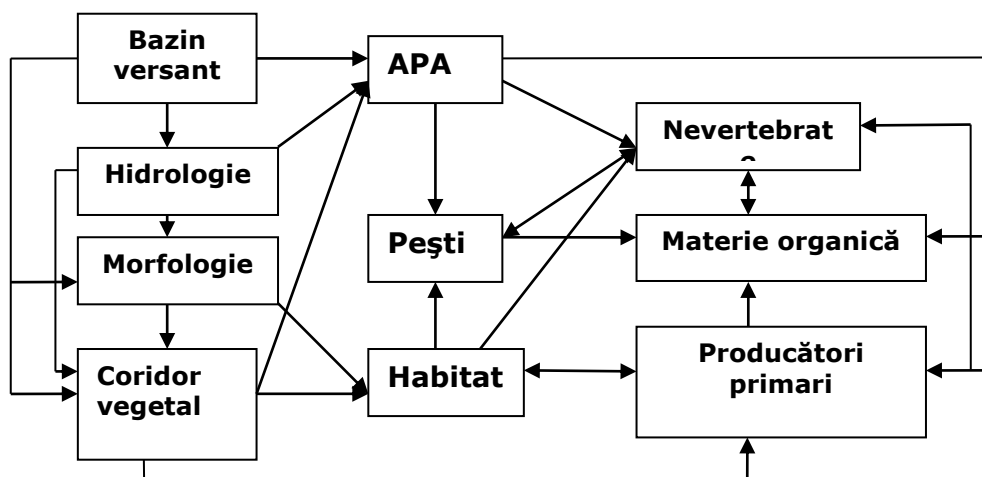


Fig. 1.4 Model conceptual al ecosistemelor apelor curgătoare

Aceste roluri ale ecohidrologiei se bazează pe trei principii:

1. **schema cadru** – integrarea bazinului hidrografic, apei și biotei într-o singură entitate, incluzând: scara (ex. Ciclul circulației apei în bazin este un model pentru cuantificarea proceselor ecologice), dinamica (apa și temperatura sunt parametrii cei mai importanți pentru ecosistemele terestre și de apă dulce) și ierarhia factorilor (abiotici, procesele sunt dominante în reglarea funcționării ecosistemului).
2. **ținta** – înțelegerea stabilității evoluționare a proceselor ecohidrologice este crucială pentru o abordare pro-activă pentru managementul durabil al resurselor de apă. Se consideră că nu este suficientă protecția ecosistemelor în fața modificărilor globale (ex. Creșterea populației, modificări climatice, etc.), ci este necesară creșterea capacității de rezistență și reziliență pentru a face față impactelor induse de om.
3. **metodologia** – ecohidrologia folosește proprietățile ecosistemului ca instrument al managementului. (ex. Controlul proceselor hidrologice și vice versa prin folosirea parametrilor hidrologici pentru reglarea biotei). Baza științifică pentru aspectele metodologice prin folosirea biotei pentru îmbunătățirea calității apei a fost avansată prin inginerie ecologică.

### 1.2.2 Concepte dezvoltate în ecohidrologie

Un biolog va percepe doar o vagă imagine asupra conceptelor din hidrologie în afară de managementul resurselor de apă prin modele predictive care limitează amenințările și intensifică beneficiile apei în mediul uman. Vice versa, un hidrolog nu poate avea o imagine clară asupra aspectelor din biologie și trebuie introduse în abordarea sa. Pentru intensificarea integrării aspectelor ecologice în hidrologie și pentru a permite hidrologilor să beneficieze în urma acestor cunoștințe în investigațiile viitoare, sunt prezentate în continuare câteva ipoteze, concepte și modele ale ecologiei asupra sistemelor fluviale.



Un concept a fost descris de către Odum (1957), cel al bilanțului energetic al unui mare sistem din Florida care a dat un impuls extraordinar modelării ecosistemelor apei dulci și a celor terestre. Un alt concept a fost descris de către Margalef (1960). Cu referire specială asupra tipologiei de râu continuu, Illieș (1961) și Illieș și Botoșăneanu (1963) au descris zonele biozoocenotice bazate pe comunitățile de pești. Un rezumat al zonării râului și clasificări au fost prezentate de către Hawkes (1975).

Observațiile în pădurile tropicale și recifii de coral au introdus idea că în multe sisteme naturale, stabilitatea ridicată observată în totalitatea sistemului s-a bazat pe o mare extindere a instabilității la scări punctuale [Connel, 1978]. Aceasta este importantă deoarece se concentrează proprietățile microhabitatelor care pot arăta un grad ridicat de variație fără destabilizarea întregului sistem.

În 1980 Vannote et al. au prezentat un concept care este unul dintre cele mai cunoscute printre oamenii de știință, conceptul de râu continuu (RCC), în care este descris lanțul trofic pentru organisme de la nevertebrate până la pești. Acest concept reprezintă schema cadru pentru studiul și managementul cursurilor de apă, ca sisteme heterogene. Variabilele fizice și biologice reprezintă un gradient continuu în care survin continuu ajustări ale parametrilor biologici, fizici și geomorfologici. Diversitatea ecologică este legată de variabilitatea regimului inundațiilor, procesele geomorfologice, modificările climatice pe altitudine și influențele din amonte asupra coridorului fluvial.

Un alt concept ce ia în considerare folosințele umane a fost conceptul discontinuității seriei (SDC), dezvoltat de către Ward și Stanford (1983).

Cummins et al. (1984) au început un proces de schimbare, de reformulare și extindere a RCC, de lărgire a câmpului de aplicare. Minshall et al. (1985) au extins RCC cuprinzând scările spațiale și temporale.

Plecând de la RCC, Junk et al., în 1989 au prezentat o ipoteză nouă ce constituie baza conceptului impulsului de debit (FPC), aplicat celui mai mare fluviu din lume, Amazonul și enormelor câmpii inundabile și regimului hidrologic particular al acestuia. Aceștia au luat în considerare faptul că productivitatea pădurilor riverane pot influența în mare măsură procesele ecosistemului definite anterior prin RCC. Faptul că zone ale cursului de apă pot avea „o viață a sa”, a fost repede acceptat, punând la îndoială RCC și ipotezele de bază ale acestuia [Sedell et al., 1989].

Cu studii asupra resurselor de carbon pentru organismele riverane, o altă componentă a fost luată în considerare: modelul de productivitate al cursului de apă (RPM). Thorpe și DeLong (1994) au declarat că, carbonul organic în râu este provenit din combinația a: 1. producția autohtonă locală; 2. aporturile din zonele riverane; 3. productivitatea primară a cursului de apă, un factor neluat prea mult în seamă în ecologia sistemelor fluviale.

Abordările de mai sus se concentrează mai mult sau mai puțin pe cursurile de apă naturale, totuși în multe cazuri, sectoarele de râu sunt puternic modificate de regularizări și de folosirea resurselor de apă de către om. Conectivitatea între cursul de apă principal și habitatele acvatice din câmpia inundabilă a fost curând recunoscută ca un factor ce conduce toate procesele din sistemul fluvial. Ward și Stanford (1995) s-au concentrat pe distrugerea conectivității prin orice mijloace de regularizare a debitelor. Petts și Amoros (1996) arată că, canalele pot fi progresiv deconectate nu doar datorită omului, ci și datorită depunerilor rezultate din procesele geomorfologice și a succesiunilor ecologice. Bornette et al. (1998) au descris în detaliu diversitatea plantelor acvatice cu privire la rolul conectivității

pentru corpurile de apă ale câmpiilor inundabile: toate aceste abordări pot fi rezumate ca conceptul de conectivitate (CC).

Prin toate aceste concepte, biologii au descris aspectele ecologice ale situațiilor ce pot surveni în râuri, precum și rolul interacțiunii omului cu aceste sisteme. În principiu aceleași aspecte sunt obiectivele hidrologilor. Una din sarcinile principale ale Proiectului IHP-V este transferul de cunoștințe între cele două științe implicate în ecohidrologie.

Din cele de mai sus se pot desprinde **ipoteze de lucru** în ecohidrologie [Zalewski et al., 1997]:

1. Pentru a ajunge la înțelegerea profundă a regimului hidrologic și distribuția biotei, trebuie analizate și interpretate pentru aplicare modificările istorice.
2. Abordarea ecohidrologică poate fi un instrument pentru dezvoltarea durabilă a resurselor de apă prin creșterea rezistenței, rezilienței și capacității de tampon a coridoarelor fluviale.
3. Vulnerabilitatea râurilor și a lacurilor de acumulare este dependentă de caracteristicile sezoniere ale proceselor hidrologice și biotice și pot fi schimbate prin impactul omului.
4. Încărcarea cu nutrienți ce ajunge în sistemele acvatice depinde în mare măsură de modificările induse de om caracteristicilor hidrologice și ecologice naturale ale bazinului hidrografic.
5. Intensitatea și durata inundațiilor este modificată de caracteristicile biologice ale coridoarelor fluviale, care în schimb sunt modificate de regimul hidrologic.
6. Starea nutrienților în cursurile de apă este influențată de aportul de apă subterană și de structura biotică a văii râului.
7. Transportul și transformarea poluanților sunt puternic influențate de regimul hidraulic – hidrologic și de caracteristicile ecologice ale coridorului fluvial.
8. Aplicațiile GIS bazate pe abordările ecohidrologice asupra subsistemelor bazinului hidrografic, constând din ecotone și caracteristici elementare, face ca informația obținută la microscara sistemului să fie asamblabilă nivelelor mai mari de abstracție. Integrarea acestor informații în conceptele hidrologice, va conduce la o interpretare mai profundă a regimului hidrologic al bazinelor hidrografice.
9. Înțelegerea completă a proceselor ecohidrologice și îmbunătățirea capacității de predicție formează o bază pentru un management eficient al costurilor resurselor de apă și al zonei.
10. Optimizarea structurii zonelor de ecoton cum sunt de ex. zonele tampon ale râului, zone umede sau câmpii inundabile pot fi instrumentul principal pentru reducerea transferului de nutrienți de la bazinul hidrografic la râu și altor receptori din aval.
11. Indicii pentru planificarea predictivă și managementul susținut al resurselor acvatice trebuie să se bazeze pe date punctuale/locale și studii la scară mare a proceselor hidrologice.

### 1.2.3 Scările de analiză

Probleme de scară sunt atât în hidrologie cât și în ecologie. În multe cazuri este dificil de extins rezultatele de la o scară la alta. Problema pleacă de la terminologie. Dimensiunea numerică a termenilor ca: scară punctuală, scara bazinului hidrografic, micro-, mezo-, macro- scară, nu sunt definite pentru fiecare domeniu și pot fi văzute diferențe mari ale acestor termeni între hidrologie și

ecologie. Fără îndoială au fost efectuate multe studii pentru rezolvarea acestei probleme. Abordarea lui Sloan et al. (1997) diferă de cea a celorlalți. Acesta a folosit elementele hidrologice pentru bazinele hidrografice cu o suprafață de aprox. 100 km<sup>2</sup>.

Cadrul pentru dezvoltarea principiilor ecohidrologiei îl reprezintă scara bazinului hidrografic, unde importanța integrării proceselor ecologice este cea mai clară. La această scară se pot distinge patru faze ale ciclului hidrologic:

- dinamica și modificările climatice globale [*de ex. Kaczmarek et al., 1996*], paleoclimat și paleohidrologie [*Starkel, 1988*] ce determină caracteristicile climaterice, cantitatea și durata precipitațiilor. Trebuie notat faptul că percepția umană asupra schimbărilor de temperatură este mai scăzută decât cea a sistemelor ecologice (de ex. modificări în distribuția speciilor de plante apar când temperatura medie anuală se modifică cu 0.6 grade Celsius).
- Clima și biosfera interacționează prin fluxurile de energie și materie și joacă un rol cheie în ciclul apei. Caracteristicile plantelor din stratul vegetal terestru controlează cantitatea și calitatea apei furnizată sistemelor superficiale.
- Ecotonele sol/apă joacă un rol dual, unul fiind de filtru pentru transferul nutrienților și poluanților de-a lungul bazinului hidrografic cu conversia în materie organică și cel de-al doilea fiind de captare a materiei organice, nutrienților și poluanților transportați de-a lungul râului

Ecosistemele lac de acumulare/lac natural sunt importante deoarece sedimentarea mineralelor și retenția și conversia nutrienților și materiilor organice transportate pot fi controlate de reglarea biotei de către procesele hidrologice

### 1.3 Ecohidrologia – știința aplicată secolului XXI

La începutul secolului XXI, creșterea populației a devenit un factor major în degradarea progresivă a mediului la scară globală. De aceea, devine evident că degradarea ecosistemelor râului are natură bidimensională [*Zalwski, 2004*]:

- în primul rând poluarea
- în al doilea rând și mult mai complex, degradarea ciclului apei și nutrienților

Un interes special în contextul IAHS-ului îl reprezintă folosirea științei ecologiei și a hidrologiei pentru gestionarea impactului regularizării cursurilor de apă. Regularizarea artificială a râurilor s-a făcut de cel puțin 8000 de ani, dar a crescut dramatic în ultimii 100 de ani. Aceste lucrări au fost proiectate pentru a satisface necesitățile de apă și energie datorate creșterii populației și a nivelului de trai. Combinații între îndiguiri ale râurilor și modificarea cursurilor de apă s-au făcut și pentru protecția terenurilor agricole împotriva inundațiilor sau pentru folosirea apei pentru irigații. Supraexploatarea resurselor de apă subterană atât în zonele umede cât și în cele aride a condus la regimuri critice ale debitelor cursurilor de apă de suprafață.

În ultimii ani construcția barajelor și digurilor în Europa și în lume a scăzut, totuși la nivel mondial aceasta continuă. De exemplu, producția de energie se prevede să crească la 2-3%/an [*Thanh & Biswas, 1990*], 1700 de baraje sunt în construcție (dintre care 40% în India) [*Comisia Mondială a Barajelor, 2000*]. Adeseori regularizările râurilor au mers mână în mână cu eficiența inginerescă luând în calcul foarte puțin sau chiar deloc valoarea mediului. Controversele provocate de neînțelegerile cu privire la impactul prevăzut asupra mediului au

apărut adesea, deoarece există o legătură implicită între regularizarea cursului de apă și scăderea calității ecologice a aceluși curs de apă.

Urmând o creștere rapidă a dezvoltării resurselor de apă, în secolul XX au fost făcute primele încercări de dezvoltare a schemelor de gospodărire a apei pentru a putea acoperi cererea de apă din aval, progrese semnificative făcându-se la sfârșitul anilor '70, când s-a făcut legătura între debit și mediul acvatic. Aceasta a condus la acceptarea faptului că apa rămasă în râu are multiple funcții, de ex: recreațională și comercială, de biodiversitate, de protecție a speciilor rare sau în pericol, de diluție, de prevenire a eutrofizării, estetice, de menținere a diversității canalului, de menținere a capacității de transport a apei și sedimentelor, de alimentare cu apă a populației din aval.

În anii '90 s-a ajuns la convingerea unanimă internațională că mediul este utilizatorul de drept al apei. Câteva țări au mers mai departe, ca de ex. Australia: „Apa aparține mediului”. Principiul nr. 9 al noii legi a apei din Africa de Sud stipulează că: „Cantitatea, calitatea și siguranța cerută pentru menținerea funcțiilor ecologice de care omul depinde, trebuie protejată astfel încât, folosirea de către om a apei individuală sau cumulativă, nu va compromite dezvoltarea durabilă pe termen lung a ecosistemelor acvatice și a celor asociate acestora”. Comisia Europeană a declarat că „apa nu este un produs comercial, ci mai degrabă o moștenire care trebuie protejată, apărată și tratată ca atare”. Cerința de alimentare cu apă va continua să crească atât în țările dezvoltate cât și în cele în curs de dezvoltare [Gleich, 1996].

Necesitatea de a echilibra folosirea directă a resurselor de apă de către om, cu cele de protecție a mediului a condus la dezvoltarea următoarelor măsuri:

- *științifice* - metode de evaluare cantitativă a mediului, cum ar fi modelarea habitatului;
  - proceduri de proiectare interactivă a regimului de scurgere ecologic dorit, chiar și atunci când datele sunt incomplete;
  - aprecierea crescută a valorii datelor din trecut în îngreunarea deciziilor de management.
- *instituționale* - o schemă cadru de evaluare a mediului a schemelor noi și existente, incluzând o „trusă de instrumente”, de tehnici corespunzătoare a fi aplicate;
  - acceptarea legăturii între biodiversitate și dezvoltare durabilă;
  - creșterea aprecierii beneficiilor utilizării multiplelor folosințe ale apei și utilizatori;
  - aplicarea managementului integrat la nivelul bazinului hidrografic, implicând proprietarii;
  - îmbunătățirea procedurilor (de ex. obținerea avizelor și acordurilor de gospodărire a apei, consistența și transparența în luarea deciziilor).

În secolul XXI atingerea unui echilibru între mediu și cerințele omenirii va cere o colaborare și mai stransă între științele fizice și biologice.

### 1.4 Interacțiuni și interconexiuni în ecohidrologie

Pe lângă poziția geografică, factorii care influențează caracteristicile ecosistemelor acvatice se pot grupa în:

- *factori hidrologici și hidraulici*: debitele și nivelele de apă, distribuția vitezelor în plan vertical și orizontal, adâncimea curentului, regimul de curgere, caracteristicile aluviunilor transportate de curent și a celor din depozitele aluvionare, temperatura apei, oxigenul dizolvat, duritatea apei, turbulența apei, natura albiei;
- *factori climatici*: caracteristicile precipitațiilor, variațiile sezoniere ale temperaturii, radiația solară;
- *factori ecologici*: gradul de poluare al apei (caracteristicile fizice și chimice ale poluanților), flora și fauna acvatică, productivitatea primară a râului, capacitatea de autoepurare.

Biotopurile din apele curgătoare se pot împărți în următoarele categorii:

- *biotop de pârâu*, cu pantă mare, viteze apreciabile, aerare foarte puternică, debit redus, transparentă bună, temperatură joasă;
- *biotop de râu*, cu pante și viteze mai reduse, existența meandrelor și zonelor de apă moartă, transparentă și aerare mai scăzute, temperatură mai ridicată dar cu variații sezoniere mari;
- *biotop de fluviu*, cu debite mari, viteze scăzute, cu oxigen dizolvat puțin, turbiditate ridicată, temperaturi ridicate, cu particularități diferite ale albiilor minore, respectiv majore.

Calitatea apei în ecosistemele de apă dulce depinde în mare măsură de procesele biologice. Aceasta se datorează faptului că ecosistemele apelor dulci sunt situate în depresiuni și deci sunt permanent alimentate cu materii organice provenite de la ecosistemele terestre (incluzând activitățile omului cum ar fi canalizarea), care apoi sunt descompuse de către biota acvatică prin procese bacteriene și enzimatiche.

Importanța proceselor biologice în ciclul nutrienților din ecosistemele acvatice este determinată de către patru factori majori: temperatura, lumina, disponibilul de nutrienți și dinamica masei apei.

Regularizarea râurilor, reducerea suprafețelor văilor inundabile și drenarea terenurilor cauzează modificări importante în modul de curgere al apei, nutrienților sedimentelor și poluanților.

Aceste procese reduc biodiversitatea și integritatea biotică în ecosistemele albiilor majore ale râurilor. Fenomenele de mai sus sunt de un interes crescut deoarece ele pot produce distrugerii ireversibile ce dăunează folosirii continue a resurselor de apă în multe regiuni.

Pe de altă parte structurile biotice le reglează pe cele abiotice, acoperirea cu plante ale zonelor umede și ale câmpiilor inundabile determină semnificativ capacitatea de autoepurare a cursului de apă. Ca o consecință, problema calității apei la scara bazinului hidrografic nu poate fi rezolvată fără o înțelegere profundă a efectelor hidrologiei asupra proceselor biotice și ale biotei asupra hidrologiei.

În cazul ecosistemelor acvatice, *biotopul* (ce reprezintă mediul de viață) este reprezentat de ansamblul factorilor abiotici și biotici care caracterizează mediul (curs de apă sau lac) unde trăiește biocenoza. *Biocenoza* este formată din ființele vii (flora și fauna) și este determinată de biotop. [Jolonkai, 1999].

Este dificil de prezis efectele pe care le au modificările introduse managementului resurselor de apă, în încercarea de a restaura un ecosistem;

mecanismele de feedback atât pozitive cât și negative afectează sistemul și mici diferențe în condițiile inițiale pot avea efecte mari, când sunt considerate cumulative [Barendregt, 1993].

În studiul efectelor cumulative pot fi însumate cinci modalități în care efectele acumulate diferă față de un caz simplu [Gilbert et al., 1997].

- (1) Perturbații (aglomerații în timp) în care sistemul este perturbat în mai multe succesiuni, neavând timp să-și revină în perioada dintre două perturbații;
- (2) Perturbații (aglomerații în spațiu) în care perturbațiile în sistem depășesc spațiul, deci efectele lor nu pot fi separate;
- (3) Sinergismul în care, prin însumarea interacțiunilor diferitelor tipuri de perturbații se produc efecte diferite față de însumarea efectelor individuale;
- (4) Efecte indirecte, în care perturbanțele inițiază un lanț de evenimente care produc efecte întârziate în timp sau spațiu față de perturbația originală;
- (5) Perturbanță care produce modificări foarte mici.

În tabelul de mai jos este prezentat rezumatul interacțiunilor între unitățile superficiale și subterane într-un ecosistem acvatic

Tab. 1.1

| <b>Funcționarea ecosist. de suprafață</b>   | <b>Consecințe asupra ecosist. subterane</b>  |
|---|--|
| Producția primară<br>Flux hidric<br>Flux de materie organică<br>Flux biotic<br>Perturbații naturale   | Surse de materie și energie<br>Alimentarea cu apă a strzelor freatică<br>Structurare spațială și productivitate<br>Colonizarea mediului subteran<br>Creșterea complexității rețelelor funcționale, dezvoltarea de noi structuri (rezistență și protecție)  |
| <b>Funcționarea ecosist. subterane</b>  | <b>Consecințe asupra ecosist. de suprafață</b>   |
| Flux hidric<br>Flux fizico-chimic<br>Zone de blocare a materiei organice<br>Locul de stocare a organismelor acvatice (bentos)<br>Zone de refugiu în caz de perturbație hidrolică sau poluare de suprafață<br>Mediu de viață obligatoriu pentru anumite organisme acvatice (ouă, larve, tineret, etc.) | Menținerea în apă a ecosistemelor acvatice<br>Surse de nutrienți (eutrofie/oligotrofie), denitrificare, încetinire/accelerație a succesiunilor ecologice<br>Reciclarea materiei<br>Lacuri de acumulare – menținerea biodiversității<br>Reziliența ecosistemelor<br>Supravegherea speciilor și menținerea biodiversității |

### 1.5 Ecohidrologia – fundamentul științific pentru folosirea proprietăților ecosistemului ca un instrument al managementului durabil al resurselor de apă

Dezvoltarea durabilă se bazează pe satisfacerea și menținerea echilibrului celor trei obiective: economic, social și ecologic (Fig.1.5).

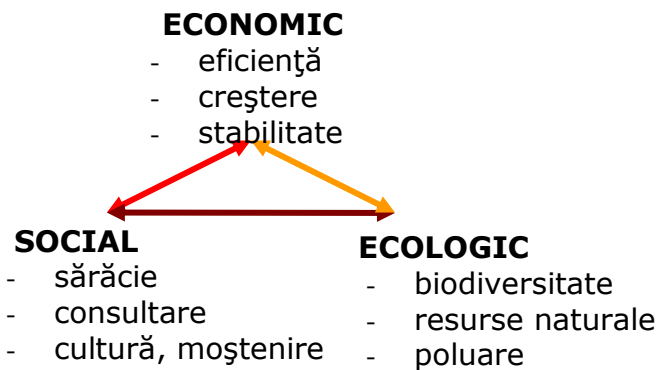


Fig. 1.5 Tranzacții între cele trei obiective ale dezvoltării durabile [după Munasinghe M., 1993]

Aceasta este importantă pentru supraviețuirea omului, deoarece supraexploatarea sau degradarea structurilor biotice conduce la un punct în care ecosistemele nu mai pot produce resurse adecvate.

În figura de mai jos este prezentată abordarea pentru a atinge obiectivul de management integrat și dezvoltare durabilă a resurselor de apă.

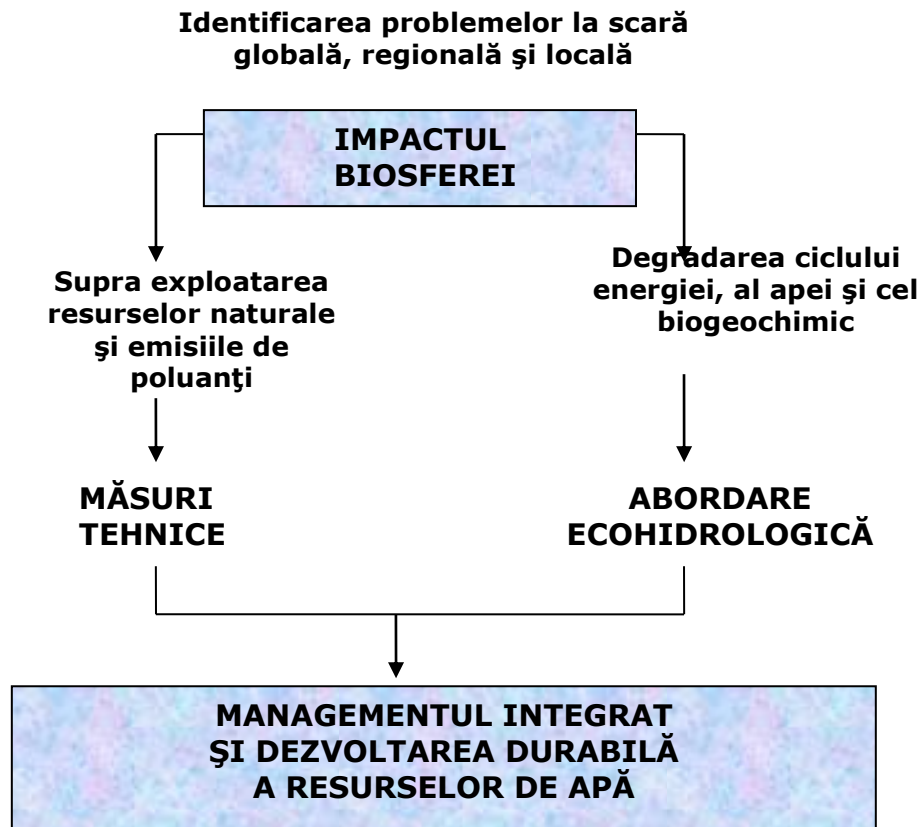


Fig. 1.6 Managementul integrat al resurselor de apă [Zalewski, 2000]

Ecosistemele actuale sunt rezultatul evoluției biogeochimice. De aceea, înțelegerea proceselor biologice la mai multe scări în mediul abiotic este cheia pentru atingerea durabilității în fața creșterii exponențiale a populației.

Înțelegerea acestora este fundamentală pentru controlul și restaurarea proceselor ecologice care vor mări rezistența și reziliența ecosistemelor [Zalewski, 2000].

În acest context, degradarea ecosistemelor resurselor de apă are două fațete: poluarea și distrugerea ciclurilor apei și nutrienților.



## Cap. 2. Modelarea în ecohidrologie

### 2.1 Noțiuni generale asupra modelării ecohidrologice

Ecohidrologia este o știință ce evoluează, ce se concentrează pe legăturile dintre ecosistemele acvatice și ciclul hidrologic și necesită noi tehnologii de la ambele științe. Multe studii se axează pe sistemul râului, având două scopuri principale: cel de înțelegere a relațiilor dintre diferite părți ale ecosistemului râului (canale, zone umede, câmpii inundabile, maluri, apa subterană, a biotei acestora) și scurgerea - sunt folosite pentru un bun management al acestor zone (păstrarea râului în limite acceptabile în cazul schimbărilor regimului scurgerii) și studiul ecosistemelor lacurilor (studiul în special al fenomenului eutrofizării). Ambele aspecte sunt necesare pentru un management durabil al resurselor de apă.

Pentru studiul integrativ hidrologie/ecologie este necesară formularea unor modele, a căror rezultate trebuie să răspundă la următoarele întrebări:

- cum ecosistemul (terestru/acvatic) modifică procesele de generare a scurgerii, transportul materialelor și transformarea;
- cum ecosistemul (proprietățile calitative și cantitative) sunt modificate prin procesele de scurgere și de transport (de ex: disponibilul de apă, cum influențează abundența / lipsa speciilor),

urmând ca prin simularea efectelor pentru diferite scenarii să se poată estima valori pentru parametrii pentru care informațiile sunt limitate și să se aleagă soluții pentru investiții în îmbunătățirea parametrilor sistemelor acvatice.

În figura de mai jos sunt prezentate schematic etapele pentru studiul integrat hidrologie/ecologie (Fig.2.1):

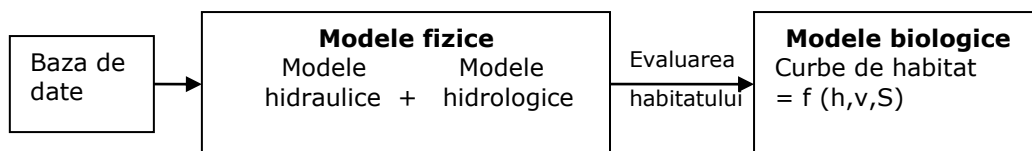


Fig.2.1 Etapele modelării

în care:

h - adâncimea apei

v - viteza apei

S - substrat - ce este compus din substanțe chimice și materie organică (toate substanțele chimice care servesc ca strat suport și hrană pentru microorganismele responsabile de epurarea biologică)

Decalajul dintre hidrologie și ecologie poate fi diminuat prin informații numerice asupra elementelor structurale biotice cum sunt caracteristicile vegetației și ecotonele, care influențează curgerea apei și de asemenea aspectul faunistic al unității de relief [Janauer, G.A., 2000].

Crearea unui model implică următoarele etape [James, 1996]:

- **analiza sistemului** - ce poate fi teoretică, observațională sau experimentală;

- **analiza răspunsurilor ecosistemelor**

În detaliu, pașii ce trebuie urmați sunt următorii:

- **formularea obiectivelor**
- **baze teoretice** – ce trebuie să includă o analiză a proceselor ce afectează structurile biotice, metode de reprezentare, o scară de valori pentru fiecare parametru și o transpunere a acestor parametrii la scară locală și regională;
- **formularea modelului** – implică decizii asupra tipului de model ales, eliminarea parametrilor care nu influențează rezultatele finale, examinarea modelelor alternative și corelații cu bazele de date existente. Aceste informații sunt integrate într-un model conceptual, în general prin introducerea unor ipoteze simplificatoare și interpretări cu privire la procesele care au loc în sistemele acvatice;
- **crearea unei structuri a modelului** – în general procesele încep prin identificarea unor parametrii principali și reprezentarea lor grafică.
- **formularea ecuațiilor** – plecând de la baza teoretică este posibil să se stabilească ecuații între relațiile matematice și cele statistice. Prin adoptarea unei abordări ierarhice a acestor procese, adesea rezultă un set de ecuații care pot fi mai ușor evaluat, dar acesta necesită un set minim de date primare;
- **formularea metodelor și soluțiilor** – doar în puține cazuri poate fi posibilă rezolvarea analitică a ecuațiilor, dar majoritatea modelelor implică folosirea metodelor numerice pentru rezolvarea ecuațiilor parțiale, interpolări, etc. Alegerea tehnicii numerice potrivite este esențială pentru acuratețea și minimizarea efortului de calcul.
- **selectarea unui cod de calcul** – decizia depinde de scopurile proiectului. Dacă modelarea se dorește a furniza doar o primă aproximare, un simplu cod este suficient.
- **calibrarea modelului** – este esențial ca un set de date complet să fie folosit pentru calibrare
- **validarea modelului** – depinde de posibilități. Validarea modelului, evaluarea, confirmarea sau testarea reprezintă procesul de estimare a gradului de încredere folosind unul sau mai multe seturi de date. Ideal este a avea posibilitatea comparării rezultatelor obținute din model cu cele observate.
- **estimarea statistică a observațiilor și simularea** – parametrii statistici de bază sunt: eroarea medie, deviația standard, coeficientul de corelație, indicele de acceptare, procentul de deviație pe an ș.a.
- **analiza sensibilității** – această procedură este folosită înainte și după calibrare în principal pentru testarea răspunsului și sensibilității modelului numeric la fiecare parametru introdus. Dacă rezultatele modelului sunt puternic sensibile la un parametru anume, incertitudinea asociată cu acel parametru va afecta semnificativ capacitatea modelului de a face interpretări semnificante și predicții. Analiza sensibilității reprezintă un mod de a determina parametrii modelului.

## 2.2 Tratamentul și analiza datelor în ecohidrologie

Înainte ca orice model sau metodă analitică să fie aplicată trebuie dezvoltată o bază de date adecvată.

Două tipuri de baze de date interrelaționate trebuie stabilite:

- a. **baze de date ale rețelelor de monitorizare** - toate informațiile disponibile asupra proprietăților structurale și ecologice ale elementului investigat (râu, zonă umedă, ecoton)
  - datele trebuie să fie colectate din teren
  - date obținute de la serviciul de hidrologie, la managementul calității apei, hidro-meteorologice etc.
  - **GIS** – Sistemul Geografic Informațional este folosit ca și instrument de bază pentru analiza grafică a bazinului studiat prin capturarea datelor, manipularea, procesarea și vizualizarea spațială a acestora. Aceste sisteme trebuie să combine informația de la baza de date cu locația lor spațială. De asemenea trebuie să conțină informații necesare pentru definirea spațială a fiecărei suprafețe ale unui sistem fluvial, oricât de mic ar fi acesta. GIS va conține în general hărți ale topografiei (DTM – digital terrain model, model practic, folosit pentru găsirea căilor de scurgere a apei, sedimentelor, nutrienților și poluanților), date asupra folosirii terenului, infrastructurii, influențând hidrologia bazinului hidrografic, proprietățile solului, la care se pot adăuga precipitațiile.

Harta digitală a folosirii terenului va specifica mozaicul care va fi foarte util în evaluarea cantitativă a proceselor ecohidrologice de suprafață (de ex. zonele umede și ecotonele zonelor inundabile vor apărea pe harta digitală, ele fiind importante pentru stocajul apei în perioadele de inundații sau pentru preluarea nutrienților, iar cunoașterea acestora putând acționa ca regulatori ai sistemului).

Sistemul GIS, cu funcțiile sale de analiză spațială este instrumentul principal de analiză folosit pentru conectarea modelelor individuale și pentru a da un cadru de modelare integrată.

De exemplu modelele de simulare și optimizare pot fi conectate pentru a permite simularea rezultatelor și introducerea acestora în modele de optimizare, iar rezultatele optimizate să fie reflectate în sistemele de simulare. Sistemul (Fig.2.1) poate de asemenea explica utilizatorului fiecare pas al procesului de modelare și prezentarea rezultatelor prin rularea simulării modelului. De asemenea arată o evaluare a calității datelor introduse, acuratețea rezultatelor și nivelul de nesiguranță. Dacă rezultatele obținute nu sunt considerate ca și satisfăcătoare prin prisma rezultatelor obținute datorită datelor insuficiente, sistemul poate recomanda ce date sunt necesare pentru îmbunătățirea performanțelor modelării.

ArcView este folosit pentru vizualizarea rezultatelor modelării. Acest program are funcții statistice și spațiale ce poate da rezultatele în mod selectiv.

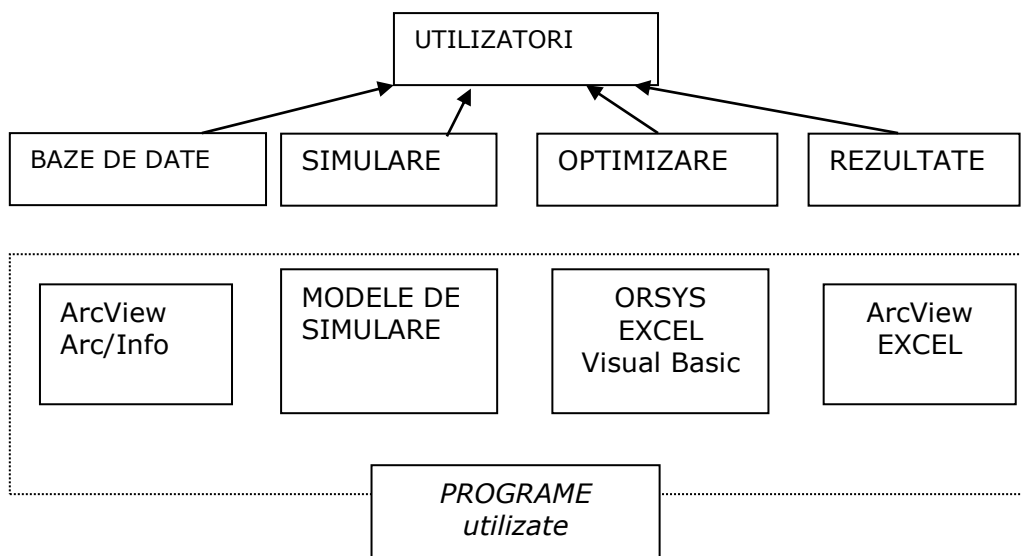


Fig.2.1 Folosirea sistemului GIS [Huang et al., 1999]

Pentru analiza tabelelor mari de date se pot aplica două metode:

**Analiza factorială** - este folosită pentru reprezentării sintetice a vastelor ansambluri de valori numerice, în general sub formă de vizualizare grafică.

Analiza factorială de corespondență (AFC) - se aplică tabelelor de contingență, adică tabelelor obținute prin creșterea a două variabile nominale (Tab.2.1)

Tabelul 2.1

| Stația<br>Specii | S1 | S2                   | Si            | Sj            | Sn |
|------------------|----|----------------------|---------------|---------------|----|
| specia 1         |    |                      |               |               |    |
| specia i         |    | Efective<br>măsurate | $n_{s_i S_i}$ | $n_{s_i S_j}$ |    |
| specia j         |    |                      | $n_{s_j S_i}$ | $n_{s_j S_j}$ |    |
| specia n         |    |                      | $n_{s_n S_i}$ | $n_{s_n S_j}$ |    |

Suma pe linii are semnificație: reprezintă numărul de indivizi/specie

Structurarea datelor se mai poate face prin **analiza în componente principale** (ACP) (Tab.2.2)

Se aplică pe tabele de tip variabile - indivizi, pe coloane fiind variabilele (parametrii), iar pe linii indivizii (observațiile).

Această tehnică poate fi utilizată pentru tratarea variabilelor ce caracterizează fenomene spațiale și temporale.

Prezintă două aspecte principale:

- analiza descriptivă (structura unei matrici de observație, tipologie)
- analiza opțională (optimizarea unei rețele de măsură, previziuni, etc.)

Tabelul 2.2

| Parametrii    | Temperatura                        | Debit | Oxigen dizolvat | Densitate plancton | NO2 |
|---------------|------------------------------------|-------|-----------------|--------------------|-----|
| Stația măsură | Măsurarea variabilelor cantitative |       |                 |                    |     |
| S1            |                                    | 3,4   | 5,1             | 80000              | 0,8 |
| S2            |                                    | 3,6   | 5,0             | 100000             | 0,7 |
| S3            |                                    | 4,2   | 4,7             | 120000             | 0,6 |
| S4            |                                    | 5,0   | 4,2             | 130000             | 0,5 |

Suma pe linii nu are semnificație

**Tabelul de date** = matricea în care fiecare vector, linie sau coloană reprezintă un punct fie în  $R^p$ , fie în  $R^n$ .

Fiecare din cele două dimensiuni ale tabelului permite definirea distanțelor (sau proximității) dintre elementele ce definesc cealaltă dimensiune.

Ansamblul coloanelor: - calculul distanțelor dintre linii

Ansamblul liniilor: - calculul distanțelor între coloane

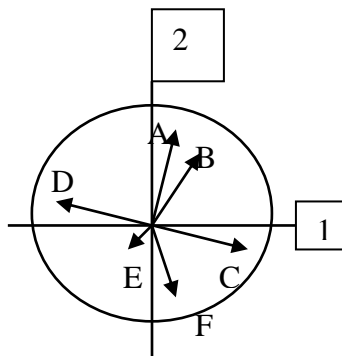
- asociații statistice între indivizi

- asociații statistice între variabile

Plecând de la un nor de puncte, se construiește prima axă – prima componentă principală.

A doua componentă principală este perpendiculară pe prima și ține cont de informațiile care nu au fost explicate de prima axă.

A doua componentă principală nu este corelată cu prima.



A și B – sunt puternic corelate între ele și cu axa 2

E – slabă corelație cu axele 1 și 2

C – corelație puternică cu axa 1, dar independent față de A și B

D – corelație negativă puternică (opus punctului C)

F – corelație puternică negativă (opus lui A și B)

Fig. 2.2 Reprezentarea grafică în spațiu a variabilelor (cercul de corelații)

Rezultatele ACP pot fi influențate de către ordinul de mărime al variabilelor.

Variabilele cantitative fac referire la diferite unități de măsură. Datele centrate (pentru variabile exprimate în aceeași unitate). Date reduse (pentru variabilele de diferite naturi, ...)

Într-o analiză, suma valorilor proprii (inerția) este egală cu numărul de variabile, deci media inerțiilor este egală cu 1.

Fiecare axă fiind o combinație particulară de variabile de origine, ne interesează în general axele având o inerție peste medie.

### 2.3 Modelarea statistică în ecohidrologie

Modelele statistice își propun să reproducă comportarea de *grup* a unei mulțimi de variabile hidrologice și ecologice, între elementele căreia pot exista sau nu relații de interdependență. Aceste modele se pot împărți în modele probabiliste și modele de serii temporale [Șerban, 1995]

Modelele probabiliste pornesc de la premisa că între diferitele elemente ale unui proces nu există legături cauzale.

Sunt folosite seriile cronologice. Diferitele valori ale unei serii temporale sunt în general corelate în timp.

$$\{X(t)\}_{t=1, \dots, N}$$

t- timpul

N - numărul de observații

În ecohidrologie reprezentarea dependenței sau a independenței între parametrii hidrologici și cei ecologici se poate exprima prin diferite tipuri de corelații și regresii ce sunt prezentate în cele ce urmează:

**Corelațiile liniare** se folosesc pentru:

- caracterizarea dependenței între două sau mai multe variabile printr-o relație liniară;
- prevederea unei variabile  $z$  în funcție de alte variabile explicative  $x_1, x_2, \dots, x_p$
- reconstituirea datelor
- controlul coerenței datelor

- **corelațiile liniare simple**

$$Y=F(X)$$

(2.1)

unde: Y - variabilă explicată

X - variabilă explicativă

Existența și interpretarea unei corelații între două variabile poate fi exprimată grafic prin analiza norului de puncte (Fig.2.2 - 2.6):

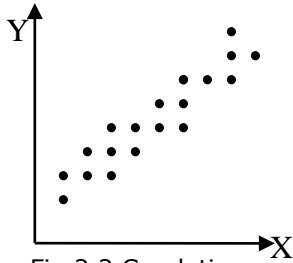


Fig.2.2 Corelație puternică pozitivă

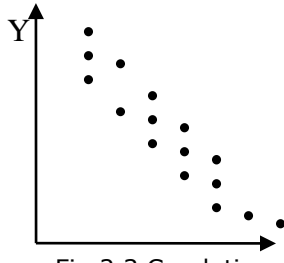


Fig.2.3 Corelație puternică negativă

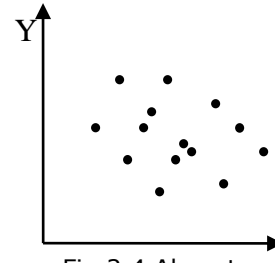


Fig.2.4 Absența corelației

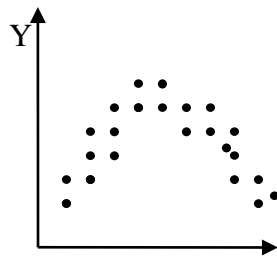


Fig.2.5 Absența corelației liniare dar prezența unei legături parabolice

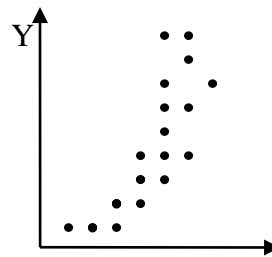


Fig.2.6 Corelație liniară slabă. Prezența mai degrabă a unei legături exponențiale

Pe baza șirului de date se poate calcula coeficientul de corelație liniară R:

$$R = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}} \quad (2.2)$$

Iar în funcție de valoarea lui R se poate face interpretarea datelor (Fig.2.7):

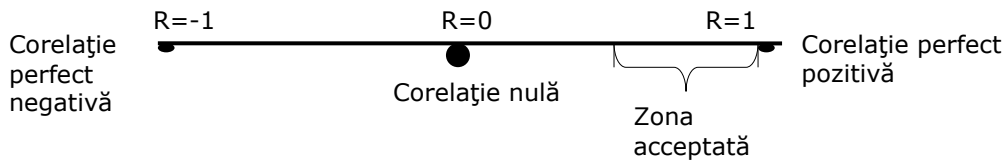


Fig.2.7 Interpretarea valorii coeficientului de corelație

**- corelațiile multiple**

$$Y_{x_1, \dots, x_m} = a + b_1 x_1 + b_2 x_2 + \dots + b_m x_m \quad (2.3)$$

$$R_{y_{x_1, x_2, \dots, x_m}} = \sqrt{1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Y_{x_1, x_2, \dots, x_{mi}} - \bar{y}_i^e)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i^e - \bar{y}_0)^2}} \quad (2.4)$$

- **regresia liniară simplă**

Fiind date  $n$  perechi de valori observate  $(X_1, Y_1), (X_2, Y_2), \dots, (X_n, Y_n)$  și presupunând că relația între  $X$  și  $Y$  este liniară de ordin 1, modelul de regresie liniară simplă se scrie (Fig.2.8):

$$Y_i = b_1 X_i + b_0 + \varepsilon_i \quad i=1, \dots, n \quad (2.5)$$

unde:

$Y$  – este variabila dependentă (explicată), având un caracter aleatoriu și deci valorile sunt condiționate de cele ale variabilei explicative  $X$  și ale componentei aleatoare  $\varepsilon$ ;

$b_1, b_0$  – parametrii modelului de regresie

$X$  – variabila explicativă (independentă) măsurată fără erori

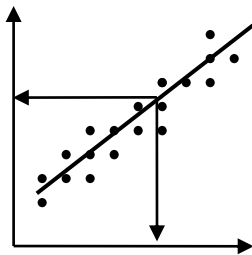


Fig.2.8 Dreapta de regresie

în care:

$\varepsilon_i$  - reziduu, reprezintă abaterea medie pătratică, abaterea dintre valorile estimate sau evaluate

$\hat{Y}_i$  - valoarea estimată

$i=1 \dots n$  - nr. de observații

Minimizând suma abaterii medii pătratice obținem relația:

$$\sum_{i=1}^n \varepsilon_i^2 = (Y_i - \hat{Y}_i)^2 = (Y_i - b_0 - b_1 X_i)^2 \quad (2.10)$$

Pentru minimizarea expresiei precedente în raport cu parametrii  $b_1$  și  $b_0$ , s-a recurs la derivate parțiale:

$$\frac{\partial \left( \sum_{i=1}^n \varepsilon_i^2 \right)}{\partial b_0} = 0 \quad (2.11)$$



$$\frac{\partial \left( \sum_{i=1}^n \varepsilon_i^2 \right)}{b_1} = 0 \quad (2.12)$$

$$\frac{\partial \left( \sum_{i=1}^n \varepsilon_i^2 \right)}{b_0} = 2 \sum_{i=1}^n (Y_i - b_0 - b_1 X_i) = 0 \quad (2.13)$$

$$\frac{\partial \left( \sum_{i=1}^n \varepsilon_i^2 \right)}{b_0} = 2 \sum_{i=1}^n (Y_i - b_0 - b_1 X_i)(X_i) = 0 \quad (2.14)$$

$$\rightarrow b_1 = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})} \quad (2.15)$$

$$b_0 = \bar{Y} - a \bar{X} \quad (2.16)$$

varianța:

$$\sigma_x^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2}{n-1} \quad (2.17)$$

$$\sigma_y^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}{n-1} \quad (2.18)$$

covarianța:

$$\text{cov}(X, Y) = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{n-1} \quad (2.19)$$

- **regresia liniară multiplă**

$$Y_i = b_0 + b_1 X_{1i} + b_2 X_{2i} + \dots + b_k X_{ki} + \varepsilon_i \quad (2.20)$$

$Y_i$  - variabila dependentă (explicată) deci valorile sunt condiționate de cele ale variabilei explicative  $X_{1i}, X_{2i}, \dots, X_{ki}$

$b_0, b_1, b_2, \dots, b_{k+1}$  sunt parametrii modelului

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2} \quad 0 \leq R \leq 1 \quad (2.21)$$

În vederea determinării tendințelor din seriile de date, tendințe cauzate de neomogenități sau inconsistențe, în ecohidrologie se utilizează în principal teste statistice pentru medie și dispersie, urmând următoarele etape:

- Analiza seriilor temporale prin reprezentarea grafică prin care se poate afla tendința, periodicitatea, etc.
- Controlul seriei – se utilizează informațiile furnizate în trecut a unui proces pentru efectuarea de previziuni pentru anticiparea evoluției ulterioare (pentru validarea datelor se folosesc informațiile anterioare sau datele unei alte serii pentru a controla coerența datelor următoare).
- Estimarea valorilor lipsă – se pot propune valori
- Previziuni ale seriei – se caută evaluarea valorilor viitoare ale unei variabile  $X(T+h)$ , unde  $h \geq 1$ , plecând de la observațiile trecute  $\{X(1), X(2), \dots, X(T)\}$

În cazul unei serii cronologice  $\{X(t)\}_{t=1, \dots, N}$  ideea este de a considera fiecare valoare  $X(t)$  ca realizarea unei variabile aleatorii  $x(t)$ , urmând o anumită lege de probabilitate. Seria  $\{X(t)\}_{t=1, \dots, N}$  va fi realizarea suitei de variabile aleatorii numit proces aleatoriu sau stohastic.

**Tendința** poate fi definită ca o abatere pe termen lung în seria de date mediată pentru o perioadă mare în comparație cu unitățile de timp la care se măsoară termenii seriei. În absența informațiilor referitoare la schimbările naturale sau cauzate de activitatea umană, *neomogenitățile* (datorate anumitor modificări în lanțul causal care produce elementul analizat) și *inconsistențele* (cauzate atât de influențele care apar la efectuarea măsurărilor, cât și de erorile sistematice, asociate cu prelucrarea măsurărilor pe anumite perioade de timp) din seriile de date [Șerban, 2001] hidrologice și ecologice, pot fi determinate utilizând teste statistice sau metoda curbilor integrale.

Pentru a constata dacă seria de date este omogenă sau neomogenă, se testează omogenitatea dispersiilor celor două subserii, urmată în caz afirmativ de testarea omogenității mediilor.

Pentru început se determină densitatea funcției de distribuție  $\beta(a, b)$  prin relația:

$$E(X) = a/(a+b) \text{ și } V(X) = ab/[(a+b+1)(a+b)^2] \quad (2.22)$$

Densitatea funcției de distribuție binomială  $(n, p)$  reprezintă distribuția numerelor de succese pentru  $n$  încercări, ținând cont că numărul de succese este  $p$ , este dată de relația:

$$E(X) = np \text{ și } V(X) = np(1-p) \quad (2.23)$$

unde:  $n$  – este numărul de încercări

$p$  – este probabilitatea de succes.

Tipul binomial negativ I ( $n, p$ ), este distribuția unui număr  $x$  de încercări nereușite necesare înainte de obținerea de  $n$  succese; densitatea funcției de distribuție este dată de relația:

$$E(X) = n(1-p)/p \text{ și } V(X) = n(1-p)/p^2 \quad (2.24)$$

în care:

$n$  este numărul de succese

$p$  este probabilitatea de succes.

Tipul binomial negativ ( $k, p$ ): este folosit pentru reprezentarea fenomenelor discrete și puternic eterogene. Funcția de densitate este dată de relația:

$$E(X) = kp \text{ și } V(X) = kp(p+1) \quad (2.25)$$

$k$  tinde la infinit, distribuția binomială negativă de tip II tinde spre o distribuție Poisson cu  $l=kp$ .

Pătratul abaterilor ( $df$ ): corespunde distribuției sumelor de distribuții normale  $df$ ; densitatea funcției acestei distribuții este dată de:

$$E(X) = df \text{ și } V(X) = 2df$$

Exponențiala ( $l$ ): este folosită adeseori pentru studiul duratei vieții în controlul calității; densitatea funcției acestei distribuții este dată de:

$$E(X) = 1/l \text{ și } V(X) = 1/l^2$$

Se aplică apoi testul Fisher ( $df_1, df_2$ ) ce este folosit adesea în testarea ipotezelor. De exemplu, densitatea funcției de distribuție este dată de relația:

$$E(X) = df_2/(df_2 - 2) \text{ dacă } df_2 > 0 \text{ și} \quad (2.26)$$

$$V(X) = 2df_2^2(df_1+df_2 - 2)/[df_1(df_2-2)^2 (df_2 - 4)] \quad (2.27)$$

**Distribuția Fisher**, numită de la numele biologului, geneticianului și statisticianului Ronald Aylmer Fisher (1890-1962) și corespunde raportului abaterilor patratice a două subserii.

În ecohidrologie, pentru calculul dependenței sau independenței parametrilor ecohidrologici, pe baza șirului de date disponibil se pot folosi și alte tipuri de ecuații, cele mai folosite fiind:

**Distribuția Fisher-Tippett** ( $b, \mu$ ), numită și Log-Weibull sau distribuția valorilor extreme, este folosită pentru studiul fenomenelor extreme. Densitatea funcției de distribuție este dată de:

$$E(X) = \mu + bg \text{ și } V(X) = (bg)^2/6 \quad (2.28)$$

unde  $g$  este constanta Euler-Mascheroni

**Distribuția Gumbel** este un caz special al distribuției Fisher-Tippett cu  $b=1$  și  $\mu=0$ : funcția de densitate a acestei distribuții este dată de relația:

$$E(X) = g \text{ și } V(X) = g^2/6 \quad (2.29)$$

Distribuția Gumbel, numită după Emil Julius Gumbel (1891-1966). Este folosită de asemenea în studiul fenomenelor extreme.

**Repartiția Gamma** ( $k, b, \mu$ ): densitatea de distribuție este dată de:

$$E(X) = \mu + kb \text{ and } V(X) = kb^2 \quad (2.30)$$

Unde:

$k$  – este parametru de formă al distribuției

b – parametru de scară

**Repartiția Lognormală** ( $\mu, s$ ): densitatea funcției de distribuție este dată de:

$$E(X) = \exp(\mu + s^2/2) \text{ și } V(X) = \exp(s^2/2-1)\exp(2\mu + s^2) \quad (2.31)$$

**Repartiția Normală** ( $\mu, s$ ): densitatea funcției de distribuție este dată de:

$$E(X) = \mu \text{ și } V(X) = s^2$$

**Repartiția Standard normală**: este un caz special al distribuției normale cu  $\mu=0$  and  $s=1$ ; densitatea funcției de distribuție este dată de:

$$E(X) = \mu \text{ și } V(X) = s^2$$

**Distribuția Poisson** ( $l$ ): a fost descoperită de către matematicianul și astronomul Siméon-Denis Poisson (1781-1840), elev al lui Laplace, Lagrange și Legendre; densitatea funcției de distribuție este dată de:

$$E(X) = l \text{ și } V(X) = l$$

**Distribuția Student** ( $df$ ): densitatea funcției de distribuție este dată de:

$$E(X) = 0 \text{ dacă } df > 1 \text{ și } V(X) = df/(df - 2) \text{ dacă } df > 2$$

Chimistul și statisticianul englez William Sealy Gosset (1876-1937), a folosit numele Student pentru a-și păstra anonimatul. Distribuția Student este distribuția variabilelor  $df$  standard normale.

Estimarea funcțiilor de autocorelație, corelație parțială și a coeficientului de autocorelație  $r_{xy}(k)$  se definește prin:

$$\rho_k = \frac{E[(x(t) - \mu)(x(t+k) - \mu)]}{\sqrt{E[(x(t) - \mu)^2]E[(x(t+k) - \mu)^2]}} = \frac{\gamma(k)}{\gamma(0)} \quad (2.32)$$

$$\rho(0) = 1$$

- este reprezentarea grafică numită **corelogramă** și dă o estimare a mărimii variabilei  $k$ .

**Funcția de autocorelație** parțială este un mijloc de a cunoaște ordinul procesului autoregresiv. Pentru un proces de ordin  $n$ , funcția de autocorelație va fi diferită de 0 ptr.  $k \leq n$  sau =0, ptr.  $k > n$

În practică se estimează că funcția de autocorelație sau de autocorelație parțială

sunt neglijabile în intervalul  $\pm \frac{1}{\sqrt{N}}$

unde:  $N$  – este numărul de valori ale seriei [Box, Jenkins, 1976]

## 2.4 Modelarea deterministă în ecohidrologie

Modelele deterministe se bazează pe conceptul de cauzalitate și caută să descrie procesele hidrologice, respectiv cele ecohidrologice, pe baza relațiilor fizice dintre cauze și efecte.

Orice proces determinist se poate exprima printr-o lege de următoarea formă (Șerban, 1995):

$$Y = T(x_1, \dots, x_i, \dots, x_n, a_1, \dots, a_j, \dots, a_m) \quad (2.33)$$

în care:

$Y, x_1, x_2, \dots, x_n$  - sunt variabile

$a_1, a_2, \dots, a_m$  - parametrii care leagă matematic pe  $Y$  de cele  $n$  variabile

Legea de conservare a masei (monodimensională):

$$A \frac{\partial c}{\partial t} + \frac{\partial(QC)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left( ADP \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \sum T + \sum W \quad (2.34)$$

în care:

$A$  - este secțiunea udată

$Q$  - debitul

$QC$  - fluxul advectiv

$DP$  - fluxul dispersiv

$T$  - transformări fizice, chimice și biologice

$W$  - aportul punctual sau continuu

Modelarea deterministă în ecohidrologie se bazează pe un model de transfer a apei (model hidraulic), la care se adaugă un model de transport compus dintr-un model bio-fizico-chimic.

## 2.5 Tipuri de modele teoretice în ecohidrologie pentru evidențierea interdependenței factorilor ecologici și hidrologici în ecosisteme

### 2.5.1 Studiul influenței factorilor ecologici asupra celor hidrologici în ecosisteme

Interacțiunile dintre ciclul hidrologic și ecosisteme este foarte intens atunci când apa este prezentă intermitent, când din abundență sau din contră. În oricare din aceste cazuri, natura fluctuantă a ciclului hidrologic împreună cu rețeaua legăturilor dinamice între sistemul climă - sol - vegetație complică considerabil analiza proceselor implicate (Fig.2.11).

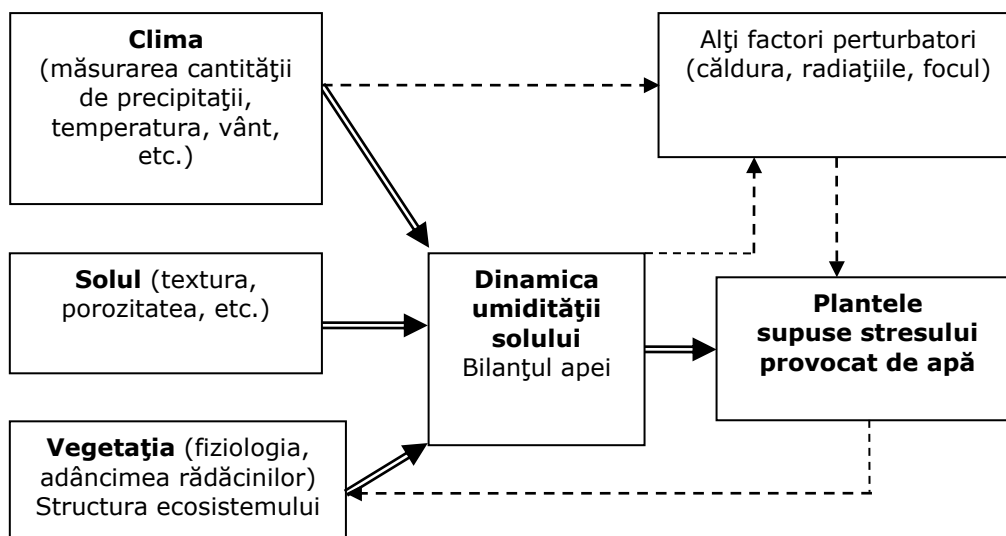


Fig. 2.11 Primul nivel, elementar de descriere a sistemului climă – apă – sol [Porporato, Rodriguez-Iturbe, 2002]

Apa, solul și plantele sunt principalele componente ce determină productivitatea terenului. Aceste forme variate afectează calitatea și cantitatea acceptată de râurile interioare prin creșterea scurgerii, eroziunii, sedimentării și poluării.

În paralel, modificările în folosirea terenului afectează durata de reținere și etapele prin care se formează precipitațiile: scurgerea de suprafață, cantitatea de apă reținută în sol, evaporația și apa freatică.

Pentru a studia dependența dintre factorii care contribuie la dinamica ecosistemelor acvatice se fac măsurători pe teren a caracteristicilor ecotonelor și se realizează analiza corelativă pentru a vizualiza interacțiunile dintre aceștia.

Influența parametrilor ecologici asupra celor hidrologici poate fi exemplificată sub forma:

Tab. 2.3

| Parametrii ecologici                                   | Efecte asupra hidrologiei                                    |
|--|--|
| Defrișările  | Modificarea scurgerii apei a timpului de retenție la viituri |
| Schimbarea folosinței terenurilor                      | Creșterea sedimentării<br>Evaporării                         |
| Gradul de acoperire cu vegetație și tipul de vegetație | Gradul de reținere al debitelor                              |
|  | Stocarea și consumul nutrienților                            |

Un prim pas pentru studiul influenței factorilor abiotici și biotici asupra ecosistemelor se face prin analiza scurgerii la nivelul bazinului hidrografic.

Interacțiunile dintre bilanțul apei și plante (Fig.2.11), care constituie partea centrală a ecohidrologiei sunt responsabile pentru câteva dintre diferențele fundamentale între diferiți biomi (ex. păduri, pășuni) și pentru dezvoltarea caracteristicilor spațio-temporale ale acestora (Fig.2.12).

Bilanțul apei are 4 componente:

- infiltrația precipitațiilor în sol
- evapotranspirația
- scurgerea apei în porțiunile mai joase
- scurgerea de la suprafața solului (șiroirea)

Acestea sunt descrise de următoarea ecuație:

$$nZ_r \frac{ds(t)}{dt} = R(t) - I(t) - Q[s(t), t] - E[s(t)] - L[s(t)] \quad (2.35)$$

Termenii din stânga ai ecuației descriu cantitatea totală de apă din zona studiată.

Această apă, accesibilă vegetației are un volum egal cu porozitatea solului ( $n$ ), înmulțită la gradul de saturație ( $s$ ) și la adâncimea rădăcinilor plantelor ( $Z_r$ ).

Ecuația diferențială  $ds(t) / dt$  descrie cum saturația solului se modifică în timp.

Termenii din dreapta descriu precipitațiile ( $R$ ), interceptia ( $I$ ), scurgerea prin șiroire ( $Q$ ), evapotranspirația ( $E$ ) și scurgerea ( $L$ ). (mm/zi).

Scurgerea, șiroirea și evaporația sunt puternic dependente de gradul de saturare al solului la un moment dat.

Pentru rezolvarea ecuației trebuie cunoscută evapotranspirația ca o funcție de umiditatea solului.

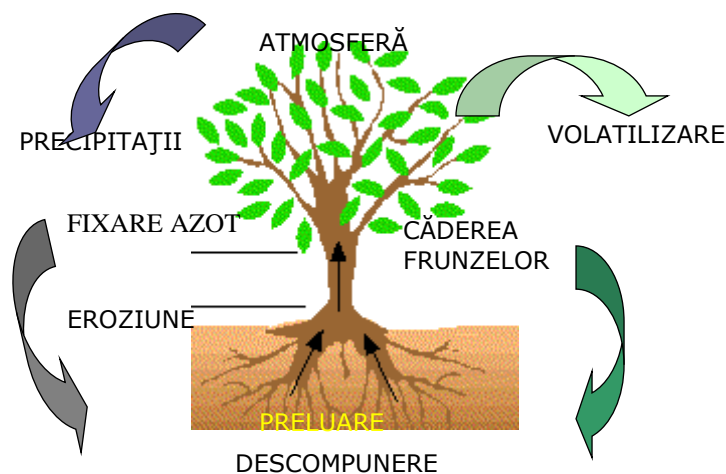


Fig. 2.11 Ciclul nutrienților pentru un bazin hidrografic împădurit; câteva dintre fazele gazoase nu sunt importante pentru anumiți nutrienți [după Brown, 1980]

În continuare este prezentat studiul efectului despăduririlor asupra scurgerii debitelor la scara bazinului hidrografic. Se prezintă metodologia de prognoză a

debitelor medii prin studiul a două bazine hidrografice, numite bazine pereche, folosind rezultatele obținute dintr-un bazin pentru prognoza celui de-al doilea.

Aceste bazine au fost alese pe baza similarității între mărimea lor, a solurilor, a acoperirii vegetale, a geologiei și topografiei și trebuie să se găsească în apropiere unul față de celălalt (Fig.2.12).

Pe baza similarității dintre bazinele hidrografice și măsurând debitele pe o perioadă cuprinsă între 5 și 10 ani (numită și perioadă de calibrare), se poate obține o relație acceptabilă de prognoză a debitelor medii pentru cele două bazine.

După perioada de calibrare, vegetația dintr-un bazin se înlătură, măsurându-se în continuare debitele în ambele bazine.

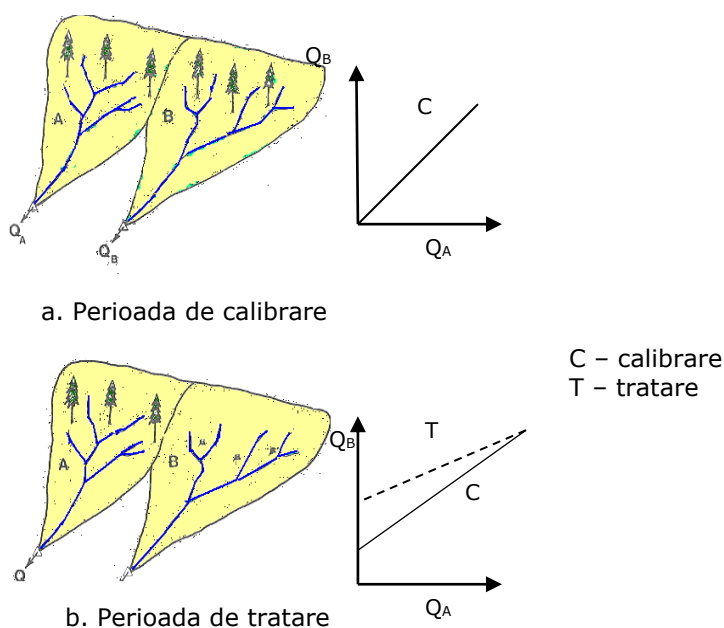


Fig. 2.12 Metoda bazinelor hidrografice pereche pentru estimarea efectului vegetației asupra evapotranspirației

Valorile obținute în bazinul B după despădurire vor fi comparate cu valorile prognozate, prognoză bazată pe măsurătorile de debite în bazinul A.

S-a obținut următoarea ecuație pentru debitele rezultate ca urmare a despăduririlor:

$$G\hat{i} = 0.00224 \left( \frac{SD}{PAR} \right)^{1.4462} \quad (2.36)$$

în care:

$G\hat{i}$  – primul an de creștere a debitelor măsurate după despădurire;

SD – procent ce reprezintă suprafața despădurită;

PAR – potențialul anual al radiațiilor solare în calorii/cm<sup>2</sup>x10<sup>-6</sup>



$$D_c = 1.57G\hat{i} \tag{2.37}$$

$$G\hat{i}_i = G\hat{i} + b \cdot \log(i) \tag{2.38}$$

$D_c$  – durata de creștere a debitelor (ani)

$G\hat{i}_i$  – creșterea debitelor pentru anul  $i$  după despădurire

$b$  – coeficient calculat pe baza ecuației de mai sus în care  $i=D_c$  și  $G\hat{i}_i=0$

Modificarea hidrografelor debitelor datorită despăduririlor este arătată în figura de mai jos prin compunerea hidrografelor:

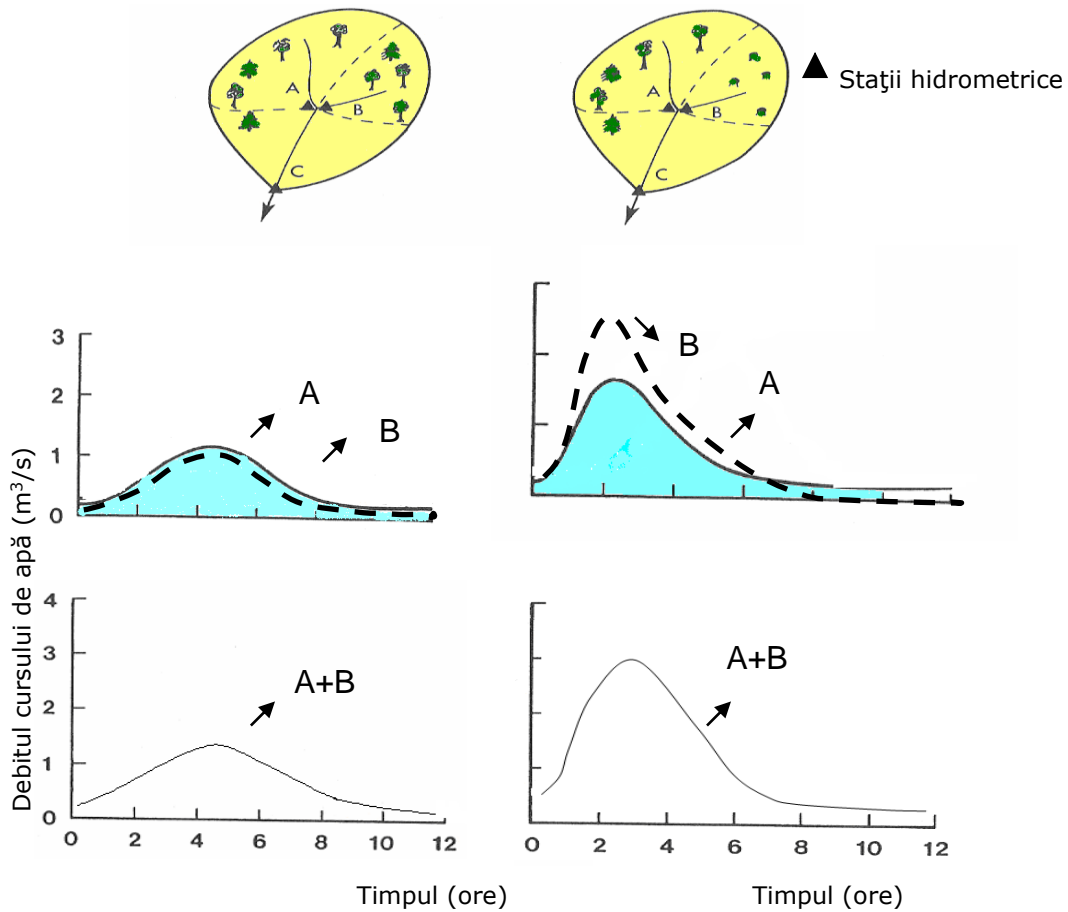


Fig. 2.13 Efectele despăduririlor asupra debitelor cursurilor de apă

Ecuațiile de mai sus se pot aplica pentru condițiile în care precipitațiile sunt uniform distribuite.

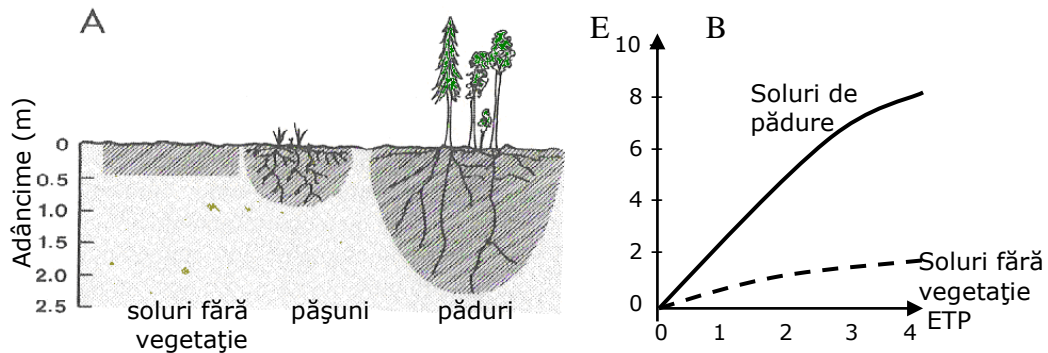


Fig. 2.14 Efectul modificării acoperirii vegetale asupra transpirației și evapotranspirației totale [după Lee, 1980].

- A. soluri fără acoperire vegetală, soluri acoperite cu iarbă și soluri acoperite cu pădure  
 B. evaporația/evapotranspirația cumulată pentru solurile fără vegetație și pentru păduri

### 2.5.2 Rolul factorilor hidrologici și hidraulici în structura ecotonelor și ecosistemelor acvatice

Cele mai multe din procesele care cauzează modificări în ecosisteme pot fi detectate ca rezultate ale caracteristicilor specifice hidrologiei, modificate de impactul omului.

Fenomenele atmosferice și-au schimbat compoziția chimică în ultimii zeci de ani datorită industriei și a traficului. Ploile acide au un conținut ridicat de nutrienți. Cursurile de apă au fost de asemenea poluate prin creșterea activității agricole. Cele mai evidente diferențe sunt creșterea concentrației de azot în apa de ploaie și creșterea salinității și concentrației nutrienților în apa râului. Relațiile sunt complicate și majoritatea efectelor sunt cumulative. Acestea arată că rezultatele biotice complicate pot fi cauzate de schimbări hidrologice simple.

Influența parametrilor hidrologici asupra celor ecologici poate fi exemplificată sub forma:

(Tab.2.4)

| Parametrii hidrologici | Efecte ecologice   |
|------------------------|--|
| Modificarea debitului  | variația speciilor de pești, efecte asupra diversității și a abundenței    |
|                        | inundarea luncii ce influențează producția de vegetație / hectar           |
|                        | variația disponibilului de nutrienți, sursă de hrană pentru flora acvatică |
| Variația nivelului     | influențe asupra biodiversității, abundenței și a reproducerii speciilor   |

Primele încercări de integrare a proceselor ecologice și a celor hidrologice au început în anii 1970 [Hynes, 1970], dar în următorii 10 – 20 de ani s-au concentrat în principal pe aspecte specifice cum ar fi ecologia nevertebratelor și biomonitoring [Ward și Stanfors, 1979; Statzner et al., 1988], „cartografie politematică” [Roux, 1982], sedimente [Walling, 1980] și metabolismul oxigenului bazinelor hidrografice [Naimann, 1983].

Acum trei decenii, Programul Biologic Internațional al UNESCO a creat baza pentru cuantificarea proceselor ecologice, ca de exemplu debitul energetic prin ecosisteme în termeni de unități fizice (calorii, juli) [Grodzinski et al., 1975]. Dezvoltări ale acestei abordări au continuat [Kooijman, 2000], deoarece cuantificarea proceselor ecologice și înțelegerea mecanismelor de reglare la nivelul ecosistemului, au permis o perspectivă largă, holistică și a dat posibilitatea obținerii unor progrese importante în abilitatea prezicerii interacțiunilor ecologice.

Aceasta a creat condiții pentru parteneriate între ecologie și hidrologie. Un astfel de parteneriat este vizibil în dezvoltarea unor teorii fundamentale în ultimii 20 de ani de ex. conceptul de zonare al râului a fost înlocuit cu conceptul râului continuu [Vannote et al., 1980]. Lucrând la interfața a două discipline este necesară o abordare fundamentală simplistă ce trebuie adoptată de către toți cercetătorii hidrologi și ecologi.

În continuare sunt prezentate modele teoretice de bază capabile să descrie modificările abiotice și biotice în ecosistemele acvatice și modul în care acestea sunt dependente sau se influențează reciproc.

### **2.5.3 Modelul RIVERSTRAHLER pentru hidrodinamica și morfogeneza cursurilor de apă**

În cazul cursurilor de apă debitul joacă un rol major, controlând funcționarea lor fizică și biologică. Studiul hidrodinamicii cursurilor de apă este un pas important deoarece arată caracterul regulat sau ocazional al debitelor, variabilitatea scurgerii care a modelat zi după zi, componentele biotice și abiotice ale râului.

Pentru modelarea cursurilor de apă sunt necesare informații asupra regimului natural al scurgerii și, dacă acesta s-a schimbat, în ce mod și cum a fost schimbat, permițând interpretarea caracterului prezent al râului și ceea ce se poate face pentru reabilitarea acestuia. Acolo unde lipsesc date ale debitelor, acestea trebuie simulate pentru a acoperi satisfăcător toate punctele râului. Rezultatele simulării poate nu sunt tocmai precise, dar dau o imagine bună de ansamblu a regimului de scurgere. Regimul de scurgere afectează ecosistemele în mod diferit.

La nivel general sunt cunoscute procesele hidrologice ce influențează scurgerea și debitul de apă. De asemenea sunt cunoscute procesele ecologice și compoziția speciilor.

Modelul Riverstrahler are ca obiectiv simularea variațiilor debitelor în pași de timp zecimali și a variațiilor de stare asociate (timpii de rezidență apei, adâncimea, penetrația luminoasă) în toate punctele rețelei hidrografice.

Fiecărui tronson al cursului de apă i se atribuie un număr de ordine: un curs de apă de ordin 1 confluează într-un curs de apă de ordin 2, etc. Prezentul model hidrologic se bazează pe existența relațiilor dintre ordinul cursului de apă și anumite caracteristici morfologice ale acestuia cum ar fi: suprafața bazinului versant, lungimea, panta, lățimea. Este posibilă reprezentarea totală sau parțială a unei

rețele hidrografice printr-o schemă idealizată de confluențele cursului de apă de ordin de creștere a caracteristicilor medii.

Variațiile sezoniere ale debitelor de apă superficiale și freatică sunt calculați printr-un model clasic a relației ploaie-debit în pași de timp de ordinul zecilor.

Ca date de intrare sunt precipitațiile și evapotranspirația potențială medie pe decade.

Surplusul hidraulic este calculat ca diferența dintre cele două.

Dacă este pozitiv acest surplus alimentează compartimentul sol. Dacă acesta din urmă este saturat, surplusul se scurge prin șiroire. Compartimentul sol alimentează scurgerea superficială și a stratului freatic prin infiltrație.

Dacă este negativ, evaporația potențială este superioară precipitației, se preia apa din compartimentul sol, adică stratul freatic asigură debitul de bază al râului ajutând scurgerea.

Se calculează bilanțul apei prin următoarea relație:

$$P-ET-S-R=\Delta V_1+\Delta V_2 \quad (2.39)$$

unde:

P – precipitația

ET – evapotranspirația

S – scurgerea subterană

R – scurgerea de suprafață

$\Delta V_1$  – modificări în stocajul apei de suprafață (apa din depresiuni + apa interceptată + apa stocată sub formă de gheață și zăpadă)

$\Delta V_2$  – modificări în stocajul apei subterane

Pentru calculul *topirii zăpezii* s-a folosit următoarea relație:

$$h_s = aT \quad (2.40)$$

unde:  $h_s$  - reprezintă topirea zilnică a zăpezii (mm)

a - coeficientul grad-zi (mm/°C)

T - temperatura aerului (°C)

$$h_w = [z_n - \beta_n (1 - z_n)]x - [z_{n-1} - \beta_{n-1} (1 - z_{n-1})]x = 0, \text{daca} : z_n < z_{n-1} \quad (2.41)$$

$h_w$  - apa rezultată din topirea zăpezii (mm)

x - disponibilul de apă din stratul de zăpadă la începutul topirii zăpezii (mm)

$z_n, z_{n-1}$  - zăpada topită în ziua reprezentată, respectiv în ziua anterioară (mm)

$\beta_n, \beta_{n-1}$  - coeficienți ai conținutului de apă din zăpadă din ziua respectiv din ziua anterioară

Intensitatea topirii zăpezii de la suprafața bazinului (h) este dată de relația:

$$h = h_w(1 - f) \quad [\text{mm/zi}] \quad (2.42)$$

f - suprafața corespunzătoare stratului de zăpadă topit în n zile de la începerea topirii

Valoarea lui f poate fi exprimată prin funcția Gama G sub forma:

$$f = \sum_{i=1}^n \left[ \exp \left| b \ln b - \ln G(b) + (b-1) \ln z_i - bz_i \right| \right] dz_i \quad (2.43)$$

$b = 1/c_v^2$  cu  $c_v$  - coeficient de variație care caracterizează distribuția disponibilului de apă din stratul de zăpadă

$dz_i = z_i - z_{i-1}$  - micșorarea stratului de zăpadă după o zi (mm).

Dacă survine o ploaie, relația (3) va avea forma:

$$h = h_w(1 - f) + i \quad (2.44)$$

$i$  - intensitatea ploii (mm)

Pentru calculul *evapotranspirației* s-a folosit relația:

$$E = E_0(W - W_z)/(W_k - W_z) \quad (2.45)$$

$E_0$  - evaporația potențială (mm/zi)

$W$  - umiditatea solului (mm)

$W_k$  - umiditatea critică a solului (mm)

$W_z$  - umiditatea minimă în sol corelată punctului de ofilire (mm)

Pentru calculul dinamicii umidității solului s-a folosit următoarea relație:

$$DW = (W_{\max} - W)\{1 - \exp[(i - E)t/(W_{\max} - W_{\min})]\} \quad (2.46)$$

$DW$  - variația umidității solului (mm)

$W_{\max}$ ,  $W_{\min}$  - umiditatea maximă și minimă (mm)

$t$  - calculul intervalului de timp

$i$  și  $E$  - intensitatea ploii, respectiv evapotranspirația

Formarea *scurgerii* este realizată în următoarele condiții:

$$\begin{aligned} l &= 0 && \text{dacă } W < W_{\min} \\ l &= (i - E)t - DW && \text{dacă } W_{\min} < W < W_{\max} \\ l &= (i - E)t && \text{dacă } W = W_{\max} \end{aligned} \quad (2.47)$$

Scurgerea este împărțită în scurgere totală, directă și de bază.

*Scurgerea totală* este calculată cu relația:

$$RS = RS_0 CSE + l(1 - CSE) \quad (2.48)$$

$RS$  - scurgerea calculată (mm)

$RS_0$  - scurgerea calculată în ziua anterioară (mm)

$CSE$  - parametru care caracterizează saturația bazinului

*Scurgerea directă* este calculată cu relația:

$$RH = RS \cdot COEF \quad (2.49)$$

$RH$  - scurgerea directă (mm)

$COEF$  - parametru relativ

*Scurgerea de bază* este calculată cu relațiile:

$$RG = RG_0 \cdot CGE + PG(1 - CGE)$$

$$PG = RS - RH = RS(1 - COEF) \quad (2.50)$$

$$RG = RG_0 \cdot CGE + RS(1 - CGE)(1 - COEF)$$

$RG$  - scurgerea de bază (mm)

$RG_0$  - scurgerea de bază din ziua anterioară (mm)

$CGE$  - parametru ce caracterizează dinamica scurgerii de bază

### 2.5.4 Modelarea temperaturii apei

Pentru modelarea cursurilor de apă, un alt factor abiotic important ce trebuie considerat este temperatura.

Dacă luăm în considerare "**Regula lui Van't Hoff**", care arată că viteza proceselor biochimice crește aproximativ de **două ori** la creșterea temperaturii cu 10°C, putem conștientiza rolul temperaturii în desfășurarea vieții în ecosistemul acvatic. Regula este valabilă între anumite limite și precizează că în cazul scăderii temperaturii, viteza de dezvoltare scade **dar durata vieții crește** față de a organismelor din zona mai caldă.

Modelarea deterministă de calcul a temperaturii apei este bazată pe fenomenele de schimb de căldură între apă și mediul ambiant.

Ecuatia de conservare a fluxului de căldură pentru temperatura apei devine:

$$A \frac{\partial T}{\partial t} + \frac{\partial(QT)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left( ADP \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{LF}{\rho C_p} \quad (2.51)$$

în care:

T – este temperatura medie a apei în secțiune

L – lățimea râului

$\rho$  și  $C_p$  – densitatea, respectiv căldura specifică a apei

F- fluxul instantaneu de căldură transferat râului prin unitatea de suprafață

Ecuatia poate fi simplificată pentru un râu de câmpie, luându-se în considerare următoarele ipoteze:

- nu sunt modificări importante în condițiile topografice și meteorologice în lungul cursului de apă;
- adâncimea medie a râului este relativ constantă pe o distanță suficientă, în amonte de stația de măsură;
- prin scurgerea apei există o uniformizare a temperaturii într-o secțiune

Ecuatia în acest caz devine:

$$A \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{LF}{\rho C_p} \quad (2.52)$$

Evaluarea lui F se poate face în două moduri: prima consideră valoarea fluxului F ca fiind proporțională diferenței între temperatura apei și o temperatură numită „de echilibru” [Edinger J., ș.a., 1968], iar a doua îl evaluează ca suma termenilor bilanțului de energie.



Modelul termic a fost dezvoltat și de Gilbert et al. în 1986, ecuația luând forma:

$$\frac{dT}{dt} = \frac{1}{\rho CH} (RS + RA - RE - CV - CE) \quad (2.53)$$

unde:

H- este adâncimea apei râului considerat (m)

$\rho$  – masa volumică a apei ( $\text{kg}\cdot\text{m}^3$ )

C – căldura masică a apei ( $\text{J}/\text{kg}/^\circ\text{C}$ )

T – temperatura masei de apă ( $^\circ\text{C}$ )

RA, RS, RE, CE, CV – densitatea fluxului de căldură ( $w/m^2$ ) definiți astfel:

RS – radiația solară ce pătrunde în apă, reprezintă diferența între radiațiile solare cu unde scurte incidente și reflectate

$$RS = a (\sin h)^b (1 - 0,65 Neb^2)(1 - A) \quad (2.54) \text{ (după)}$$

Perrin de Brichambant, 1975)

h – înălțimea angulară a soarelui în radiani

a, b – coeficienți de luminozitate

Neb – nebulozitatea

A – albedoul (partea de radiație parvenind planului de apă, ce va fi reflectat sau retrodifuzat) = 6% în medie

RA – radiația atmosferică - reprezintă diferența dintre radiația undelor lungi atmosferice incidente și reflectate. Este exprimată plecând de la legea Stefan-Boltzman corectată prin emisivitatea atmosferei și prin nebulozitate:

$$RA = Ea \sigma (Taer)^4 (1 + k \cdot Neb^2) \quad (2.55)$$

unde:

Taer – este temperatura aerului

$\sigma$  – constanta Stefan Boltzman =  $5,67 \cdot 10^{-8} W/m^2/k^4$

k = 0,20 în medie, depinde de tipul de nori

Ea – emisivitatea atmosferei, este un parametru de calaj pentru fiecare curs de apă  $0,75 < Ea < 0,90$

RE – radiațiile emise de masa de apă

$$RE = Ee \sigma (Tapa)^4 \quad (2.56)$$

Ee = 0,97 – reprezintă emisivitatea apei, presupusă constantă

Tapa – temperatura apei, în °K

$\sigma = 5,67 \cdot 10^{-8} W/m^2/k^4$

CV – energia schimbată prin convecție

Convecția este dată de următoarea formulă empirică:

$$CV = \rho_a C_a (a + b \cdot Vant)(Tapa - Taer) \quad (2.57)$$

$\rho_a$  – masa volumică a aerului ( $kg/m^3$ )

$$\rho_a = \frac{100 P_a}{287(Taer + 273,15)} \quad (2.58)$$

$P_a$  – presiunea atmosferică

$C_a$  – căldura specifică a aerului la presiune constantă =  $1002(J/kg/^\circ C)$

Vant – viteza vântului la 10m, m/s

a și b – parametrii de calaj;  $b = 0,6a$ ;  $a = (0,0017 - 0,0035)$

CE – energia utilizată pentru evaporație

Fluxul turbulent de căldură latentă este exprimat prin formula:

$$CE = \rho_a L(Tapa)(a + b \cdot Vant)(Q_e - Q_a) \quad (2.59)$$

L(Tapă) – căldura latentă de evaporație a apei ( $J/kg$ )

$Q_a$  – umiditatea specifică a aerului

$Q_e$  – umiditatea specifică a aerului saturat la temperatura apei

Temperatura ridicată favorizează biomasa anumitor grupuri de fitoplancton. În figura de mai jos este prezentată schematic influența temperaturii asupra factorilor abiotici și biotici la scara bazinului hidrografic.

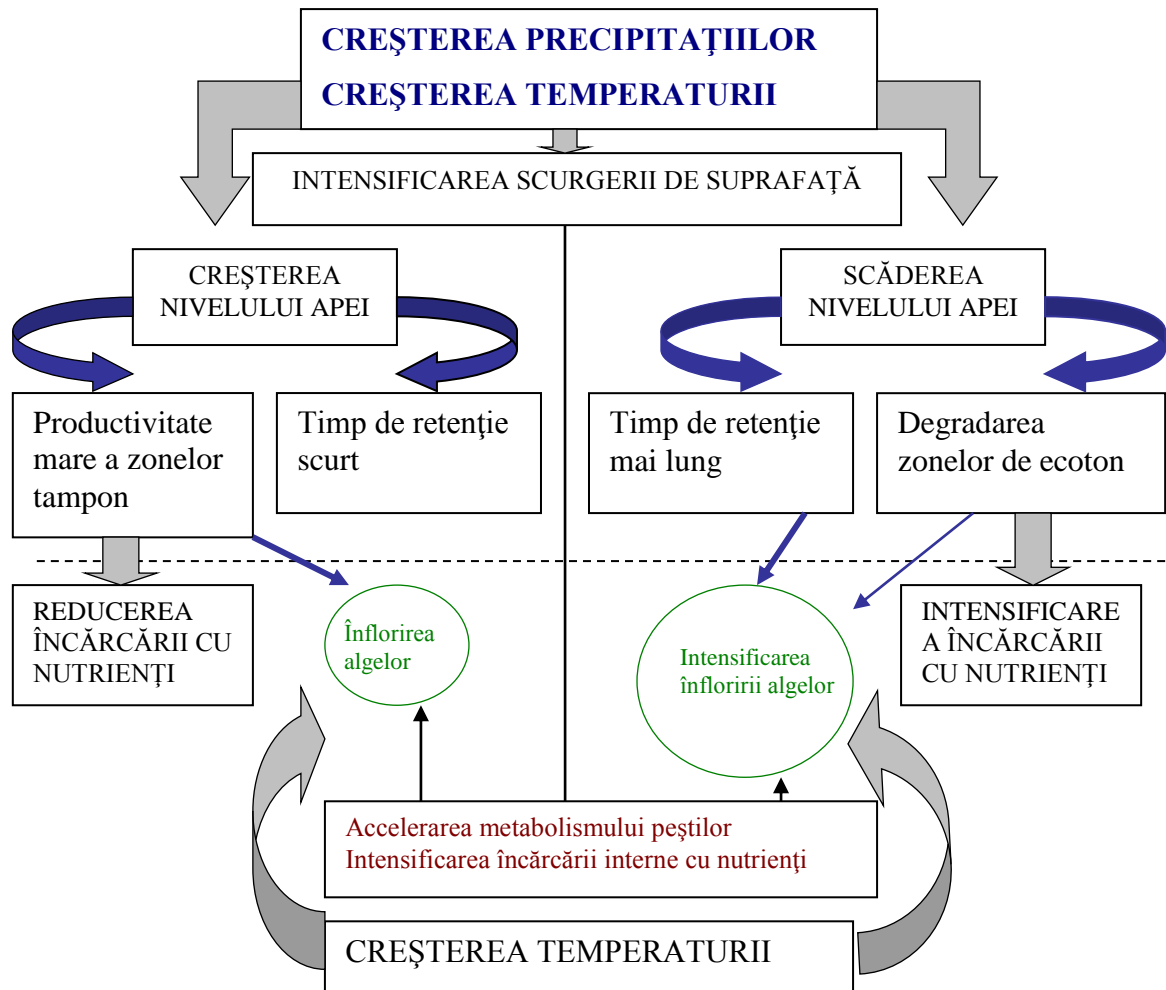


Fig.2.15 Influența temperaturii asupra proceselor într-un bazin hidrografic

### 2.5.5 Modelarea oxigenului dizolvat

Oxigenul este adesea un parametru „cheie” al modelului. Concentrația în oxigen dizolvat este un indicator de sănătate a ecosistemului și este determinat prin solubilitatea oxigenului în relație inversă cu temperatura apei, presiunea și activitatea biologică.

Reprezentarea conceptuală a oxigenului (Fig.2.16) poate descrie evoluția sa de manieră globală sau caută să simuleze în detaliu procesele presupuse a interveni în bilanțul său: schimbul apă-atmosferă, producția primară, degradarea materiei organice și transformările chimice din apă și sedimente.



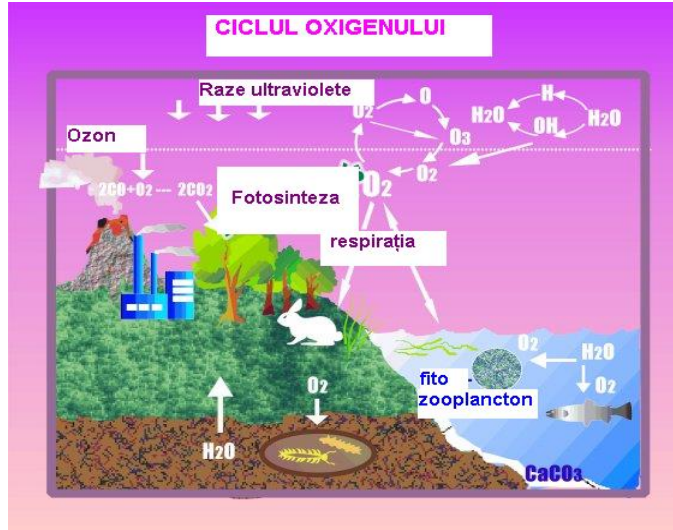


Fig.2.16 Ciclul Oxigenului [web-site VICAIRE, 2002]

Solubilitatea oxigenului poate fi exprimată prin ec. lui Churchill et al., 1962:  
 $O_s = 14.652 - 0.41022T + 0.0079910T^2 - 0.000077774T^3$  (2.57)

Unde:  $O_s$  – este solubilitatea oxigenului  
 T – temperatura apei (grade C)

O concentrație inferioară saturării pune în evidență procesele consumatoare de oxigen, degradarea materiilor organice, respirația bacteriană și planctonică, importante pentru procesul de producție al oxigenului, fotosinteza planctonului și aerarea la suprafața planului de apă. Aceasta este o variabilă de stare fundamentală a modelului, în care evoluția spațială și temporală este legată de numeroase alte variabile de stare și de numeroase procese.

Variația oxigenului funcție de temperatură este prezentată în tabelul următor:

Tab. 2.5

|               |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
|---------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Temp. (gr. C) | 0     | 1     | 2     | 3     | 4     | 5     | 6     | 7     | 8     | 9     |
| Oxigen (mg/l) | 14,62 | 14,23 | 13,84 | 13,48 | 13,13 | 12,80 | 12,48 | 12,17 | 11,87 | 11,59 |
| Temp. (gr. C) | 10    | 11    | 12    | 13    | 14    | 15    | 16    | 17    | 18    | 19    |
| Oxigen (mg/l) | 11,33 | 11,08 | 10,83 | 10,60 | 10,37 | 10,15 | 9,95  | 9,74  | 9,54  | 9,35  |
| Temp. (gr. C) | 20    | 21    | 22    | 23    | 24    | 25    | 26    | 27    | 28    | 29    |
| Oxigen (mg/l) | 9,17  | 8,99  | 8,83  | 8,68  | 8,53  | 8,38  | 8,22  | 8,07  | 7,92  | 7,77  |

Au fost elaborate metode pentru estimarea consumului de oxigen, ce indică încărcarea în poluanți a unui curs de apă.

Consumul biochimic de oxigen este un indicator pentru materialele biodegradabile din apă consumatoare de oxigen. Sunt luate mostre de apă din cursul de apă și incubate în laborator la 20°C, după care este măsurat oxigenul dizolvat. În figura de mai jos sunt ilustrate cele două faze caracteristice: prima fază este legată de consumul de carbon, iar a doua de nitrificare.

Cele două faze se referă la oxigenul necesar pentru oxidarea compușilor de carbon și de azot. Consumul biochimic de oxigen se referă la 5 zile, care reprezintă faza carbonului. Aceste valori sunt utile pentru estimarea încărcării cu poluanți a cursurilor de apă și în scopul comparării datelor.

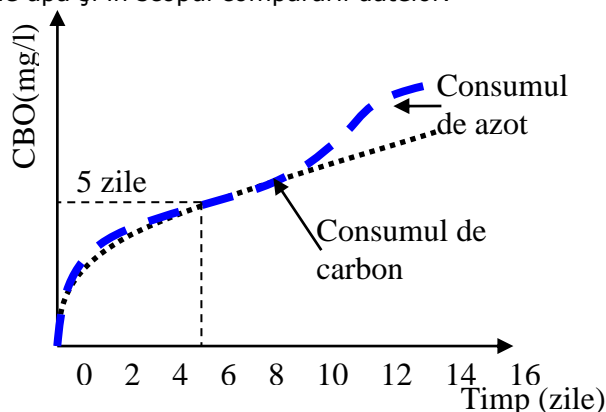


Fig. 2.17 Curba consumului biochimic de oxigen ilustrată prin cele două faze: consumul de carbon și faza de nitrificare.

### 2.5.6 Model spațial și tranzitoriu de funcționare ecologică a râurilor: PROSE

Mergând în continuare în modelarea factorilor biotici – abiotici se dorește folosirea unor modele ce reunesc diferiți factori abiotici și biotici într-un singur model ce studiază influența reciprocă dintre aceștia. Modelul Prose a fost dezvoltat pentru simularea comportamentului hidraulic și ecologic al râurilor. Evaluarea hidraulică face posibilă descrierea efectelor asupra retenției debitelor, modificări ale nivelului apei, procesele de filtrare cu privire la sedimentarea materiei în suspensie, a nutrienților și poluanților, împreună cu infiltrația și procesele de scurgere.

Modelul ecologic constă în adaptarea modelului conceptual Rive prin cuplarea modelelor hidraulice și de transport a substanțelor dizolvate pentru simularea cu o precizie maximă și un timp de calcul optimizat a „căii” substanțelor. De asemenea un model specific de evoluție a fost realizat pentru simularea comportamentului ecologic particular al materiei în suspensie și a bacteriilor.

Obiectivul modelului Prose este de a permite modelarea tronsoanelor râurilor și a afluenților acestora pe mai multe sute de km de lungime. Fiecare tronson poate fi constituit din mai multe brațe ce formează o rețea. Calculele pot fi efectuate în regim tranzitoriu pe o perioadă de la un an la mai mulți ani. Ca date de intrare sunt debitele medii zilnice. În anumite situații rapid tranzitorii, cum este de exemplu

simularea impactului deversoarelor în caz de calamitate, poate fi necesară adoptarea ca date de intrare debitele cunoscute cu un pas de timp de 15-30 minute.

Un astfel de model se bazează în primul rând pe o bună cunoaștere a topografiei râului.

Prima etapă de aplicare a modelului constă în cunoașterea profilului în lung al râului și a profilelor transversale. S-a limitat scurgerea la albia minoră a râului. Date de intrare: debitele, cotele pragurilor și vitezele.

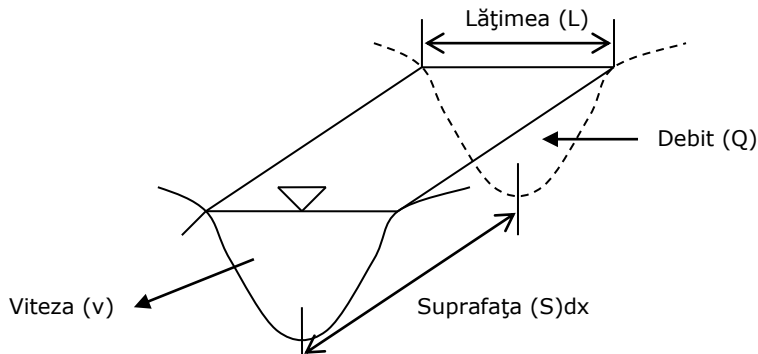


Fig.2.18 Schema unei secțiuni a cursului de apă

Modelul hidraulic Prose este bazat pe ecuațiile Saint-Venant care permit descrierea matematică a scurgerii la suprafața liberă în râu. Aceste ecuații exprimă relațiile existente în toate punctele unui curs de apă între suprafața  $S$  a unei secțiuni transversale, cota  $z$  de la suprafața liberă și debitul local  $Q$ .

Stabilirea ec. Saint-Venant se sprijină pe un ansamblu de ipoteze simplificatoare privitoare la scurgere:

- scurgerea este filară, ceea ce înseamnă că câmpul vitezei apei este presupus uniform în fiecare din secțiunile transversale;
- scurgerea este quasi-orizentală, panta generală a talvegului este mică;
- curbura liniilor de curent este mică, forțele centrifuge sunt deci neglijabile și câmpul presiunii este hidrostatic în toate secțiunile transversale ale râului.

Masa volumică a apei este constantă

$$\frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q \tag{2.58}$$

Ecuația (2.58) constituie un bilanț de masă. Exprimă variația masei cu un volum de dimensiune longitudinală  $\partial x$  și de secțiune transversală  $S$ , traversat printr-un debit  $Q$ , primind un aport lateral  $q$ .

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{Q^2}{S} \right) + gS \frac{\partial z}{\partial x} = -gSj \tag{2.59}$$

Ec. (2.59) este o ecuație de mișcare a apei. Variația volumului  $S\partial x$ .

Primii doi termeni sunt termeni de accelerație. Ei apar deoarece debitul și secțiunea variază. Al treilea este un termen de presiune.

Coeficientul de rugozitate  $k$  poate fi exprimat printr-o relație empirică, ca de ex. ec. Strickler:

$$k = \frac{Q^2}{K_s^2 S^2 R_H^{4/3}} \quad (2.60)$$

in care:

$R_H$  – raza hidraulică

$K_s$  – coef. Strickler, este calat pentru fiecare bief de râu și variază odată cu variația debitului.

Admițând ca parametrii de stare ai sistemului: oxigenul dizolvat (Odiz), cererea biocimică de oxigen în faza carbonului (L), azotul amoniacal (Na), nitrații (Nn), fosforul solubil (P) și masa algală (A) și, dacă se consideră că regimul hidraulic este permanent și albia relativ uniformă geometric, se pot scrie ecuațiile cu derivate parțiale:

$$\frac{\partial Odiz}{\partial t} = E \frac{\partial^2 Odiz}{\partial x^2} - V \frac{\partial Odiz}{\partial x} - k_1 L - r_{on} k_n Na + r_{oa} (k_c - k_{ra}) A + k_2 (Odiz_{sat} - Odiz) \quad (2.61)$$

$$\frac{\partial L}{\partial t} = E \frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - V \frac{\partial L}{\partial x} - k_1 L - \frac{v_s}{H} L \quad (2.62)$$

$$\frac{\partial Na}{\partial t} = E \frac{\partial^2 Na}{\partial x^2} - V \frac{\partial Na}{\partial x} - a_{na} (k_c - k_{ra}) A - k_n Na \quad (2.63)$$

$$\frac{\partial Nn}{\partial t} = E \frac{\partial^2 Nn}{\partial x^2} - V \frac{\partial Nn}{\partial x} + k_n Na \quad (2.64)$$

$$\frac{\partial P}{\partial t} = E \frac{\partial^2 P}{\partial x^2} - V \frac{\partial P}{\partial x} - a_{pa} (k_c - k_{ra}) A \quad (2.65)$$

$$\frac{\partial A}{\partial t} = E \frac{\partial^2 A}{\partial x^2} - V \frac{\partial A}{\partial x} + (k_c - k_{ra}) A - \frac{v_a}{H} A \quad (2.66)$$

în care:

$k_1$  – este coeficientul vitezei de consum a CBO

$k_2$  – viteza de reaerare naturală

$v_s$  – viteza de sedimentare a CBO

$k_c$  – viteza de creștere algală

$k_{ra}$  – viteza de dispariție prin respirație, excreție, etc.

$v_a$  – viteza de sedimentare a algelor

$k_n$  – viteza de transformare a amoniacului în nitrați

$r_{on}$  și  $r_{oa}$  – consumul specific de oxigen la transformarea amoniacului ( $\text{mgO} \times \text{mgNa}^{-1}$ ) și respectiv producția de oxigen pe unitatea de masă algală ( $\text{mgO} \times \text{mgChla}^{-1}$ )

$a_{na}$  și  $a_{pa}$  – sunt rapoartele de transformare azot-fitoplancton, respectiv fosfor-fitoplancton

$C_{sat}$  – concentrația oxigenului dizolvat la saturație

$E$  – coeficientul de dispersie masică

$V$  – viteza medie

$H$  – adâncimea curentului

Acest model este totuși simplificat. El ignoră o serie de procese cum ar fi: contribuția nitraților la dezvoltarea fitoplanctonului, faza intermediară a nitriților, azotul și fosforul organic provenite din activitatea algală, sedimentarea formelor organice ale nutrienților, aportul de nutrienți din sedimente, etc.

### 2.5.7 Modelul Streeter-Phelps

Modelul Streeter- Phelps, un model reprezentativ de tip bio-geo-chimic. El descrie într-o manieră reunită fenomenele de consum ale oxigenului dizolvat și reareaarea cursului de apă.

Două variabile ale modelului sunt: CBO<sub>5</sub> și deficitul de oxigen dizolvat (D).

$$\frac{dD}{dt} = k_1 CBO_5 - k_2 CBO_5 \quad (2.67)$$

unde  $k_1$  și  $k_2$  - sunt coeficienți de dezoxigenare și reaarare

Coeficientul de dezoxigenare redă cinetica unui ansamblu de reacții biochimice. Acest parametru nu poate fi determinat experimental.

Coeficientul de reoxigenare redă cantitatea de oxigen provenit din atmosferă, dizolvat în apă. Acești parametri sunt ajustați (calibrare) până ce soluția ecuației reproduce cât mai fidel posibil situația observată. Operațiunea de calibrare se poate face vizual, prin compararea graficelor construite plecând de la măsurile și rezultatele modelului, sau numeric, prin minimizarea unei funcții de abatere între calculul și măsurarea în diferite puncte de control ale sistemului modelat, pentru diferite situații (momente) de referință.

Această ecuație diferențială permite o soluție analitică:

$$D(t) = \frac{K_1 L_0}{k_2 - k_1} [e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}] + D_0 e^{-k_2 t} \quad (2.68)$$

unde:

$D(t)$  - este deficitul de oxigen în momentul  $t$

$L_0$  - este cererea inițială de oxigen

$D_0$  - este deficitul inițial de oxigen

Protecția sau restaurarea diversității și a hidrodinamicii habitatelor canalului, speciile riverane și câmpiile inundabile nu pot fi neglijate, trebuie menținută pe cât posibil dinamica fluvială a ecosistemelor.

Ecosistemele acvatice au numeroase funcții în mediu: de reciclare a nutrienților, epurării apei, atenuarea inundațiilor, creșterea și menținerea debitelor din râuri, furnizarea habitatului pentru fauna acvatică și de recreere pentru populație. Când organismele acvatice mor, două fracțiuni ale materiilor organice se formează: una oxidativă, folosită de către bacterii și zooplancton și cealaltă ce este dificil de oxidat, folosită de către bacterii speciale.

$$\frac{dP}{dt} = (RC - RD)P \quad (2.69)$$

unde:

P- reprezintă planctonul viu; este o variabilă de stare

RC- reprezintă rata de creștere/zi, se calculează prin valoarea sa potențială maximă, ponderată prin trei factori limitanți:  $t_{ap\grave{a}}$ , influența radiațiilor solare (RAD) și încărcarea cu nutrienți ( $L_{nut}$ ).

Fiecare din acești factori ia valori cuprinse între 0 și 1.

$$RC = c_{\max} RAD(I_0, H)g_1(T)L_{nut}(N, P) \quad (2.70)$$

$g_1(T)$  - funcție ce reprezintă efectul temperaturii asupra proceselor metabolice de creștere

$RD=f(t_{ap\grave{a}})$  - rata de dispariție/zi, este calculată ca suma a doi termeni:

R - respirația și MN - mortalitatea naturală

$$RD = (R + MN)g_2(T) \quad (2.71)$$

$I_0$  - radiația solară de la suprafața apei

$g_2(T)$  - efectul temperaturii asupra dispariției planctonului

$$L_{nut} = \left( \frac{PO_4}{PO_4 + k_P}, \frac{NH_4 + NO_3}{NH_4 + NO_3 + k_N} \right) \quad (2.72)$$

$k_P$  și  $k_N$  - constante de semisaturație a fosforului și azotului

O parte importantă a procesului de transformare a materiilor organice este sinteza microbială. Dacă concentrația în materii organice este mare, proporția între distrugere și biomasa organismelor ce folosesc aceste substanțe este deranjată. Ca rezultat, interacțiunile fotochimice și catalitice ce se dezvoltă datorită factorilor abiotici ai mediului formează humus și substanțe rășinoase, bituminoase, etc.

Debitele joacă un rol cheie și se disting trei categorii:

- debite de menținere a albiei majore asigurând eroziunea laterală, sedimentarea depozitelor aluvionare, etc.
- debite din zona de câmpie - responsabile cu marimea și forma cursurilor de apă
- debite de regenerare - corespund debitelor necesare pentru menținerea calității substratului, a controlului vegetației și a eliminării acumulărilor de sedimente fine organice și minerale [Reiser și alții, 1989].

Curgerea apei influențează metabolismul organismelor, în special respirația și evacuarea și comportamentul (activitatea locomotorie sau viața în banc).

## 2.5.8 Modelarea fitoplanctonului

Un factor important pentru calitatea cursurilor de apă îl reprezintă ecosistemele, organismele care trăiesc în ele. Direct sau indirect, au efecte asupra factorilor abiotici și a mediului.

Parametrii hidrobiologici sunt reprezentativi pentru ecosistemele acvatice, se bazează pe numărul și structura organismelor acvatice deoarece ei reacționează nu doar la unul sau doi factori individuali, ci la întreaga situație ecologică.

Cei mai frecvenți indicatori pentru starea biologică sunt:

- Relațiile între producerea și distrugerea fitoplanctonului: dacă producția este mai mare decât distrugerea, bilanțul ecohidrologic este afectat.

- Relația dintre producția proprie de biomasă (P) și consumul de oxigen de către organisme (B). În funcție de valoarea parametrului, de-a lungul cursului de apă pot fi definite trei zone:
    - o zonă  $P/B < 1$  - de obicei acesta reprezintă curgerea din amonte,
    - o a doua zonă în care  $P/B = 1$  - de obicei zona de mijloc a cursului de apă
- și
- o a treia zonă în care  $P/B > 1$ , pentru sectorul inferior.

*Gradul de influență* este definit prin diferiți parametrii introduși de diferiți autori: „valori numerice trebuie formulate pentru parametrii calitativi, acolo unde sunt disponibili și aplicabili” [*Federația pentru Controlul Poluării Apei*].

Un asemenea parametru este **indicele biotic** al calității apei introdus de Chutter (1972):

$$A = \frac{\sum_{i=1}^n b_i a_i}{\sum_{i=1}^n a_i} \quad (2.73)$$

în care:

a - număr care reflectă abundența de indivizi;

$b_i$  - coeficient care arată adaptarea organismelor la poluanți, este măsurat de la 0 la 10:

0 - 2 ape curate, nepoluate

2 - 4 ape slab îmbogățite cu substanțe organice provenite fie din cauze naturale, fie de la efluenți. Produsele chimice pot fi greu detectabile;

4 - 7 ape îmbogățite, se înregistrează un indice biotic crescut. Creșteri ale organismelor biotice și compuși ai azotului și destul de mari fluctuații diurne ale consumului de oxigen;

7 - 10 ape poluate cu parametrii chimici ce înregistrează valori foarte mari asociați cu poluare organică.

*Indicele Biotic*, în ceea ce privește fauna, se calculează pe baza a trei ipoteze:

1. comunitățile acvatice a cursurilor de apă curate se pot defini,
2. ele se modifică în substanțe organice, ce se pot prevedea și
3. cu cât este mai mare cantitatea adăugată de materii organice oxidabile, cu atât mai mare va fi schimbarea faunei [*Chutter, 1972, preluat din web-site VICAIRE, 2002*].

Willhm și Dorris (1967) au introdus *indicele de diversitate* pentru analiza structurii comunităților.

$$B = -\sum_{i=1}^n \frac{N_i}{N} \log_2 \frac{N_i}{N} \quad (2.74)$$

în care:

N - numărul de indivizi în s specii

$N_i$  - numărul de indivizi în specia i

Raportul ( $N_i/N$ ) este estimat din valorile eșantionate ( $n_i/n$ ) pentru a obține ecuația:

$$d = - \sum (n_i/n) \log_2 (n_i/n) \quad (2.75)$$

Poate fi calculată o valoare maximă  $d_{max}$  a diversității și o valoare teoretică minimă  $d_{min}$ .

$$d_{max} = (1/n) [\log_2 n! - s \log_2(n/s)!] \quad (2.76)$$

$$d_{min} = [\log_2 n! s - \log_2 [n - (s-1)!]] \quad (2.77)$$

Un alt indice al diversității este:

$$A = (S - 1)/\log N \quad (2.78)$$

unde:

S – numărul de tipuri de specii

N – numărul total de indivizi

Un alt indice este introdus de Beck (1974):

$$\dot{A} = 2G_1 - G_2 \quad (2.79)$$

unde:

$C_1$  – îl reprezintă numărul de organisme sensibile la poluare

$C_2$  – numărul de organisme care tolerează poluarea

Un alt indice este introdus de către Brown (1970):

$$WQIA = \sum_1^9 W_i T_i (P_i) = W_i q_i \quad (2.80)$$

unde:

$P_i$  – este valoarea parametrului  $i$

$T_i$  – dependența funcțională a parametrului  $i$  cu indicele de calitate

$W_i$  – greutatea reactivă a parametrului  $i$ ;  $W_i = 1$

Valoarea acestui indice poate ajunge până la 99.

Un alt indice este:

$$E_{Ix} = B_b / B_h \quad (2.81)$$

unde:

$B_b$  – reprezintă biomasa organismelor heterotrofice reducătoare

$B_h$  – biomasa organismelor heterotrofice consumatoare

Compușii fosforului sunt folosiți de către biocenoza acvatică. După dizolvarea acestora (Fig. 2.19) în forme disociate ionice, acestea sunt folosite de către bacterii și plante ca surse de fosfor. Fosfații pot fi fixați în celulele organismelor acvatice ca polifosfați. Aceștia se acumulează în celule ca surse de energie. Acumularea negativă a ionilor de polifosfați este echilibrată de către ionii de calciu, magneziu și potasiu, care sunt de importanță mare pentru transportul fosfaților prin membranele celulelor. Dacă sunt prezenți ortofosfați ai fierului sau calciului, aceștia se depun ca săruri.



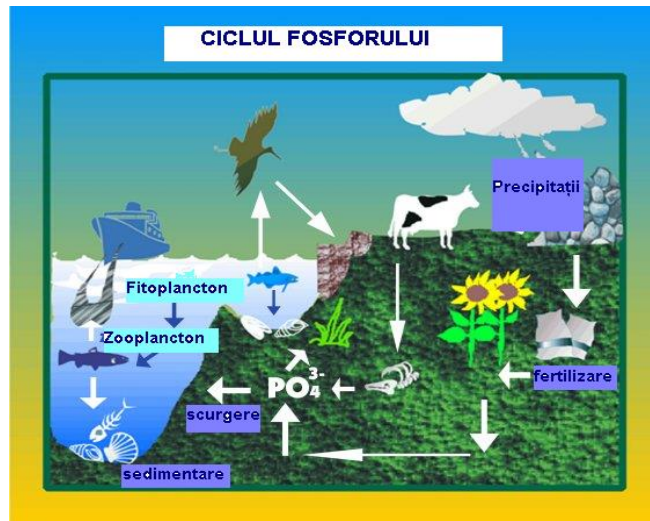


Fig.2.19 Ciclul fosforului [web-site VICAIRE, 2002]

Procesele biochimice sunt strâns legate de cele biofizice: formarea, transmiterea și recepția informațiilor între celule, bioenergetica ecosistemelor acvatice ș.a.m.d. Cu privire la hidrobionte, a conectivității lor cu apa, aceasta este mai puternică decât cea dintre ecosisteme și sol. Procesele ecohidrologice care afectează calitatea apei de suprafață depind de calitatea, tipul și structura ecosistemelor acvatice.

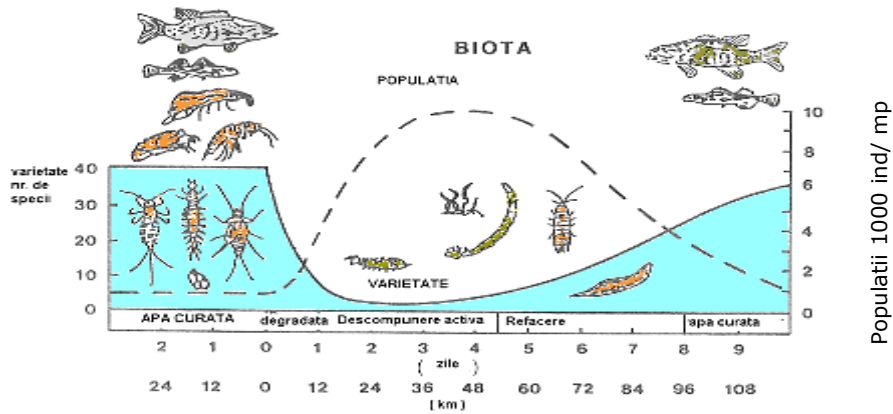


Fig.2.20 Efectul apei uzate asupra compoziției speciilor, populațiilor și a distribuției acestora [Zalewski, 2001]

Pentru descrierea rețelei trofice ale unui ecosistem lacustru sau fluvial, variabilele modelului pot fi adunate pentru a corespunde fiecare unui lanț trofic [Wetzel, 1983]. Compartimentele fitoplanctonice, zooplanctonice și bacteriene

constituie variabilele modelului. Un astfel de model este numit de nivel trofic condensat (reunit).

Un model este numit de nivel trofic subdivizat dacă fiecare din variabilele precedente este descompusă într-un ansamblu de variabile elementare. Astfel, compartimentul fitoplanctonului poate fi descompus în diferite specii, diatomee, clorofite, cianofite. Această analiză a modelului poate fi în anumite cazuri indispensabilă. Astfel, într-un lac cu lipsă de amoniac și nitrați în perioada estivală, se poate observa o explozie algală de cianofite fixatoare de azot atmosferic.

Un exemplu de descreștere a biomasei  $B$  a unei alge fitoplanctonice (Rive):

$$\frac{dB}{dt} = \mu B \quad (2.82)$$

unde:

$\mu$  – este rata de creștere a biomasei alge  $B$

$\mu = \mu_{\max}(T)$  – rata de creștere maximală, depinde de temperatura apei

$$f(I) = \frac{\frac{I}{I_k(T)}}{\sqrt{1 + \frac{I}{I_k(T)}}} \quad (2.83)$$

Creșterea depinde de intensitatea luminoasă  $I$  și de  $I_k(T)$  – intensitatea luminoasă optimă

$$f(S_i) = \frac{S_i}{S_i + K_{S_i}} \quad (2.84)$$

unde:

$S_i$  – concentrația în element nutritiv  $i$

$K_{S_i}$  – constanta de semisaturație pentru elementul nutritiv  $i$

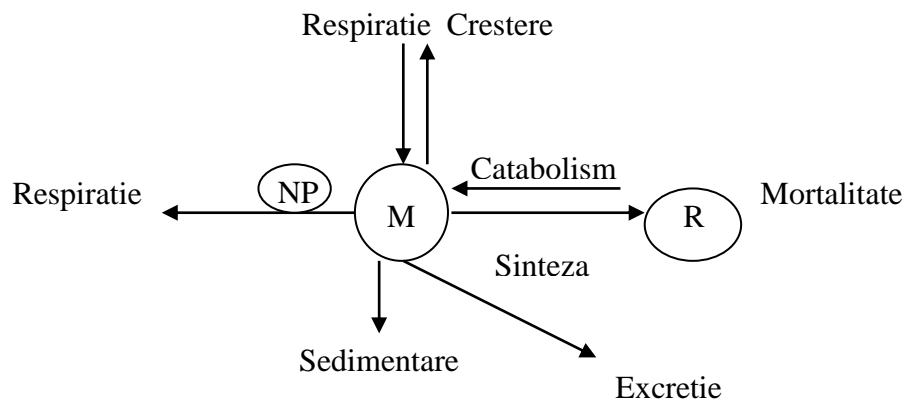


Fig.2.21 Conceptualizarea compartimentului fitoplancton

Baza modelării ecohidrologice o constituie evaluarea statistică a datelor monitorizate pentru a putea caracteriza apoi tendințele și/sau stabili condițiile de

proiectare critice; folosind modele de regresie bi- și multivariabile, evaluarea poate fi făcută asupra schimbărilor în debitul râului prin variația climatică ca o funcție de temperatură, precipitație-scurgere, etc.

Pașii de timp trebuie să permită identificarea modificărilor sezoniere a factorilor hidrologici și a structurilor biotice. În general sunt folosiți pașii de timp lunari ce permit în multe cazuri mai multe simulări simple ale stării stabile și permit considerarea modificărilor sezoniere, dar în cazul unor perturbații se recomandă folosirea pașilor de timp zilnici.

## Cap. 3. Prognoza în ecohidrologie

### 3.1 Metodologia de predicție ecohidrologică pentru estimarea vulnerabilității mediului

Modelele integrate sunt cele mai potrivite pentru astfel de probleme complexe pe care studiile ecohidrologice le ridică, nivelul de detaliu poate fi ajustat în funcție de urgența cu care este cerut un răspuns și de importanța impactului observată [Dunbar et al., 1998].

Vulnerabilitatea în cadrul ecohidrologiei este un rezultat al evenimentelor hidrologice extreme semnificative induse de către natură sau om. Aceste evenimente sunt de obicei stohastice, dacă luăm în considerare apariția lor în timp și spațiu și monitoringul lor este posibil doar pe o bază de date pe termen lung. Totuși, aceste evenimente în ultimul timp, datorită încălzirii globale au o frecvență mult mai mare.

Modelele predictive necesită alte abordări care dau acces la metode ecohidrologice ce pot influența managementul resurselor de apă și al deciziilor politice.

Diferențele geografice și climatice, în combinație cu anumite modificări ale folosinței terenurilor au dus la îndepărtarea de la mediul natural.

Dacă aceste unități de teren pot fi descrise detaliat, se pot trasa limitele de reziliență cu privire la două aspecte:

- aspectul hidrologic, care trebuie să se axeze pe estimarea experimentală a subunităților bazinelor hidrografice, definind o rețea densă de puncte;
- aspectul ecologic care trebuie să trateze complexitatea ecotonei, caracteristicilor ecosistemelor. Aceste informații trebuie corelate cu caracteristicile hidrologice și hidraulice.

Pentru interpretarea informațiilor, modelarea datelor și prezicerea efectelor atât favorabile cât și nefavorabile, este recomandat a se folosi Sistemul Geografic Informațional, comparând apoi rezultatele cu datele reale și apoi pentru diferite modificări hidrologice și ecologice.

O metodologie de predicție ecohidrologică cuprinde următorii pași prezentați și schematic în figura (Fig. 3.1) :

1. Stabilirea obiectivelor, specificând necesitățile atât ale societății cât și de mediu (criterii sau standarde)
2. Stabilirea operațiilor de întreținere a sistemelor de monitorizare a apei (hidrometeorologice, hidrologice și de calitate a apei, ultimul incluzând atât punctele de intrare, cât și cele de ieșire)
3. Estimarea stării mediului ecohidrologic, identificarea și cuantificarea problemelor care necesită a fi gestionate
4. Elaborarea unui plan strategic de acțiune rezultat din acțiunile planului de management
5. Elaborarea de modele analitice care să descrie / simuleze răspunsul bazinului hidrografic (incluzând ecosistemele acvatice) la diferite modificări

ale datelor de intrare. Este esențială construirea / adoptarea de programe de calculator care să descrie tot sistemul ecohidrologic, incluzând tendințe de transport și transformare, dacă datele o permit.

6. Elaborarea de experimente in situ și colectarea de date pentru identificarea / cuantificarea proceselor cu acuratețea și gradul de detaliere dorit.
7. Analizarea restricțiilor introduse strategiei dorite, limite impuse de natură tehnică, legală, administrativă, socială și financiară.
8. Selectarea tehnologiilor de control și management cele mai adecvate, formularea strategiilor de management.
9. Rularea modelului cu datele de intrare care corespund alternativelor menționate
10. Verificarea posibilităților de atingere a obiectivelor, urmată de modificarea strategiilor sau a obiectivelor în ultimă instanță
11. Reînceperea analizei de la punctul 1

Se subliniază importanța folosirii rezultatelor de către oamenii de decizie sau elaborarea unui model pe calculator pentru a veni sprijinul procesului decizional.

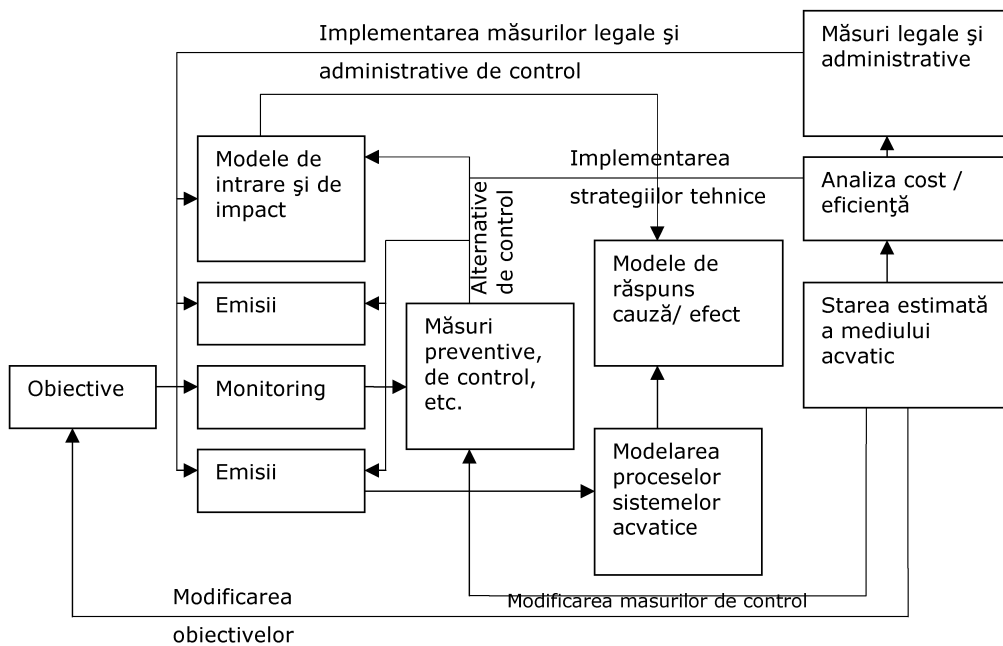


Figura 3.1 Metodologia de predicție ecohidrologică

Parametrii introduși pentru modelele de prognoză a habitatului sunt debitele ca procent al debitelor medii și parametrii morfologici (în special variabilitatea distribuției după mărime a particulelor și raportul între distanțele lotic/lentic). În final numerele sunt convertite în clase.

Preferințele de scurgere ale macronevertebratelor servesc ca bază pentru o conversie adecvată. Cerințele habitatelor pot fi direct comparate cu condițiile abiotice și biotice actuale și viitoare cu privire la parametrul „scurgere”.

### **3.2 Dezvoltarea metodologiilor pentru stabilirea obiectivelor integrate cantitatea – calitatea apei pentru protecția ecosistemelor acvatice**

În prezent este imperios necesar un management integrat al resurselor de apă. Metodologiile în ecohidrologie trebuie să folosească o abordare holistică și să fie derivate din tehnologiile existente.

Predicția efectelor ecohidrologice necesită o analiză detaliată a efectelor ecologice. Pentru aceasta trebuie analizate interacțiunile generale între modificările abiotice și răspunsurile biotice.

O metodologie simplă, propusă pentru controlul cantitativ-calitativ al apei pentru protecția ecosistemelor acvatice cuprinde următorii pași:

1. identificarea problemelor – prin evaluarea datelor existente de la rețelele de monitorizare
2. evaluarea informațiilor
3. cuantificarea proceselor de retenție pentru un mai bun control al fluxului apei și nutrienților și luarea de măsuri în acest scop: crearea de zone umede, de fâșii tampon, acumulări mici pentru retenția debitelor și a nutrienților
4. înțelegerea proceselor ecohidrologice și a capacității de prognoză

Studiile se vor concentra conform obiectivelor tezei pe studiul regimului hidrologic al apei și cum, prin folosirea factorilor ecologici se pot controla parametrii hidrologici atât din punct de vedere calitativ, cât și cantitativ:

- potențialul de amortizare al ecosistemelor
- eutrofizarea și fluxul nutrienților
- efectul stratului vegetal

#### **3.2.1 Potențialul de amortizare al ecosistemelor**

Fiecare ecosistem posedă capacitatea inerentă de a amortiza variabilitatea mediului. Această proprietate a fost dezvoltată în timp prin adaptarea evolutivă la schimbările de mediu.

Aceste schimbări s-au datorat dinamicii populației de plante și animale, variabilității proceselor climatice și evenimentelor catastrofale precum viiturile și focul.

Precipitațiile și scurgerea acestora poate fi interceptată sau reținută de vegetație la suprafața solurilor, în special în ecosistemele de pădure.

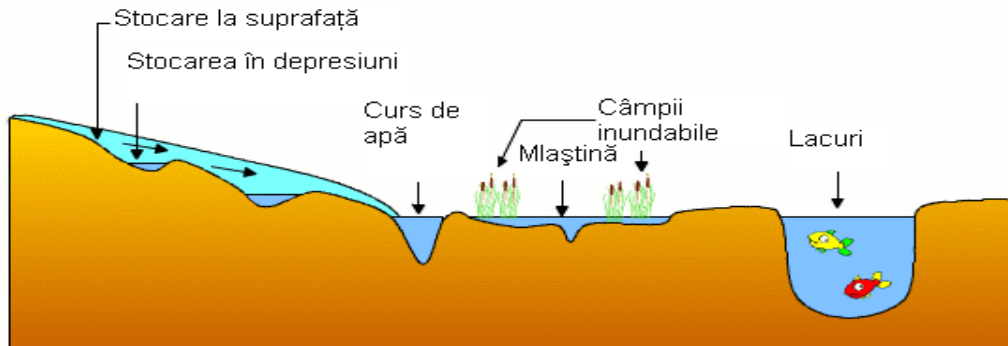


Fig.3.2 Relația dintre un râu sau canal și câmpia inundabilă

În timpul inundațiilor, câmpia inundabilă devine parte integrantă a râului.

În sistemele râului trebuie făcută o diferențiere între albia râului și malurile care deseori prezintă un mozaic de diferite habitate și microhabitate. Este necesară descrierea caracteristicilor hidrologice și hidraulice ale acestor elemente structurale și a tipurilor de biocenoză.

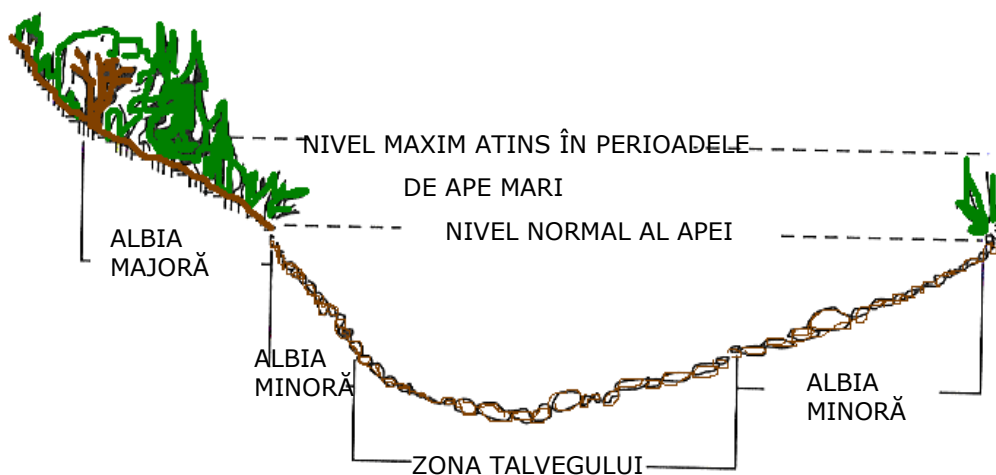


Fig.3.3 Secțiune transversală prin albia unui curs de apă

Când este inundată albia majoră, scurgerea apei întâlnește un nivel mai mare de rezistență sau o rugozitate mai mare datorată vegetației ripariene naturale formată după viiturile anterioare.

Una din măsurile propuse în continuare pentru reținerea vârfului viiturilor este reducerea vitezei de curgere a apei, aceasta având implicații importante asupra albiei minore a cursului de apă, a câmpiei inundabile și a zonelor din aval.

Reducerea vitezei se poate realiza prin amenajarea pe cursul de apă a unor lacuri de acumulare de dimensiuni mici, a unor iazuri, eleștee combinate cu zone

tampon. Această soluție are atât rolul de reținere a debitelor în perioadele de viituri, cât și de purificare a apei (Fig.3.4).

În aceste zone se rețin debite semnificative ce reduc vârful viiturii pe sectorul din aval. De asemenea în perioadele de ape mari debitele antrenează sedimentele ce apoi sunt transportate în aval. Prin micșorarea vitezei, aceste sedimente sunt depuse în aceste zone, ele contribuind de asemenea la creșterea rugozității.

Aceste construcții prezintă următoarele avantaje:

- nu necesită suprafețe de teren foarte mari, exproprierea și lucrările de construcție realizându-se cu costuri relativ mici;
- după crearea primului lac, următoarea lucrare se construiește în funcție de prima, deci pe parcurs se realizează o calibrare;
- volumul fiind mic, se pot controla procesele hidrologice și biologice

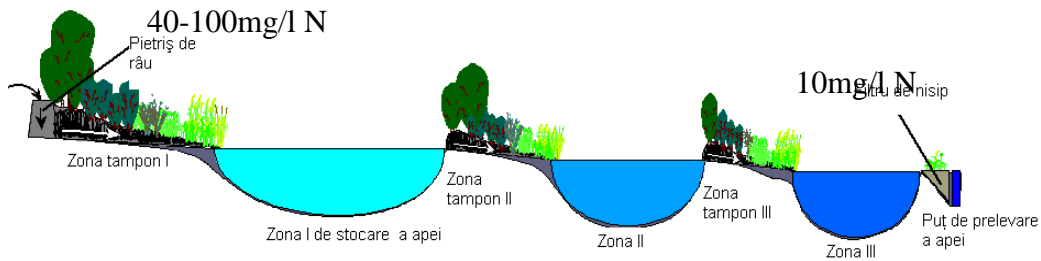


Fig.3.4 Exemplu de soluție combinată cu zone tampon, iazuri și lacuri de mică adâncime

În figură este prezentat un exemplu de control a nutrienților prin crearea unor ecotone sol/apă, iar în figura de mai jos, pe baza unor studii din literatură se arată modul de control al nutrienților prin crearea acestor zone.

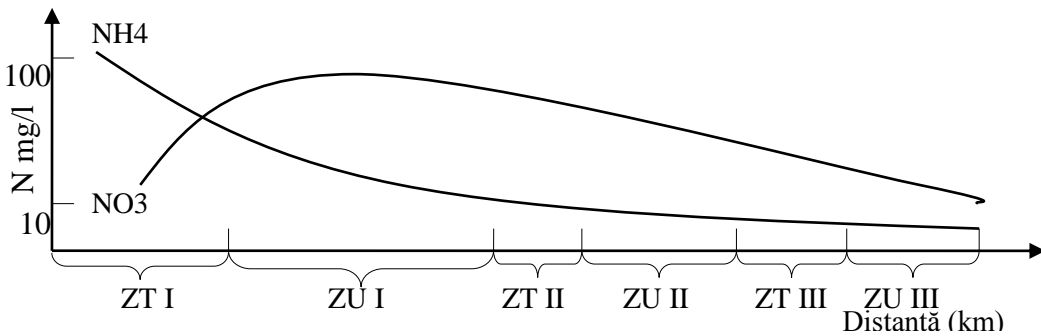


Figura 3.5 Modul de control al nutrienților prin crearea unor ecotone sol/apă

în care:

- ZT - zona tampon cu vegetație
- ZU - zona umedă (iazuri, eleștee, lacuri de mici dimensiuni)



Se poate observa că în prima zonă umedă concentrația azotaților crește, aceasta explicându-se prin faptul că prima zonă stochează sedimentele, având concentrațiile cele mai mari și un efect cumulativ.

Cunoscând adâncimea apei și debitul total al cursului de apă, pentru aceste zone se poate calcula coeficientul de rugozitate, respectiv viteza medie de curgere. Calculul coeficientului de rugozitate se poate deduce din ec. Strickler-Manning, ținând cont de măsurătorile pantei din câmpia inundabilă.

$$k = \left( \frac{Q}{\sqrt{\frac{Z_1 - Z_2}{\Delta X}} - K_{\text{curs principal}} \cdot S_{\text{curs principal}} \cdot R_{\text{curs principal}}^{\frac{2}{3}}} \right) \frac{I}{S_{\text{zona umeda}} \cdot R_{\text{zona umeda}}^{\frac{2}{3}}} \quad (3.1)$$

în care:

Q – debitul total

$Z_1, Z_2$  – nivelul apei în amonte și aval

$\Delta X$  – diferența dintre două puncte de măsurare a nivelelor

$K_{\text{curs principal}}$  – e coeficientul de rugozitate în cursul de apă principal

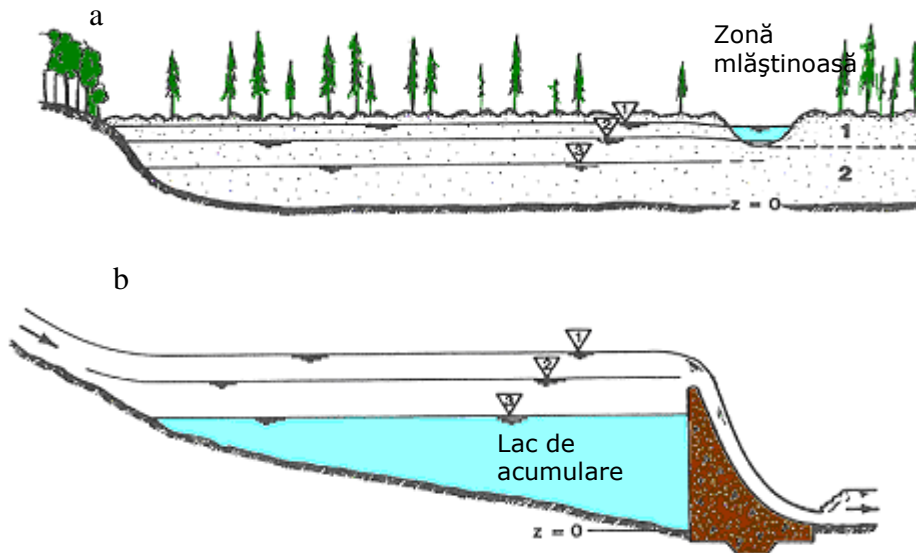
$S_{\text{curs principal}}$  – suprafața secțiunii transversale a cursului principal

$R_{\text{curs principal}}$  – raza hidraulică a cursului principal (suprafața secțiunii transversale împărțită la perimetru udat)

$S_{\text{zona umedă}}$  – suprafața cuprinsă între malul cursului principal și extremitatea zonei umede

$R_{\text{zona umedă}}$  – raza hidraulică a zonei umede (poate fi aproximată ca media adâncimii apei în zona umedă)

În exemplul de mai jos scurgerea apei într-o zonă mlăștinoasă (Fig.3.6) este asemănată cu scurgerea apei peste deversorul unui lac de acumulare și este trasată curba cheie pentru zona mlăștinoasă, respectiv pentru lacul de acumulare (b).



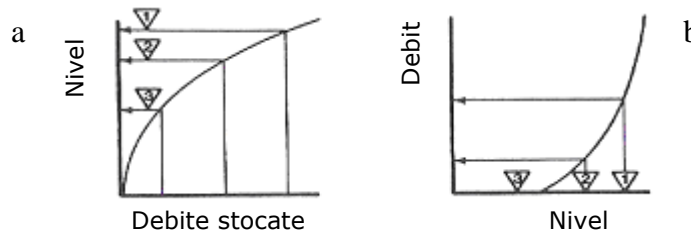


Fig.3.6 Similitudini în funcționarea unei zone mlăștinoase și un lac de acumulare

Punctul 1 – niveluri mari și capacitate de stocare mare, corespunde debitelor de scurgere mari

Punctul 2 – nivelul apei scade, scade și debitul scurs

Punctul 3 – cand nivelul apei scade sub nivelul golirii, respectiv a pragului în cazul lacului, scurgerea nu mai are loc

Atunci când apa stagnează permanent, câmpiile inundate pot fi transformate în zone umede. Aceste zone umede sunt considerate rinichii bazinului hidrografic datorită rolului de purificare a apei, de reținere a nutrienților, dar în același timp pot avea și rolul reținerii debitelor de vârf în perioada de inundații.

În trecut multe din aceste zone umede naturale au fost transformate prin activitățile umane și integrate circuitului agricol, însă în ultima perioadă există preocupări pentru refacerea acestora sau crearea a noi zone umede, în acest sens fiind inițiate mai multe programe.

Zonele umede în general nu au sistem de drenaj sau este foarte slab, materiile organice moarte se acumulează.

Mișcarea lentă a apei conduce la condiții anaerobe ale solului, formându-se în timp solurile hidrice pe care se dezvoltă comunități de plante adaptate la aceste condiții.

Tipul de zonă umedă este determinat apoi de regimul climatic și de sursa de apă care o formează. Sursa de apă, calitatea ei și periodicitatea afectează dezvoltarea zonei umede.

Apa subterană de asemenea influențează tipul de plante ce se dezvoltă, ea aducând în general un aport de nutrienți.

Zonele umede din depresiuni sunt alimentate de apa de suprafață și au un aport mai scăzut în nutrienți și un pH mai scăzut, spre deosebire de cele alimentate din straturile subterane.

În schimb zonele umede din apropierea terenurilor agricole sau localităților pot fi alimentate în exces cu nutrienți, care apoi afectează comunitățile de plante din zona umedă.

De asemenea zonele umede din apropierea oceanelor și mărilor pot avea un aport semnificativ de sare.

Toți acești factori afectează tipul de plante și producția de biomasă din zonele umede. Vegetația care se dezvoltă în aceste zone poate fi formată din păduri, tufișuri, ierburi, papură, trestie, salcie, etc.

În figura de mai jos sunt prezentate relațiile între apa de suprafață și cea subterană care formează aceste zone umede [după Mitsch și Gosselink, 1993].

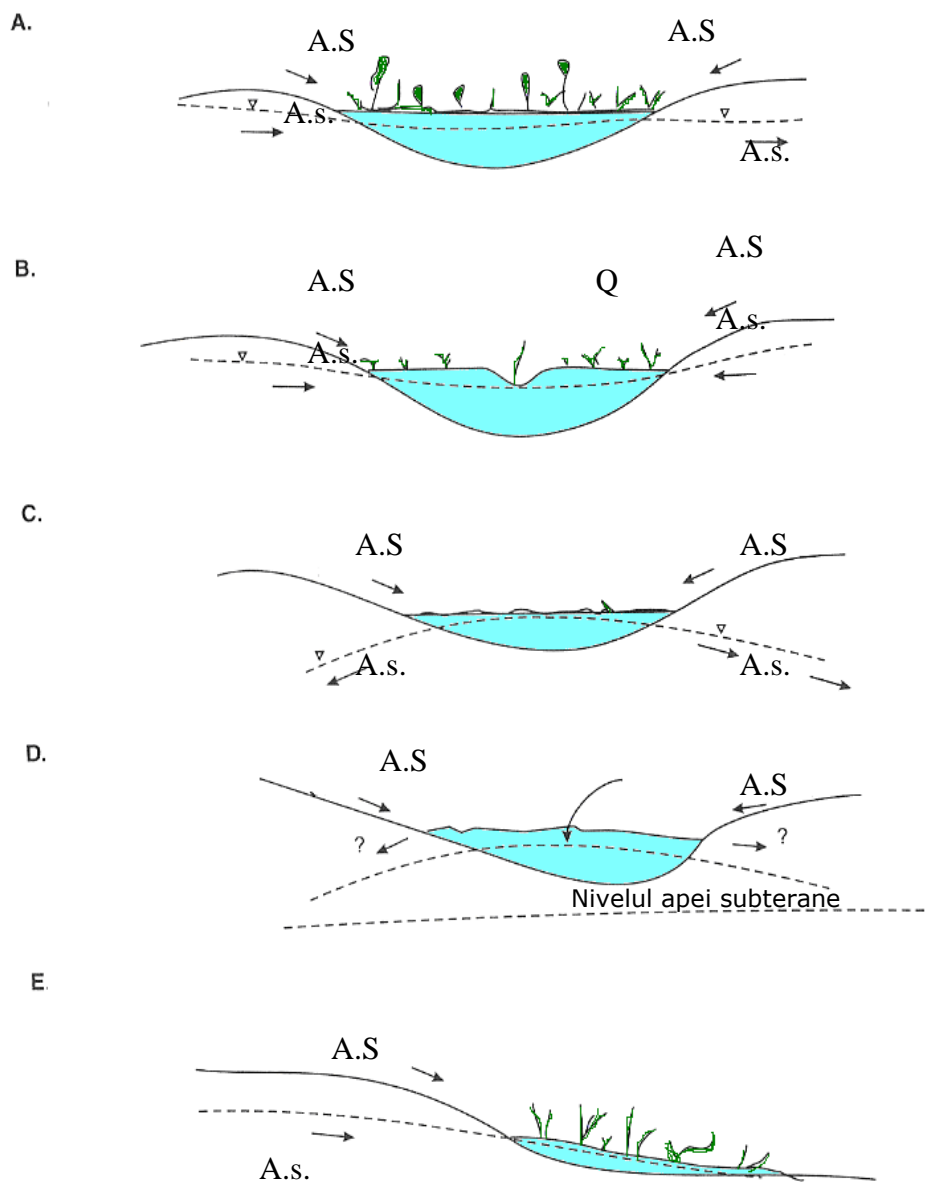


Fig.3.7 Relațiile dintre apa de suprafață și subterană care formează zonele umede  
 [modificat după Mitsch și Gosselink, 1993]  
 în care: A.S. – apă de suprafață,  
 A.s. – apă subterană



Fig.3.8 Zonă umedă

Zonele umede pot fi văzute ca ecosisteme sau părți de ecosistem care pot influența efectiv regimul hidrologic al râului în aval.

Ele arată variații în capacitatea de retenție și filtrare în funcție de gradul de saturație în apă. Când sunt saturate, doar structurile de la suprafața acestor ecosisteme acționează ca elemente de filtrație.

Efectul filtru de interfață intervine sub diferite modalități care pot fi rezumate în modul următor:

- efectul de gradient: reprezintă reducerea progresivă a cantității de elemente;
- efectul de zonare: reprezintă repartitia neregulată a fluxurilor și concentrațiilor în regiunile particulare;
- efectul de acumulare: prin reținerea unei mari părți de elemente, de ex. fluxurile materiei organice la traversarea interfeței râu/acvifer;
- efectul de barieră: fluxurile sunt complet oprite.

Precipitațiile sunt de asemenea o sursă de alimentare cu apă a zonelor umede, iar timpul de rezidență al precipitațiilor în sol vor dicta chimismul și tipul de plante ce se dezvoltă.

În figura de mai jos se poate observa faptul că în perioada lunilor de vară procesele de evaporație sunt mai intense, gradul de reținere a apei în zona umedă este mai mare decât în perioadele ploioase.

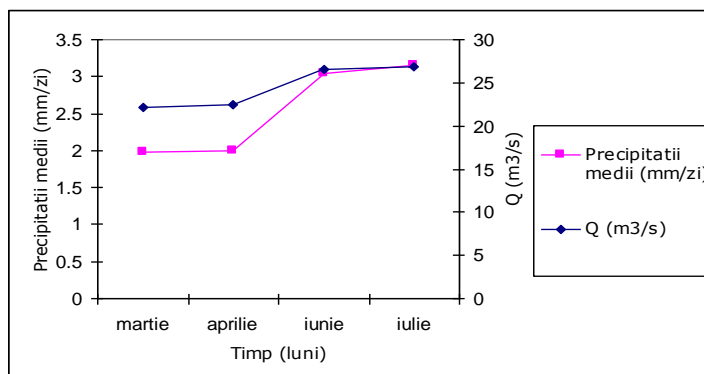


Fig.3.9 Variația debitelor într-o zonă umedă

Zonele umede și zonele cu vegetație stochează temporar debitele de vârf în perioada viiturilor. Această funcție este legată de condițiile de suprafață, în special de tipul și gradul de acoperire al terenului, dar de asemenea și de suprafața zonei umede.

În figura de mai jos este prezentată diagrama ce cuantifică rezultatele cercetărilor unor studii efectuate în partea de nord a Wisconsin la nivelul bazinului hidrografic; se arată că pentru diferite intervale de recurență a viiturilor, vârful viiturilor poate fi redus procentual cu suprafața din bazin transformată în zone umede sau lacuri ce au tranșă de atenuare a viiturilor.

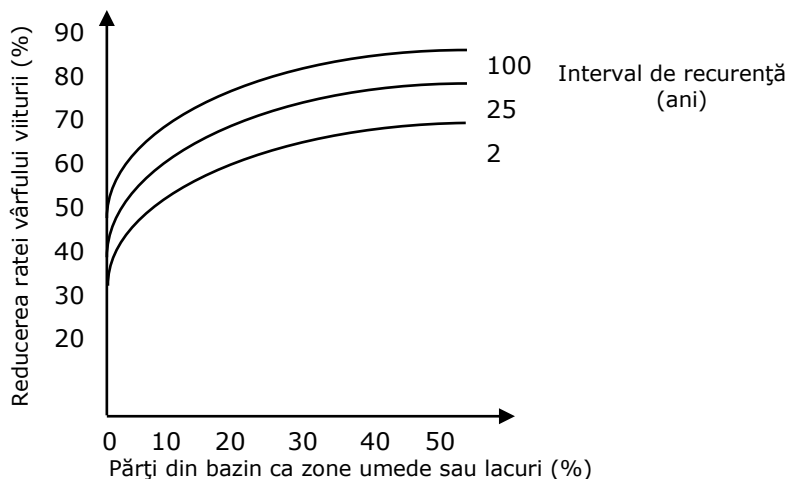


Fig. 3.10 Relații între debitul de vârf (%) și procent dintr-un bazin hidrografic într-o zonă umedă sau lac

$$Q = f(G_{\text{impădurire}}, B_t, K_{\text{rug}}) \quad (3.2)$$

în care  $G_{\text{imp}}$  – reprezintă gradul de împădurire

$B_t$  – lățimea benzii tampon (zonă umedă sau zona cu vegetație aflată la interfața sol/apă – numită și ecoton)

$K_{\text{rug}}$  – coeficientul de rugozitate

$$Q = k \cdot G_{\text{imp}}^{-n} \cdot B_t^{-n} \cdot K_{\text{rug}}^{-o} \quad (3.3)$$

$$Q_{\text{max}} = S_{\text{BH}}^s \cdot G^{-n} \quad (3.4)$$

Efectul gradului de împădurire și coeficientul de rugozitate asupra scurgerii au fost explicate anterior.

În zonele tampon se produc procesele de nitrificare și denitrificare, degajându-se  $N_2$  și  $NO_3$ , în prima zonă concentrațiile sunt cele mai mari deoarece zona funcționează ca un iaz de sedimentare și acumulare de substanțe organice.

Aceste zone tampon sunt suprafețe adiacente cursurilor de apă sau lacurilor create pentru protecția calității apei, a habitatelor pentru pești și a altor resurse. Aceste zone cu vegetație din jurul corpurilor de apă fie au fost lăsate naturale, intacte, fie au fost plantate pentru a aduce beneficii rezultate prin vegetația respectivă.

Pe baza rezultatelor diferitelor studii din străintate, cu măsurători sistematice asupra parametrilor hidrologici și ecologici, s-au stabilit limite minime și maxime ale eficienței zonelor tampon în reducerea concentrației cu nutrienți. Aceasta variază în funcție de lățimea benzii, după cum este prezentat în figura de mai jos:

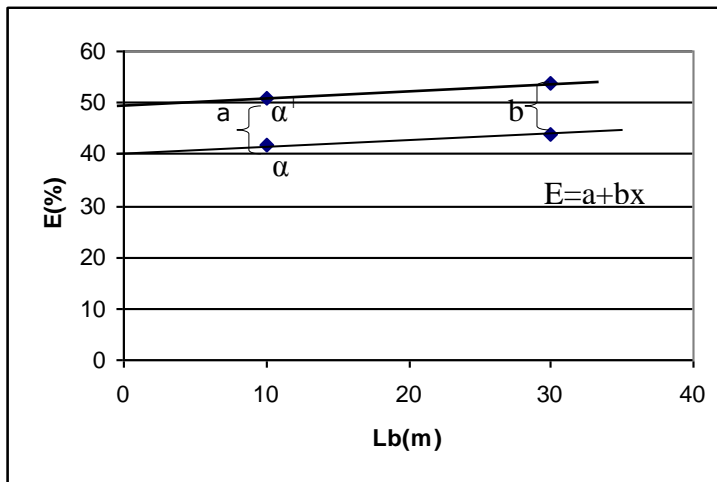


Figura 3.11 Eficiența zonelor tampon (benzi cu vegetație)

Eficiența: min:  $\text{tg } \alpha = 2/L_b$   
 max:  $\text{tg } \alpha' = 3/L_b$

Cea mai simplă ecuație pentru gradul de reținere a substanțelor organice într-o zonă umedă se poate scrie astfel:

$$\text{Gradul de reducere a subst. org.} = [(p1-p2)/p1]100 \tag{3.5}$$

în care:

P1 – concentrația medie de materiale biogenice deasupra ecotonului (mg/l)

P2 – concentrația medie sub ecoton (mg/l)

Există o relație directă între rata denitrificării și temperatura aerului (între limitele de la 5 la 10 grade Celsius) și la un pH optim cuprins între 7 și 8.

Potrivit lui Cooper et al. (1997) un curs de apă cu o zonă tampon bună are o concentrație a nitraților de aprox. 0.2mg/l, în timp ce o zonă în care lipsește zona tampon, concentrația de nitrați poate ajunge la 5.4mg/l.

### 3.2.2 Controlul eutrofizării și al fluxului nutrienților

În regiunile dezvoltate ale lumii, una din cele mai importante probleme ce a fost rezolvată prin abordarea ecohidrologică este eutrofizarea. Cele mai vulnerabile sisteme sunt acumulările ce funcționează ca o înmagazinare a nutrienților.

O metodologie pentru combaterea procesului de eutrofizare la nivelul unui bazin hidrografic trebuie să includă următorii pași:

- primul și cel mai important pas ar trebui să fie reducerea fosforului și a compușilor de azot în punctul sursei de poluare din sistemul râului.
- al doilea pas este reducerea surselor de poluare nonpunctuale prin restaurarea și managementul zonelor tampon în cadrul întregului râu și a bazinului hidrografic al acumulării.
- al treilea pas este direct conectat cu ecohidrologia și ar trebui să controleze procesele hidrologice pentru organizarea optimă a afluenței și a defluenței în și din

acumulări. (De exemplu intensificarea înfloririi de alge în perioada verii, în unele acumulări depinde de modul eliberării de apă din acumulare la sfârșitul iernii).

În ceea ce privește influența nutrienților, aceștia intervin în capacitatea de transport a apei. Astfel hidroconstrucțiile încorporează elemente naturale ale reliefului pentru a funcționa ca și captări pentru cantitățile excesive de nutrienți, transportați mai ales în perioada de viituri.

Cum s-a arătat anterior, dacă se combină sistemul râului dat cu zonele tampon ale ecotonei, care reține nutrienții, se reduce eroziunea și transportul de material erodat în aval. Astfel de măsuri îmbunătățesc calitatea apei și a mediului acvatic la prețuri scăzute.

Soarta nutrienților este deasemenea puternic afectată de prezența și proprietățile vegetației acvatice (apele cu fitoplancton și macrofite). Vegetația acvatică este cea care stabilizează în cea mai mare măsură nutrienții, împiedicând antrenarea lor. De asemenea vegetația acvatică depinde foarte mult de aprovizionarea cu nutrienți.

Încărcarea cu nutrienți ce ajung în sistemele acvatice depinde în mare măsură de modificările induse de om caracteristicilor natural-hidrologice și ecologice ale captării. Deși încărcarea cu nutrienți este un factor major ce induce eutrofizarea incipientă a ecosistemelor acvatice, mijloacele de estimare a ratei de producție a lor în bazin sunt inadecvate. Aceasta este cauzată de cunoașterea insuficientă a modului în care proprietățile structurale ale unităților reliefului și modificărilor induse de om, vor influența procesele de eroziune a apei și procesele asociate (transportului, transformării și spălării nutrienților).

Starea nutrienților în râuri este influențată de către infiltrațiile de apă subterană și structura biotică a văii râului. Există un schimb permanent de apă între canalul râului și apele subterane. Infiltrațiile de apă subterană din bazin pot modifica temperatura și starea nutrienților în râu, în special în perioada de debite mici, această stare depinde de caracterul văii râului și poate fi redusă considerabil prin zone umede.

În calculul încărcării afluențe din înregistrările constituenților curgerii și ai calității apei (nutrienți și/sau alti poluanți) trebuie evitate de obicei, cele mai simple metode de calcul în care debitul (Q) și concentrația (C) sunt înmulțite între ele și media rezultată se consideră ca fiind încărcarea anuală. Aceasta se întâmplă deoarece datele debitului sunt de obicei mai frecvente decât datele calității apei și nu se neglijează informațiile în plus în înregistrarea debitului.

Metoda corectă de calcul este: să se înmulțească o valoare a concentrației cu volumul total de apă al scurgerii ce corespunde perioadei de timp consumate la luarea a două mostre de apă (pentru calitatea apei) și să se însumeze aceste încărcări parțiale pentru un an întreg.

Aceasta este încărcarea totală afluență anuală a unei substanțe calculată ca:

$$L_{\text{anual}} = \sum_{i=1}^n C_i \cdot \sum_{j=1}^m Q_j \cdot \Delta T_j \approx \sum_{i=1}^n C_i Q_{(\text{principal}, \Delta T_i)} \quad (3.6)$$

unde:

$L_{\text{anual}}$  - încărcarea calculată totală anuală a afluenței substanțelor (dimensiune de masă / timp)

$C_i$  - este valoarea i a concentrației calității apei înregistrată (dimensiune de masă / volum)

$i=1..n$  n - este numărul de probe de calitate într-un an

$Q_j$  - este valoarea j a debitului apei înregistrat (volum / timp)

$j=1...m$  - este numărul de citiri a debitului în perioada  $\Delta T_i$   
 $\Delta T_j$  - este timpul scurs între cele două citiri în perioada  $\Delta T_i$   
 $\Delta t_i$  - este perioada de timp dintre două probe calitative:  
 $\Delta T_i = (T_{i+1} - T_i)/2. - (T_i - T_{i-1})/2$  (3.7)  
 unde  $T_i$  este timpul probei de calitate  $i$   
 $Q$ (principal,  $\Delta T_i$ ) - este debitul principal în perioada  $\Delta T_i$

Principalii nutrienți reținuți într-o zonă umedă sunt orto-fosfații și compușii de amoniu, care apoi sunt transformați prin procesele de nitrificare și denitrificare în azotați și azotiți.

Pe baza rezultatelor studiilor s-a trasat diagrama pentru rata de descompunere a materiilor organice funcție de temperatură – se observă că rata de descompunere crește cu temperatura la concentrații ridicate de oxigen.

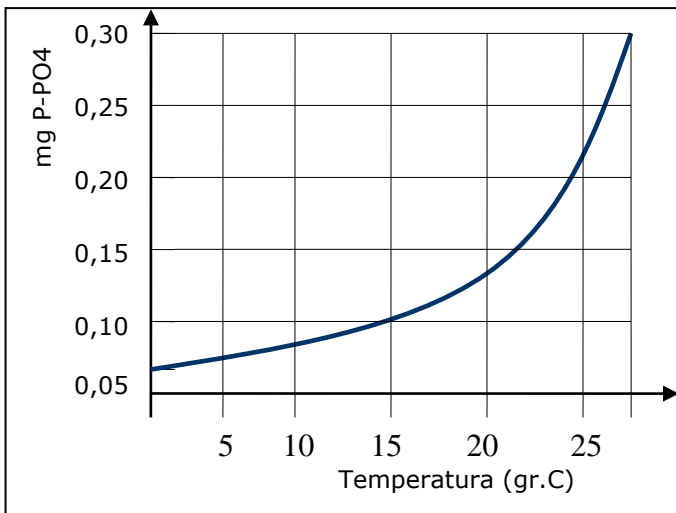


Fig.3.12 Rata de descompunere a ortofosfaților funcție de temperatură

Cantitatea de nutrienți ce poate fi reținută într-o zonă umedă variază atât în funcție de suprafața zonei umede (fig. 3.13), cât și de adâncimea apei în zona umedă (fig. 3.14, 3.15).

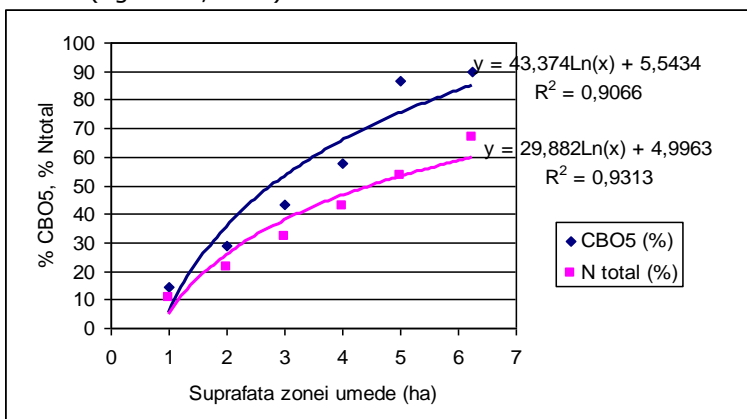


Fig.3.13 Variația CBO<sub>5</sub> și N total pe unitatea de suprafață



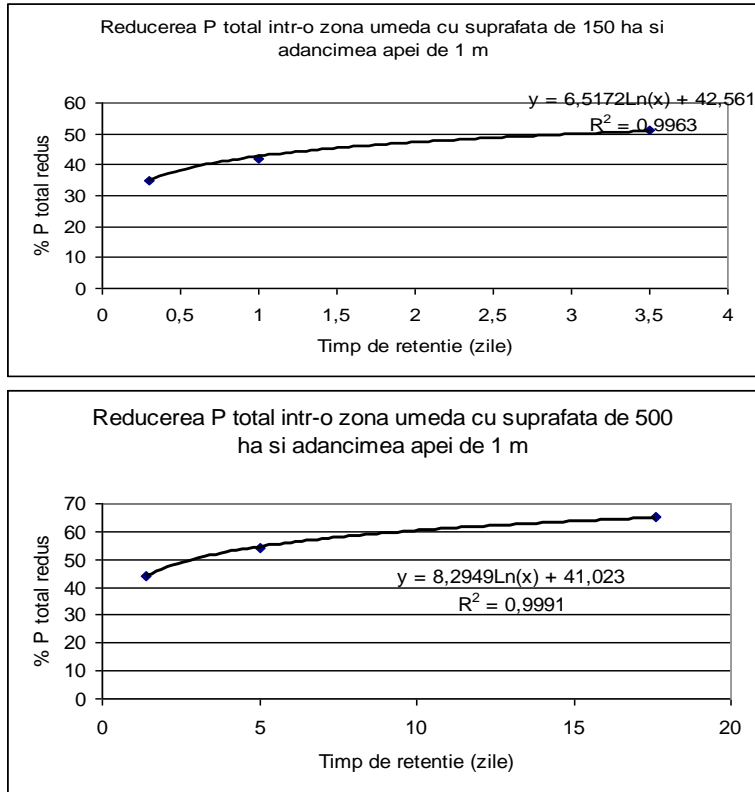


Fig. 3.14, 3.15 Gradul de reducere al P total în funcție de suprafață, adâncimea apei și timpul de retenție al apei în zona umedă

și a fost dedusă ecuația prin care se arată ce procent de P total se poate reduce prin dirijarea unui % de debit într-o zonă umedă, funcție de perioada de rezidență a apei în zona umedă.

$$\%Q = (TR^{0.147} \times 42.41) \frac{Q_{zu}}{Q_{mediu}} \quad (3.8)$$

TR – timp de rezidență

$Q_{zu}$  – debitul dirijat spre zona umedă ( $m^3/zi$ )

$Q_{mediu}$  – debitul mediu în timpul apelor mari ( $m^3/zi$ )

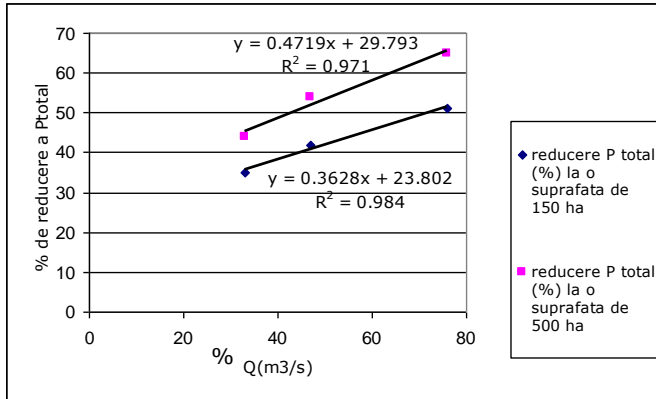


Fig.3.16 Corelația între procentul de debit și concentrația de fosfați pentru diferite dimensiuni ale zonei umede

De exemplu pentru calibrarea datelor pentru un profil longitudinal, a anumitor parametri de calitate a apei (nutrienți, sedimente, CBO, CCO, etc.) se poate folosi un model exponențial simplu de forma:

$$\frac{dC}{dt} = -K_r \cdot C \tag{3.10}$$

Această ecuație (principiul primei reacții cinetice) arată că scăderea/decompoziția poluanților este proporțională cu concentrația poluanților și factorul de proportionalitate  $K_r$ , coeficientul ratei de scadere  $T^{-1}$ .

Rezolvând ecuația pentru condițiile inițiale:

$$c = C_0$$

$$X = X_0$$

$$t = t_0$$

se va obtine ecuația exponențială de descompunere:

$$C = C_0 \cdot e^{-K_r t} \tag{3.11}$$

unde:

t - timpul de deplasare,

t=x/v în care distanța acoperită de particulele de apă (și poluanți) împărțită la viteza principală de curgere.

În cazul eutrofizării lacurilor de acumulare metodă eficientă de reducere a gradului de eutrofizare este crearea unor zone umede în amonte de lacul de acumulare. Aceste zone au proprietatea de a bloca transportul nutrienților în lac. O parte din aceștia se acumulează în sedimente, o parte sunt consumați de către plante.

În cazul lacurilor de acumulare, gradul de eutrofizare se poate determina prin metoda de bilanț al masei, exprimată prin ecuația diferențială de forma:

$$V \frac{dC_{(i)}}{dt} = QC_{(i)in} - QC_{(i)} + P_{(i)} \tag{3.9}$$

în care:

V - volumul lacului

C – concentrația  
 Q – debit  
 P – rata de consum

i=1 – Odiz (oxigen dizolvat);    i=2 – Ntotal;    i=3 – Ptotal;  
 i=4 – CBO5;                    i=5 – ortofosfați;    i=6 – clorofila „a”

### 3.2.3 Efectul acoperirii cu vegetație

Gradul de retenție al nutrienților într-o zonă tampon, variază și în funcție de tipul de vegetație.

În figura de mai jos (Fig.3.17) este reprezentat grafic procentul de retenție pentru două tipuri de vegetație: pădure de foioase, respectiv pădure de conifere. de ex. pentru C- conifere, relațiile sunt:

$$Y_C = Y_H + (I_C - I_H) \quad (3.12)$$

$$D_C = 12$$

$$Y_{Ci} = Y_C + b \cdot \log(i) \quad (3.13)$$

$I_C - I_H$  – reprezintă diferența între pădurea de conifere și pădurea de foioase

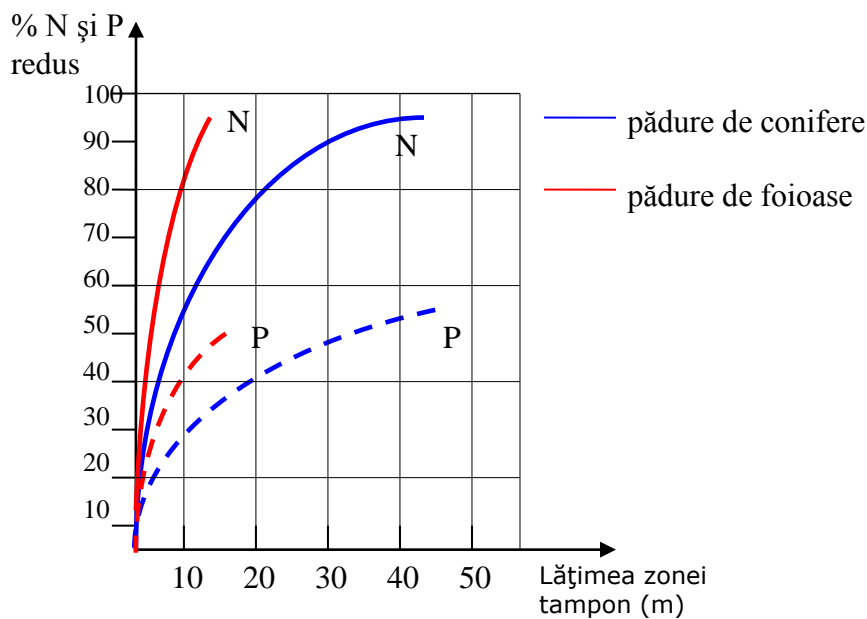


Fig.3.17 Gradul de retenție al nutrienților într-o zonă tampon funcție de tipul de vegetație

O procedură foarte importantă în bioinginerie este determinarea lățimii optime a unei zone ecoton.

Cel mai evident efect s-a observat în primii 8 m.

- Pentru lățimi cuprinse între 8 și 20m, a unei zone acoperite cu iarbă, tufișuri și copaci se poate reduce concentrația de N cu procente cuprinse între 50 și 98;
- În cazul în care zonele tampon sunt de 50 metri, sunt zone împădurite, s-a constatat o reducere a fosforului cu până la 80%;
- Dacă zona tampon are o lățime de 16 m și acoperirea este cu trestie, stuf , gradul de reducere este de 30%;
- În zonele în care terenurile agricole acoperă întreaga vale a râului, cantitatea de N transportată prin drenaj în cursul de apă constituie până la 40-50% din cantitatea totală de fertilizatori aplicați.

## Cap. 4 Ecohidrologia în managementul resurselor de apă

### 4.1 Integrarea modelelor ecohidrologice în planurile de management

Datorită faptului că apa este esențială vieții umane și creșterii economice, este de înțeles ca și managementul resurselor de apă să aibe un rol central pentru dezvoltarea durabilă. Ecohidrologia se referă la studiul hidrologiei (studiul cantitativ și parțial calitativ al apelor) și ecologia (studiul vieții din apă și sistemele adiacente) și interacțiunile dintre ele. (Fig.4.1)

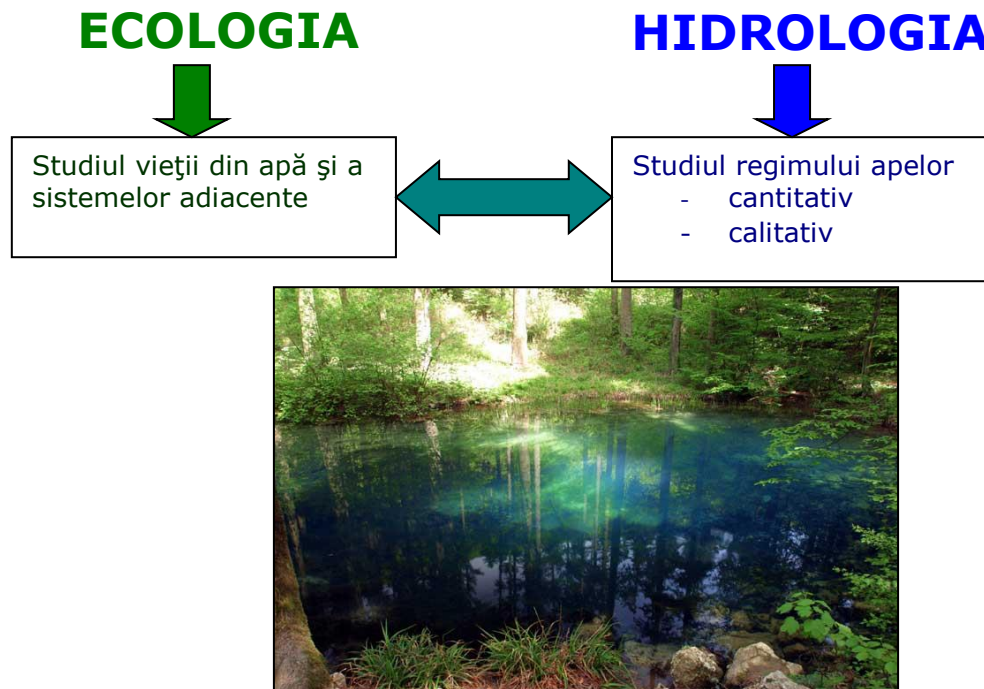


Fig. 4.1. Studiul ecohidrologiei

Parteneriatul Global al Apei (GWP) a adoptat următoarea definiție: „Managementul integrat al resurselor de apă este un proces care promovează dezvoltarea coordonată și managementul apei, solului și a resurselor legate de acestea pentru a maximiza bunăstarea economică și socială în manieră echitabilă, fără a compromite dezvoltarea durabilă a ecosistemelor vitale”. Termenul „integrat” implică un concept multidimensional care necesită considerarea simultană a problemelor legate de resursele naturale, sociale, culturale, instituționale, economice și politice dintr-un bazin hidrografic [Zalewski, 2004].

Ecohidrologia recunoaște că dezvoltarea durabilă este dependentă de capacitatea unui ecosistem de a menține procesele stabilite evoluționar și caracteristicile apei și circulației nutrienților la scara bazinului hidrografic.

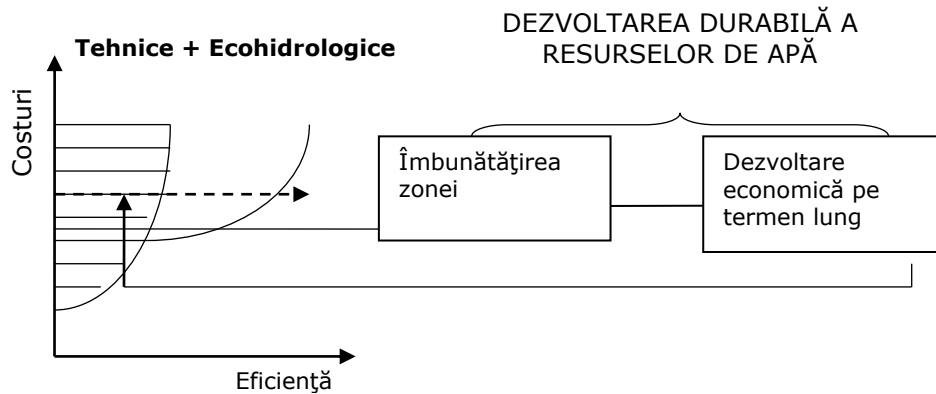


Fig. 4.2 Feedback-ul pozitiv prin integrarea metodelor tehnice cu cele ecohidrologice rezultând creșterea eficienței și reducerea costurilor [Zalewski, 2000]

Efectul constă în creșterea atractivității zonei, generând creșterea economică, care la rândul ei furnizează fonduri pentru conservarea și managementul ecosistemelor de apă.

**Ecoeficiența** (Fig.4.3) este cel de-al patrulea factor definit de UNEP ce se referă la îmbunătățirea coexistenței omului cu natura. Aceasta poate fi făcută prin două tipuri de acțiuni: reducerea energiei și al reducerii poluării, prin micșorarea cantităților de apă uzată pe cap de locuitor și prin creșterea capacității de absorbție a ecosistemelor.

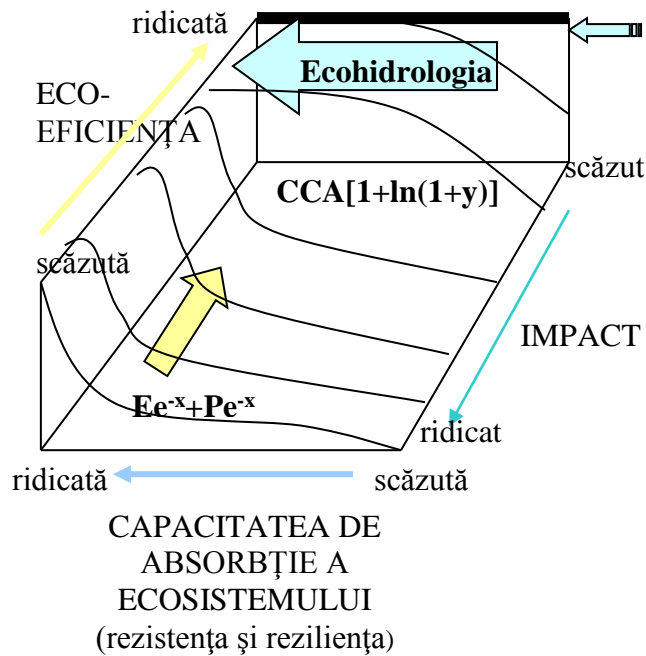


Fig. 4.3 Model ce integrează conceptele ecohidrologiei și ecoeficienței pentru dezvoltarea durabilă a resurselor de apă [după Zalewski, 2001].

Dezvoltarea durabilă a resurselor de apă (DDR):

$$DDR = Ee^{-x} + Me^{-x} + CCA[1 + \ln(1+y)] \quad (4.1)$$

unde:

CCA – creșterea capacității de absorbție a ecosistemului împotriva impactului uman

E – reducerea consumului de energie (schimbări climatice globale)

P – reducerea poluării

CCA =  $\Sigma$  (creșterea suprafețelor împădurite; capacitatea de retenție a plantelor acvatice)

E =  $\Sigma$  (lucrări de amenajare ce reduc energia electrică folosită)

Contribuția la metodologia științelor mediului [Zalewski, 1999] este reprezentată în (Fig. 4.4)

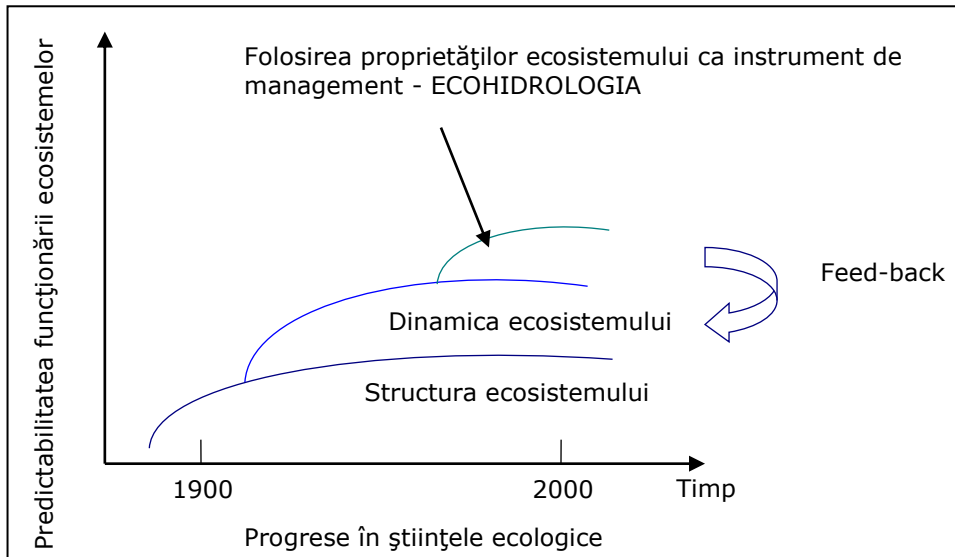


Fig.4.4 Feed-back-ul generat de Ecohidrologie.

Așadar, integrarea poate fi considerată în cadrul a două sisteme de bază:

- Sistemul natural, cu importanța sa critică pentru disponibilul de apă și calitate
- Sistemul uman, care determină nivelurile de folosință a apei, producerii de apă uzată și poluării resurselor și care trebuie de asemenea să stabilească priorități de dezvoltare.

## 4.2 Includerea modelelor ecosistemelor în managementul integrat al resurselor de apă



După cum s-a arătat anterior, este imposibil să se folosească un singur model pentru a evidenția interacțiunile complexe precum și impactul ecosistemelor asupra unui mediu acvatic.

Fig. 4.5 Managementul pe un bazin hidrografic

În figura de mai jos este prezentată o strategie de management a unei zone prin ecohidrologie:



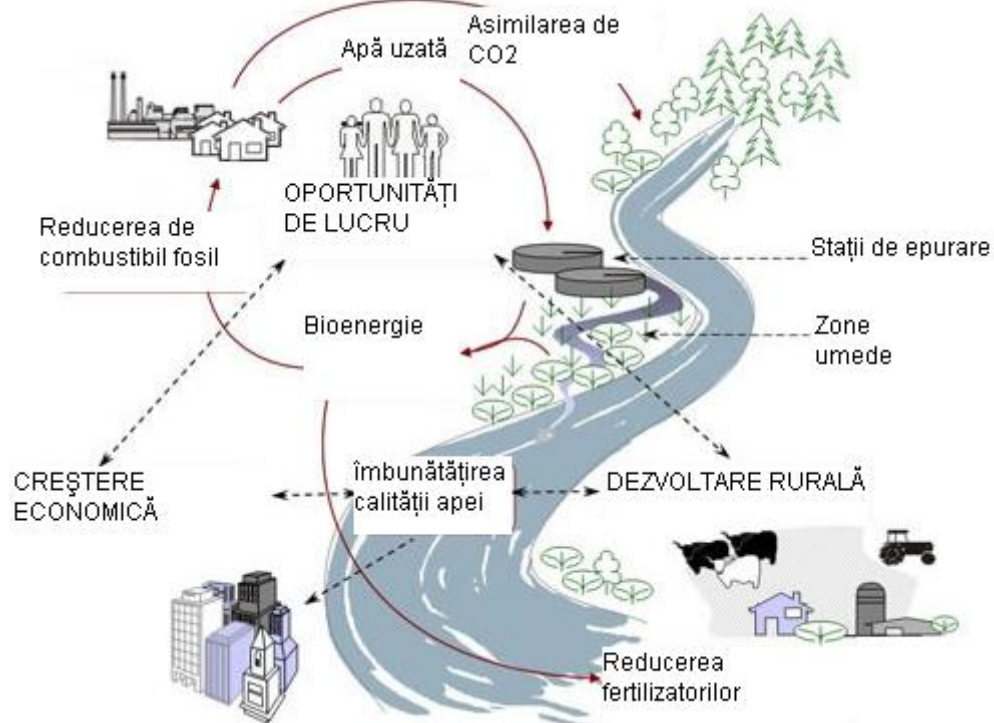


Fig.4.6 Abordarea ecohidrologică în managementul unei zone [Zalewski, 2000 modificat]

Din cele studiate se poate spune că se desprind două grupuri de obiective, considerate ca având prioritate printre care:

- minimizarea conținutului de fosfor, cerinței de oxigen dizolvat, pierderilor de sol
- maximizarea eficienței economice, acoperirii vegetale a zonelor adiacente, oxigenului

În manieră generală un model trebuie să conțină 3 componente principale:

1. **model de simulare** ce pot prezice modificările sistemului acvatic în diferite condiții;  
Modelele de simulare se folosesc pentru înțelegerea mecanismelor de transport a poluanților într-un mediu acvatic și includ procesele hidrologice, topografice, chimice și nu în ultimul rând biologice. De asemenea este importantă simularea și predicția impactului activității umane asupra cantității și calității apei.
2. **model de optimizare** ținând cont de obiective și ce anume poate genera decizii alternative;  
Datorită modificărilor continue în timp la nivel social, economic și legislativ a apărut necesitatea dezvoltării unor metode de optimizare ce conduc la un sistem de suport decizional în timp real. Aceasta înseamnă că rezultatele obținute prin cercetare trebuie să conțină nu numai decizii alternative, dar și programe de calculator prin care în viitor să se poată introduce date și să se poată obține soluții.

**2. model de analiză a tendințelor** după simulare/optimizare și de evaluare a riscului pentru implementarea deciziilor.

De asemenea trebuie să se ia în considerare faptul că există mai multe obiective pentru resursa de apă, diferiți consumatori de apă cu diferite interese și chiar în conflict de interese. De asemenea trebuie ajuns la un compromis între aceștia pentru maximizarea beneficiilor întregului sistem.

O ecuație generală lineară pentru o problemă cu multiple obiective și parametrii inexacți se poate formula astfel:

$$\min f_k^\pm = C_k^\pm X^\pm \quad \text{cu } k: 1, 2, \dots, p \quad (4.2)$$

$$\max f_l^\pm = C_l^\pm X^\pm \quad \text{cu } l: p+1, p+2, \dots, q \quad (4.3)$$

$$A_i^\pm X^\pm \leq b_i^\pm \quad i: 1, 2, \dots, m \quad (4.4)$$

$$A_j^\pm X^\pm \leq b_j^\pm \quad j: m+1, m+2, \dots, n \quad (4.5)$$

$$X^\pm \geq 0$$

în care:

$$X^\pm \in \{R^\pm\}^{l \times t}$$

$$C_k^\pm \in \{R^\pm\}^{l \times t}$$

$$C_l^\pm \in \{R^\pm\}^{l \times t}$$

$$A_i^\pm \in \{R^\pm\}^{l \times t}$$

$$A_j^\pm \in \{R^\pm\}^{l \times t}$$

$R^\pm$  - intervale ale seturilor de date

Când toți parametrii sunt cunoscuți ca și intervale fără o distribuție a datelor, devine o problemă cu mai multe obiective.

**4.3 Dezvoltarea indicatorilor de decizie pentru managementul bazat pe analiza ecosistemelor într-un bazin hidrografic**

De peste două decenii, necesitatea înțelegerii impactului proceselor hidrologice în ecologie a devenit evidentă. Obiectivele au fost examinarea influenței factorilor biotici asupra ciclului hidrologic și efectele reciproce a factorilor hidrologici asupra celor biologici. În asemenea proiecte principalul scop al metodologiilor este de a face un prim pas spre dezvoltarea unui sistem decizional. [Nakamura, T., 2006].

Este propusă folosirea unui set de indicatori cu scopul de a putea lua decizii efective în cadrul ecosistemelor bazinelor hidrografice.

Un indice este definit ca un set de indicatori care indică funcțiile ecosistemului, asociate cu serviciile pe care le aduce, iar un indicator este definit ca un singur parametru ce reprezintă caracteristicile unei funcții. Alegerea indicatorilor reprezintă cheia pentru facilitarea procesului de luare a deciziilor în managementul bazinului hidrografic.

Pentru a compune un index, se poate folosi însumarea indicatorilor, media lor, normarea și calibrarea.

Indicii sunt selectați în așa fel încât să reflecte și să reprezinte funcțiile hidrologice, geochimice, ecologice și socio-economice identificate ca funcții relevante în bazinul hidrografic.

În funcție de obiectivele de management acești indicatori sunt definiți și apoi calibrați.

Indicele de funcționare al ecosistemului reprezintă vulnerabilitatea și capacitatea de reziliență la presiuni și amenințări cauzate de către intervenția omului în bazin.

Vulnerabilitatea este un concept folosit în combaterea dezastrelor naturale, în probleme de urgență și este definită ca gradul de pierderi rezultate din fenomenele potențial dăunătoare. Acest concept a fost aplicat ecosistemelor și managementului resurselor de apă în ultimii ani.

Vulnerabilitatea ecosistemelor este definită ca riscul ca un ecosistem să fie supus la presiuni și pagube rezultate din modificarea stării originale și a funcționării lui [Nakamura, 2000].

Reziliența ecosistemelor este definită ca potențialul de a se reface prin micșorarea impactului în funcționarea sistemului. Ecosistemele sunt atât vulnerabile, dar au și capacitatea de reziliență la presiunile externe care pot avea impact negative asupra stării naturale și a funcționării lor. De aceea este deosebit de importantă identificarea cauzelor ce produc modificări în funcționarea ecosistemelor. Din considerente practice ale managementului bazinelor bazat pe ecosisteme, bazinele sunt împărțite în: ecosisteme de pădure, zone umede, agro-ecosisteme și ecosisteme urbane. Pentru relevanța acestor ecosisteme, se vor lua în considerare următorii indicatori de funcționare a acestora [Nakamura, 2000]:

- controlul poluării apei / purificare
- scurgere / retenția inundațiilor
- retenția sedimentelor / protecția malurilor
- biodiversitatea
- producția agricolă, inclusiv producția de plante
- producția pisciolă
- eco-turismul
- controlul emisiilor / retenția gazelor

În multe scheme cadru de management se face analiza lanțului de cauze – presiuni – impact care produc modificări în funcționarea ecosistemelor, precum și analiza răspunsului acestora.

Un exemplu a unei astfel de analize este dat pentru bazinul râului Yangtze din China, concentrându-se pe funcționarea ecosistemului în relație cu controlul apelor mari.

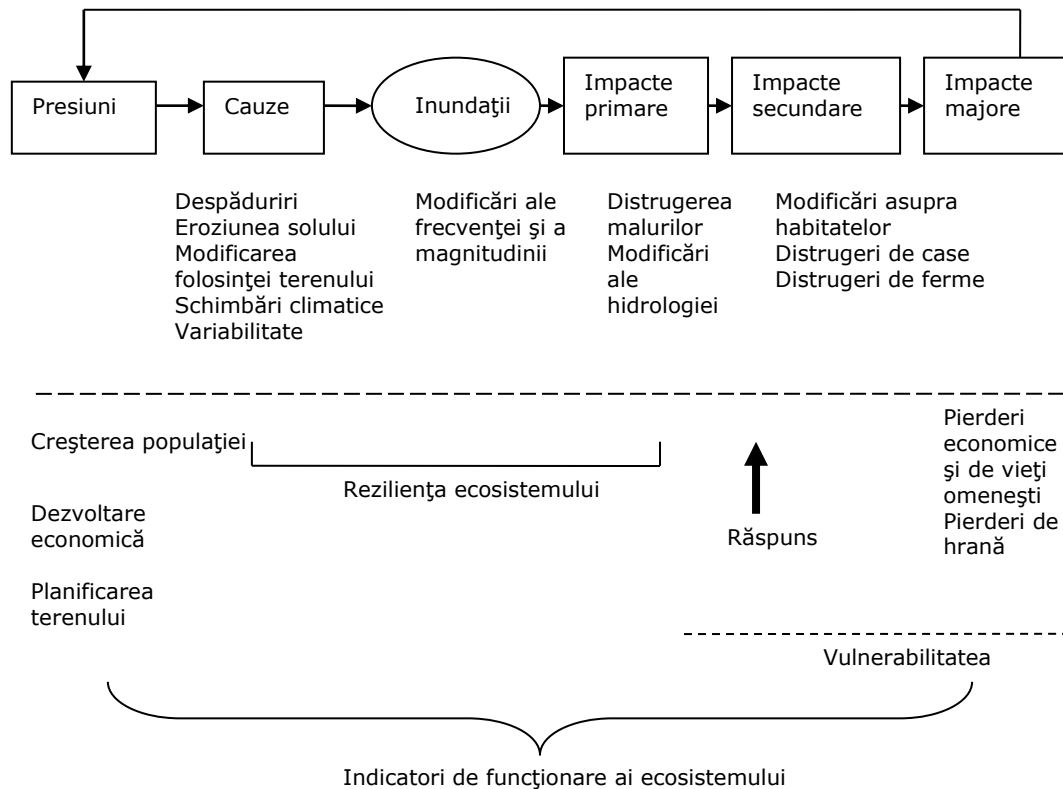


Fig.4.7 Ilustrarea schematică a lanțului causal de inundații în Bazinul Yangtze [Nakamura, 2000]

Pentru reprezentarea și compararea funcțiilor acestor ecosisteme, indicatorii care pot fi ușor obținuți și utilizați după cum a fost prezentat anterior pot fi definiți astfel:

### 1. Controlul poluării apei / funcțiile de purificare

Principalii contaminanți considerați sunt: nutrienții în exces (azot și fosfor), substanțele organice (CBO5, CCO), pesticidele și alți poluanți organici persistenți și metalele grele.

Funcțiile de purificare ale ecosistemelor sunt determinate de o scară mare de factori, incluzând topografia și tipul de acoperire al terenului, tipul de vegetație, calitatea solurilor de la suprafață sau a sedimentelor din zonele umede, nivelul apei subterane, calitatea apei în zonele umede, magnitudinea și vecinătatea surselor de poluare.

Funcțiile de control al poluării în bazinul hidrografic sunt considerate a avea rolul cel mai semnificativ în managementul acestora. În cazul zonelor umede aceste funcții, concretizate în planurile de management constă în conservarea sau restaurarea unor zone umede sau chiar crearea lor artificială. Se propune concentrarea pe sursele de poluare bazate pe vulnerabilitatea ecosistemelor.

De ex. privitor la nutrienții proveniți din rețeaua de canalizare, populația și sistemele de tratare pot indica gradul de amenințare al ecosistemelor care primesc acești poluanți. Sistemele de tratare sunt legate de condițiile de dezvoltare economică.

Privitor la contaminanții proveniți din agricultură, pesticidele și fertilizatorii pot de asemenea fi folosiți ca indicatori ai magnitudinii surselor difuze de poluare.

## **2. Retenția temporară a viiturilor**

Precipitațiile și scurgerea acestora poate fi interceptată sau reținută de vegetație, la suprafața solurilor, în special în ecosistemele de pădure. Mai mult, zonele umede și terenurile agricole pot temporar stoca aceste debite. Aceste funcții încetinesc și reduc vârful viiturilor în hidrografal viiturilor. Aceste funcții sunt legate de condițiile de suprafață, în special de tipul și gradul de acoperire al terenului.

## **3. Retenția sedimentelor / protecția malurilor**

Ecosistemele joacă un rol semnificativ în reducerea pierderilor de sol și eroziunii în râuri / lacuri / zone umede / maluri. Estimarea pierderilor de sol din bazinul hidrografic se face prin folosirea ecuației universale de pierdere a solului.

## **4. Biodiversitatea**

Există foarte multe estimări ale biodiversității în lume, în cadrul Convenției Diversității Biologice (de ex. Estimarea Biodiversității Globale, UNEP, 1996). Există specii în pericol, specii rare, importante, care au fost deja clasificate de către Uniunea de Conservare Mondială (IUCN). Informațiile asupra distribuției acestor specii nu este legată de condițiile de habitat actuale. De aceea este ideal să se stabilească un index de calitate al habitatului care să implice conservarea habitatelor indicate. Acesta este însă un proces complicat și nu va fi ușor de înțeles într-o zonă dată în care pentru managementul bazinului hidrografic sunt incluse mai multe ecosisteme.

Procentul ariilor protejate poate fi în schimb folosit în care pot fi incluse condițiile locale pentru habitatele sălbatice.

## **5. Producția agricolă, incluzând producția de plante**

Producția agricolă reprezintă unul din beneficiile economice directe pe care ecosistemele le poate furniza omenirii.

Pentru productivitate, în agricultură și pădure, se poate folosi indicatorul monetar.

Biomasa rezultată prin crearea zonelor tampon poate fi valorificată, reprezentând o soluție alternativă de combustibil cum ar fi de ex:



Fig.4.8 Bricheții

- Conținut de apă < 10 %
- $\rho = 0,6 - 0,7 \text{ t/m}^3$
- 17 GJ/t



Fig.4.9 Reziduurile lemnoase

- Conținut de apă 20 - 60 %
- $\rho = 0,15 - 0,4 \text{ t/m}^3$
- 6 - 16 GJ/t



Fig.4.10 Pajele

- Conținut de apă max. 20%
- 14 - 15 GJ/t

#### **6. Producția piscicolă**

Ca și producția agricolă, producția piscicolă aduce beneficii omului, derivate din ecosistemele acvatice.

#### **7. Ecoturism / recreație**

Aceste funcții ale ecosistemului sunt de asemenea culturale și sunt asociate cu condițiile economice și sociale ale populației implicate. Cuantificarea acestor funcții nu este simplă. Aceste zone totuși pot fi incluse în procentajul zonelor protejate, care pot include monumente ale naturii.

### **8. Controlul emisiilor de gaze și retenția acestora**

Pe lângă eficiența energetică în zonele urbane și energia regenerantă, funcția cea mai importantă este de retenție a carbonului. În funcție de condițiile de la suprafața solului, poate fi estimată cantitatea de carbon reținută.

Indicatorii menționați mai sus indică statutul curent al funcțiilor și serviciilor pe care ecosistemele le furnizează omului și nu indică cauzele degradării sau îmbunătățirii acestora. Pentru un management al acestor ecosisteme este necesar să se țină cont de cauzele de degradare a acestora. De aceea, înainte ca acești indicatori să fie stabiliți este necesară o analiză cauză – efect.

Pentru un management al acestor ecosisteme este necesar să se țină cont de cauzele de degradare a acestora. De aceea, înainte ca acești indicatori să fie stabiliți este necesară o analiză cauză – efect.

## **4.4 Aplicarea modelelor ecohidrologice. Studii de caz**

Vor fi prezentate în continuare în rezumat modul de aplicare al științei ecohidrologiei pe diferite studii de caz din străinătate și de la noi..

### **4.4.1 Model de restaurare a lacurilor de acumulare**

O strategie eficientă de restaurare și folosire durabilă a lacurilor de acumulare trebuie să cuprindă pe lângă controlul și reglarea proceselor ce se petrec în lacurile de acumulare și afluenții acestora [Zalewski, 1999].

Sedimentele au un rol important în procesele fizice, geochimice și biologice din ecosistemele acvatice. [Zalewski, 1997]. Odată ajunse în mediul acvatic, acestea joacă diferite roluri în ciclul hidrologic și în procesele geochimice și biologice.



Prin compararea bazelor de date a două cursuri de apă (Pilica și Luciaza Fig. 4.11) ce alimentează un lac de acumulare Sulejow (Fig.4.12), s-a demonstrat în continuare că, concentrația în nutrienți a acestora și în consecință încărcarea cu nutrienți a lacului de acumulare este pozitiv corelată cu caracteristicile hidrologice ale cursurilor de apă și depinde de caracteristicile bazinului hidrografic. Trebuie menționat faptul că bazinul Fig.4.11 Site-ul studiat studiat constituie site demonstrativ pentru studiile ecohidrologice, aflat sub coordonarea Centrului Internațional de Ecohidrologie UNESCO din Polonia.



Fig.4.12 Lacul Sulejow (Polonia)

În *cursurile de apă* se produc modificări ale echilibrului proceselor de intrare-ieșire a sedimentelor, producându-se modificări ale vitezei de scurgere a apei, sedimentarea sau procese de resuspensie. Aceste modificări ale mecanismelor de transport ale sedimentelor în râuri sunt observate în lacurile de acumulare create prin bararea râurilor.

Relațiile dintre hidrologia râurilor și chimie au fost considerate ca și punct cheie în abordările ecohidrologice pentru restaurarea lacurilor de acumulare de mică adâncime, eutrofizate.

*Lacurile naturale și cele de acumulare* funcționează ca acumulări de sedimente. Activitățile umane, incluzând despăduririle, agricultura, urbanizarea au contribuit la accelerarea ratei eroziunii.

Sedimentarea nu doar reduce capacitatea de stocare a lacurilor de acumulare, dar și modifică caracteristicile fizice și geochimice ale substratului, producând modificări ale condițiilor de viață ale algelor sau ale plantelor atașate de substrat, al perifitonului sau macrofitelor.

Prin bararea cursurilor de apă se modifică și cantitatea de sedimente transportată în aval. Reducerea sedimentelor și a materialelor asociate acestora poate avea efecte devastatoare asupra câmpiilor inundabile și a ecosistemelor acestora.

Datorită sedimentelor în suspensie, în lacurile de acumulare se reduce transparența apei conducând la o scădere a productivității primare a fitoplanctonului. De asemenea poate duce la dezvoltarea cianobacteriilor și a altor contaminanți, acumularea substanțelor grele și a fosforului în sedimente.

De interes special sunt cei numiți poluanți organici persistenți care sunt: semi-volatili și bioacumulativi. Aceste substanțe chimice sunt transportate împreună cu sedimentele în mediile acvatice și joacă un rol negativ în funcționarea ecosistemelor.

Înțelegerea variabilității în timp a aportului de nutrienți în relație cu hidrologia afluenților, arată că un prim pas fundamental pentru restaurarea lacurilor de acumulare trebuie să fie *reducerea încărcării cu nutrienți transportate în lacul de acumulare în perioadele de viituri*. Aceasta se poate face prin *convertirea unor zone inundabile din amonte de lacul de acumulare în zone umede construite*.

Din studiu reiese că activitățile trebuie implementate urmându-se trei direcții:



1. managementul agricol pentru creșterea capacității de reținere a nutrienților în bazinul hidrografic și reducerea surselor de poluare punctuală și difuză;
2. dezvoltarea zonelor tampon pentru reducerea nutrienților transportați cu debitele cursurilor de apă în lacurile de acumulare, construcția unor zone umede / biofiltre;
3. reglarea proceselor din cursul de apă pentru creșterea capacității de autoepurare și a interacțiunilor biologice în lacul de acumulare

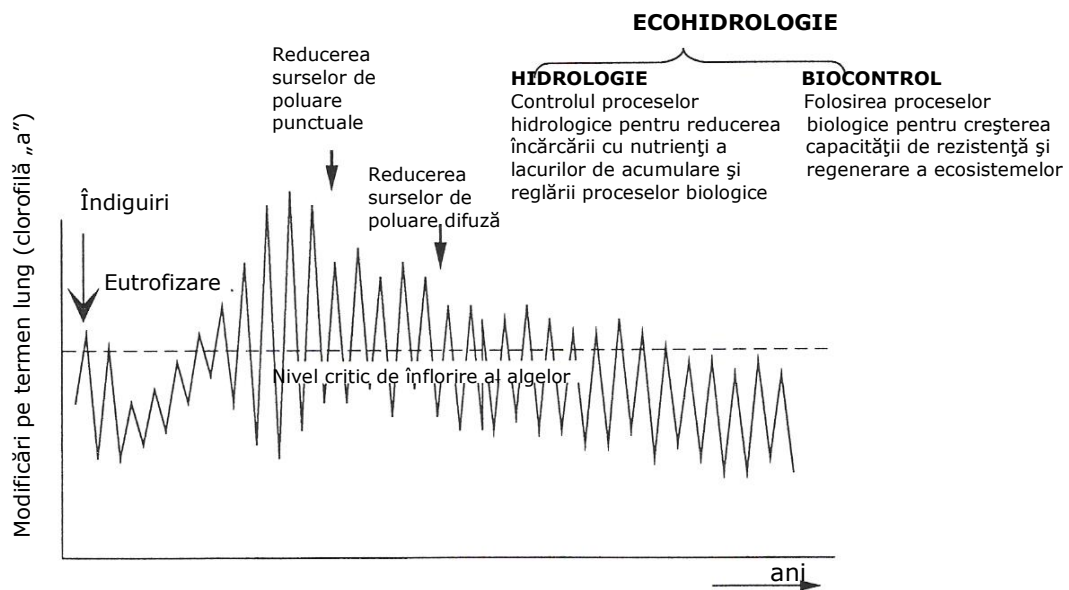


Fig. 4.13 Scenariu ipotetic de aplicare a ecohidrologiei pentru restaurarea lacului de acumulare Sulejow [după Zalewski, 1997]

Bazat pe bilanțul sedimentelor în lacurile de acumulare, pentru diminuarea impactului potențial al inundațiilor, o soluție foarte bună propusă este reducerea sedimentelor rezultate din eroziunea solurilor, prin măsuri antierozionale în bazinul de recepție al bazinului hidrografic (împăduririle, pășuni, crearea de zone umede).

Concentrația de fosfor total, care este principalul factor responsabil pentru eutrofizarea lacului, este pozitiv corelată cu dinamica cursului de apă, dar nu și cu debitul.

Rezultatele arată că în lacul de acumulare a intrat cu un volum relativ mic de apă o încărcare mare cu nutrienți.

Deoarece biota reacționează la încărcarea cu nutrienți, s-a găsit o corelație semnificativă între caracteristicile hidrologice ale tributariilor și biomasa diatomilor în lac.

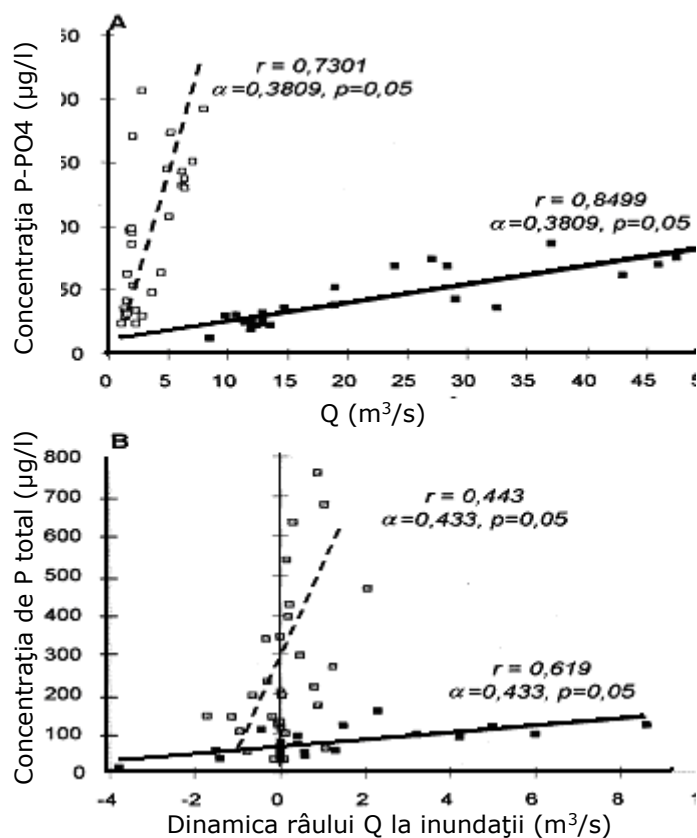


Fig.4.14 A. Corelația între debitul de apă în ziua măsurătorilor și concentrația de P-PO4

B. Corelația între dinamica râului (creșterea debitelor cu 24 de ore înainte de măsurători) și concentrația P total

Panta liniilor de regresie arată diferență dintre reacțiile chimice într-un bazin hidrografic mare (al râului Pilica, notat cu linie continuă) și într-un bazin hidrografic mic (râul Luciaza, notat cu linie punctată).

Atât materiile organice, cât și concentrația nutrienților sunt pozitiv corelate cu parametrii hidrologici ai râului la stațiile de monitorizare aflate la intrarea în lacul de acumulare.

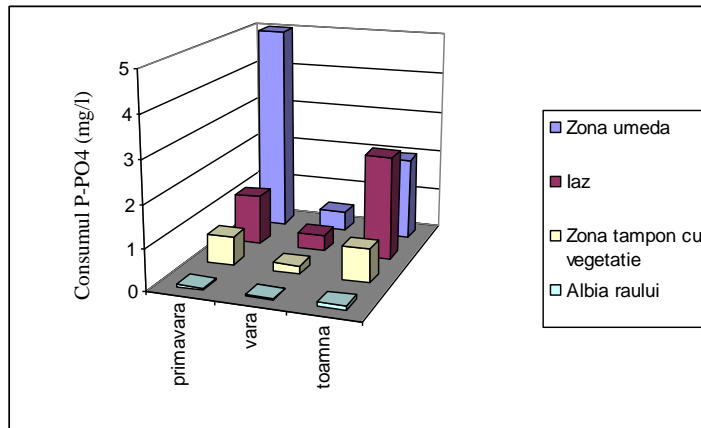


Fig. 4.15 Consumul fosfaților în sedimente în diferite tipuri de ecoton [Zalewski et al., 1998]

În cazul râului Pilica, la o scurgere stabilă nu se înregistrează o variabilitate mare a concentrației nutrienților. În perioadele ploioase, prin creșterea debitelor, crește și încărcarea cu nutrienți, în zonă fiind dominante sursele de poluare difuză.

În schimb, în cel de-al doilea bazin, de dimensiuni mult mai mici, se poate observa o influență mult mai mare a surselor de poluare punctuale și mai puțin a celor difuze. În timpul perioadelor ploioase se poate observa o creștere rapidă a debitelor și a concentrațiilor cu nutrienți. Acest fenomen se petrece deoarece, în primul rând sunt spălați nutrienții și materiile organice acumulate în sedimentele de pe patul albiei în timpul perioadelor de debite scăzute și în al doilea rând datorită debitelor de apă de ploaie provenite de la localitatea din vecinătate și transferate printr-un canal ocolitor în stația de epurare. Din aceste motive, aportul de nutrienți adus de către râul Luciaza în lacul de acumulare Sulejow în perioadele de ape mari este semnificativ.

Se poate observa în figura de mai jos că distribuția concentrației de P total are o formă histeresis în sens orar.

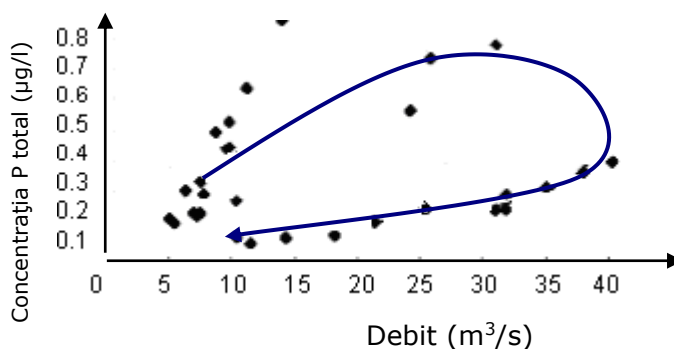


Fig.4.16 Relația între debit și concentrația de fosfați

Forma histeresis a curbei se explică prin faptul că în perioada inundațiilor, într-o primă fază odată cu creșterea debitelor sunt antrenate și sedimentele care după cum se știe acumulează nutrienți. Astfel în prima fază de creștere a debitelor, crește de asemenea și concentrația de fosfor total. După prima fază a inundației,

concentrația nutrienților însă scade brusc datorită reducerii sedimentelor care sunt spălate în prima fază și prin faptul că prin creșterea debitelor se diluează concentrațiile de poluanți provenite de la sursele de poluare, urmând ca, în faza de scădere a debitelor, după perioada viiturilor, scade și viteza apei, încep din nou procesele de sedimentare, concentrația de nutrienți scăzând de asemenea.

Relațiile de mai sus între parametrii hidrologici și cei chimici indică, că caracteristicile hidrologice determină disponibilul de nutrienți și în consecință pot afecta indirect succesiunea fitoplanctonului în lacurile de mică adâncime.

S-a constatat că există o corelație statistică semnificativă între inundațiile din primăvară prin raportul  $Q_{\text{mediu}}/\text{timp}$  și biomasa algelor.

Materiile în suspensie transportate cu, cursurile de apă pot sedimenta în aceste zone umede și pot fi consumate de către plante. Nutrienții dizolvați, în condiții climaterice favorabile (temperatură ridicată) pot fi asimilați de către vegetație în procesele de productivitate primară.

În prezentul studiu de caz, aportul de nutrienți adus în lacul de acumulare Sulejow de către râul Luciaza este doar 50% mai mic decât cel adus de către râul Pilica.

Deoarece costurile activităților de restaurare și a construcțiilor sunt mult mai mici pe cursurile de apă mici, o soluție de management cu costuri relativ mici ar fi amenajarea râului Luciaza pentru reducerea încărcării cu nutrienți a lacului de acumulare situat în aval.

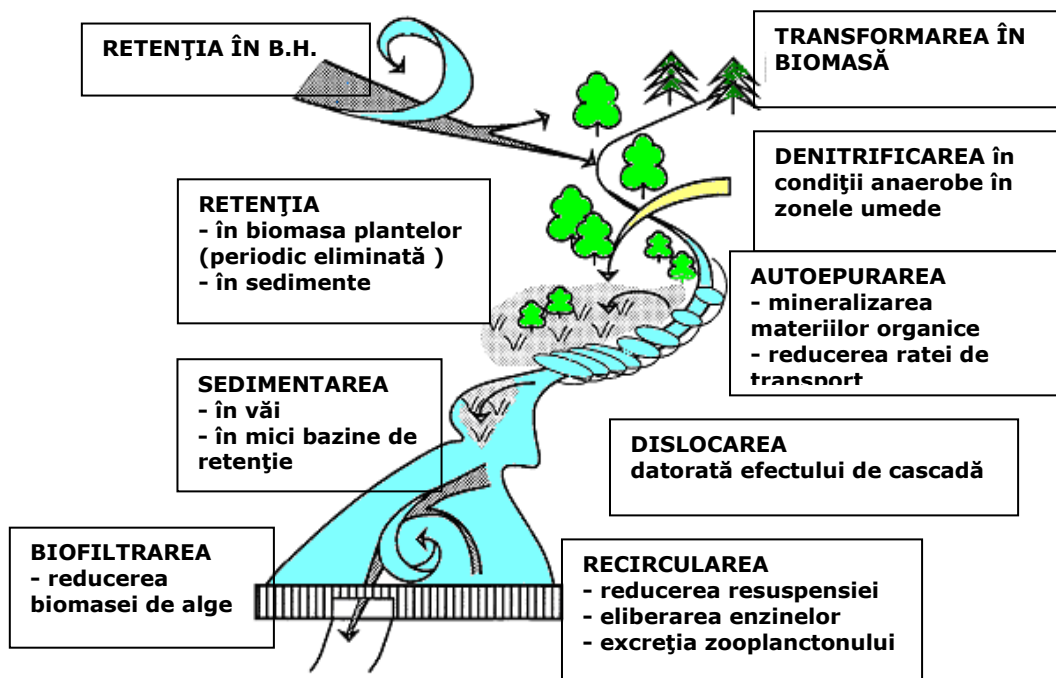


Fig. 4.17 Conceptul de restaurare a unui lac eutrofic de mică adâncime, aplicând diferite biotehnologii ca un exemplu de ecologie ingineriască la scara bazinului hidrografic în amonte de lacul de acumulare [Zalewski, 1997]

#### **4.4.2 Modelarea impactului fluctuațiilor de nivel în lacurile de acumulare asupra dinamicii populațiilor de pești și eutrofizarea lacurilor**

Una din problemele de mediu cele mai răspândite este cea a situațiilor conflictuale dintre necesarul de apă prelevat de om și necesarul de apă a fi reținut pentru sănătatea ecosistemelor acvatice.

În astfel de situații, conceptele ecohidrologiei sugerează ca coexistența omului și a echilibrului naturii se poate realiza prin creșterea capacității de absorbție a ecosistemelor sau prin capacitatea de refacere după perioada în care au fost supuse la stres. Această soluție este necesară mai ales în cazul lacurilor de acumulare create din lacurile naturale, în care vegetația și flora existentă au o capacitate de reziliență scăzută la modificările induse prin creșterea și fluctuațiile nivelului apei, odată cu începerea funcționării amenajării pentru scopurile proiectate.

În acest sens un studiu al efectelor variației nivelului asupra abundenței peștilor s-a făcut asupra lacului Haweswater, din NW Angliei ce a fost puternic modificat, fiind transformat dintr-un lac natural, într-un lac de acumulare cu scopul alimentării cu apă potabilă a unui oraș.

Scopul studiului a fost dezvoltarea unui model pentru explicarea scăderii abundenței unor specii de pești rare, deci de o importanță deosebită (scădere drastică în ultimii 30 de ani) prin fluctuațiile de nivel ale apei și să se poată prognoza capacitatea de refacere în viitor a speciei de pești.

Lacul este oligotrofic, activitățile de pescuit sunt limitate la cele de agrement, nu au fost introduse alte specii de pești nici deliberat, nici accidental. Totuși dezvoltarea unei colonii de cormorani a preocupat prin impactul potențial asupra diminuării populațiilor de pești existente în lac.

Plecând de la funcțiile vitale ale speciilor ca de ex. respirație sau nutriție, habitatele trebuie să îndeplinească minimul de cerințe pentru a îndeplini funcțiile vitale. Aceste cerințe trebuie să fie comparate cu condițiile abiotice actuale și viitoare pentru a se putea estima efectele asupra funcției vitale, așa numitele efecte singulare. Pentru aceste efecte trebuie să se prezică o marjă de nesiguranță.

În final efectele singulare pentru fiecare specie sunt unite pentru a obține o estimare cumulativă a posibilității de existență în viitor pentru fiecare specie. Pentru aceasta, efectele singulare sunt descrise prin termeni formali (ex. îmbunătățirea funcției respiratorii – neinfluențată – slab restricționată – puternic restricționată – inhibate) și unite după cum se poate vedea în figura de mai jos:

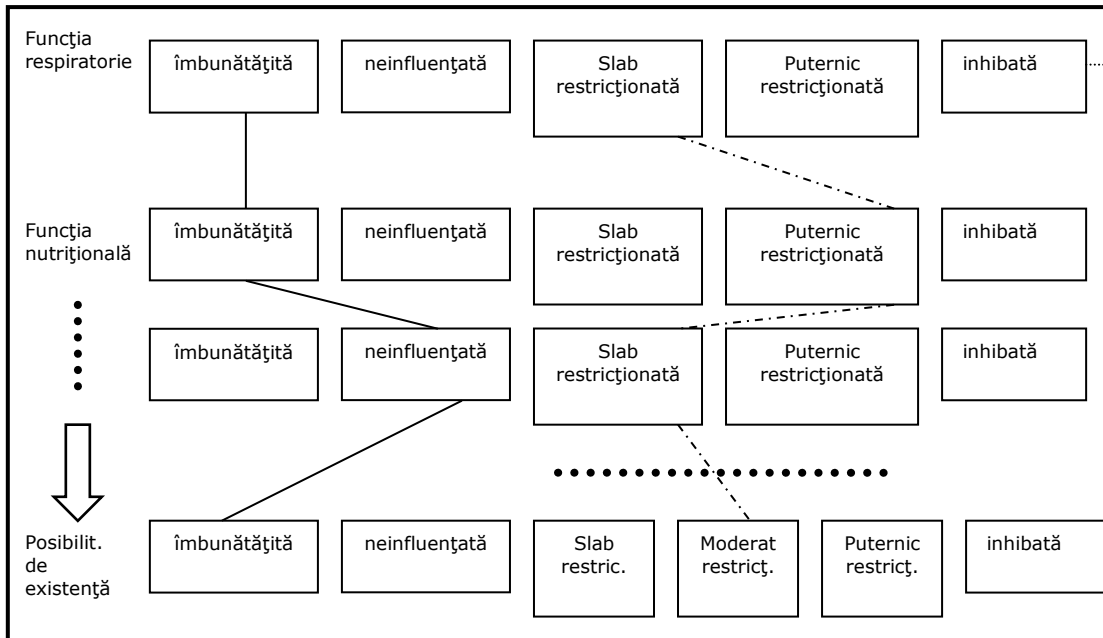


Fig. 4.18 Efecte asupra funcției vitale ale speciilor

Înregistrări zilnice ale nivelului apei au fost obținute pentru o perioadă de 23 de ani. Modelarea s-a făcut pe baza tabelor derivate din datele asupra vârstei, procentului de puiet și a ratei mortalității.

S-a folosit programul de modelare RAMAS (Program de Analiză a Riscului și Alternativelor de Management), versiunea 4.0 pentru determinarea și prognoza abundenței populațiilor și a altor caracteristici.

S-a făcut analiza corelativă între diferența de nivel și abundența speciilor pentru perioada studiată, împărțind-o în 3 perioade semnificative:

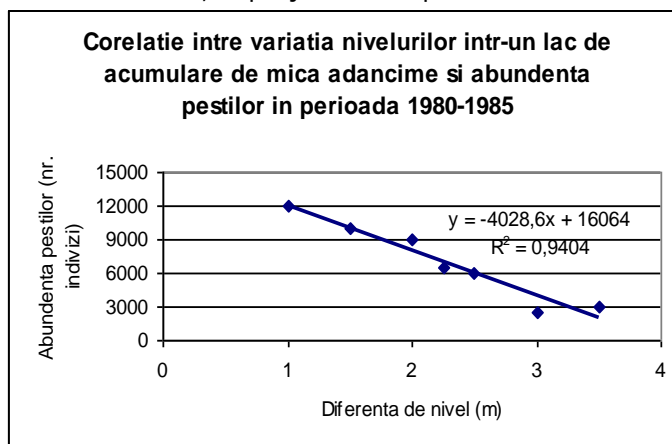


Fig.4.19 Corelația între variația nivelului într-un lacul de acumulare și abundența peștilor în perioada 1980 - 1985

Se poate observa în figura de mai sus în perioada 1980-1985 corelația negativă puternică între abundența peștilor și diferențele de nivel din lac.

În perioada 1985 - 1990 s-a mărit capacitatea lacului de acumulare, pentru a putea ulterior satisface alimentarea cu apă în zonă, abundența scăzând foarte mult prin rata de mortalitate foarte mare a larvelor și puietului.

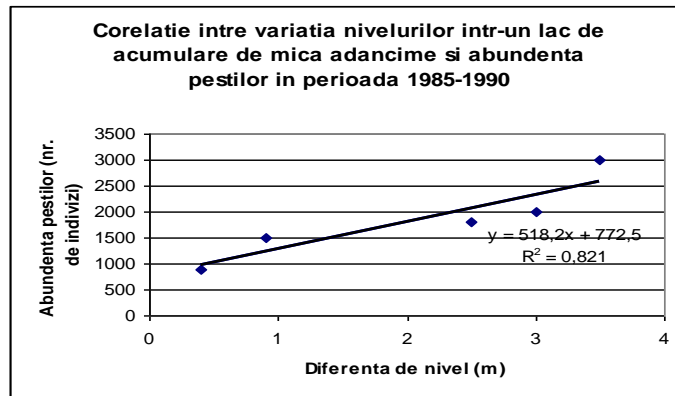


Fig.4.20 Corelația între variația nivelului într-un lac de acumulare și abundența peștilor în perioada 1985 - 1990

În perioada 1995-2003 se observă o corelație slabă între nivel și abundență, abundența fiind foarte scăzută (abundența fiind de doar 17% față de abundența înregistrată în prima perioadă) și cu tendințe de scădere în continuare.

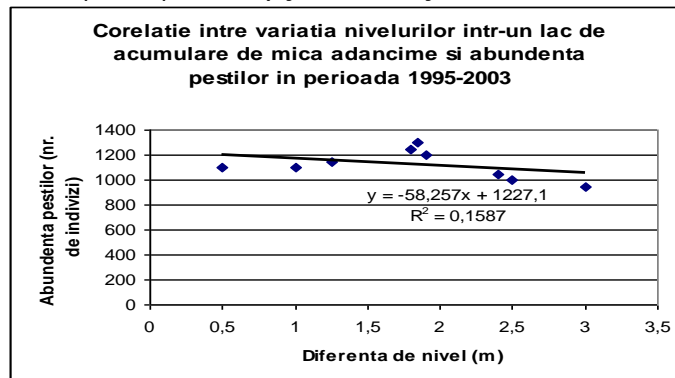


Fig. 4.21 Corelația între variația nivelului într-un lac de acumulare și abundența peștilor în perioada 1990 - 2003

S-a încercat modelarea datelor ținând cont de impactul nivelelor apelor asupra perioadei de incubare a icrelor luând în calcul diferite procente ale mortalității și frecvențe ale evenimentelor catastrofale.

Modelul a luat în calcul și impactul nivelului apei asupra incubării icrelor, luându-se o scară a mortalității de la 0 la 100% în cazul catastrofelor. Modelul a fost rulat și pentru a se obține o prognoză pentru următorii 20 de ani și pentru diferite frecvențe ale evenimentelor catastrofale (Fig.4.22).

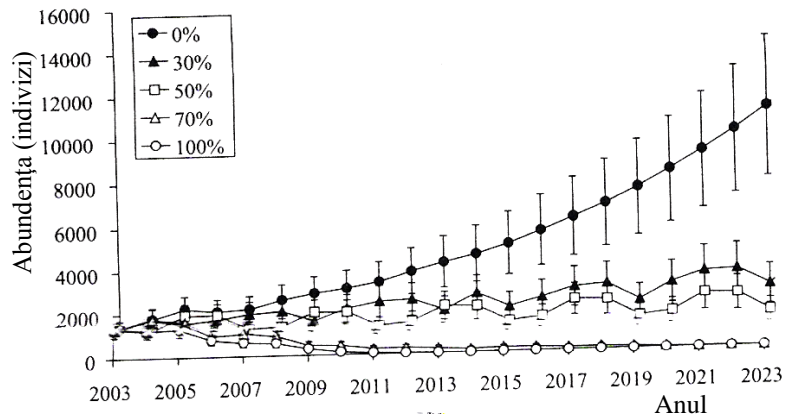


Fig.4.22 Abundența indivizilor prognozată la diferite frecvențe de apariție a unor evenimente catastrofale

Rezultatele modelului au arătat că scăderea nivelurilor în timpul perioadei de depunere și de incubare a icrelor poate explica o mare parte a variațiilor abundenței observate.

Populația de pești se prognozează că va crește rapid în cazul lipsei evenimentelor catastrofale. Această capacitate de refacere este foarte importantă datorită importanței strategice a lacului de acumulare, iar conservarea naturii trebuie să coexiste cu necesitățile operaționale ale lacului.

*Studiul indică faptul că dacă nivelul apei este gestionat ținând cont și de perioada de depunere și incubare a icrelor, atunci populațiile de pești se vor reface în condițiile în care lacul este operațional și pentru alimentarea cu apă a populației.*

Modelul a fost aplicat cu succes și pe un alt lac, succes datorat și asemănărilor dintre cele două lacuri.

După cum se știe, abundența peștilor poate menține controlul eutrofizării lacurilor prin consumul algelor.

Un model de calcul propus de Jorgensen (2004) este Modelul dinamic structural ce conține schematic următorii pași :



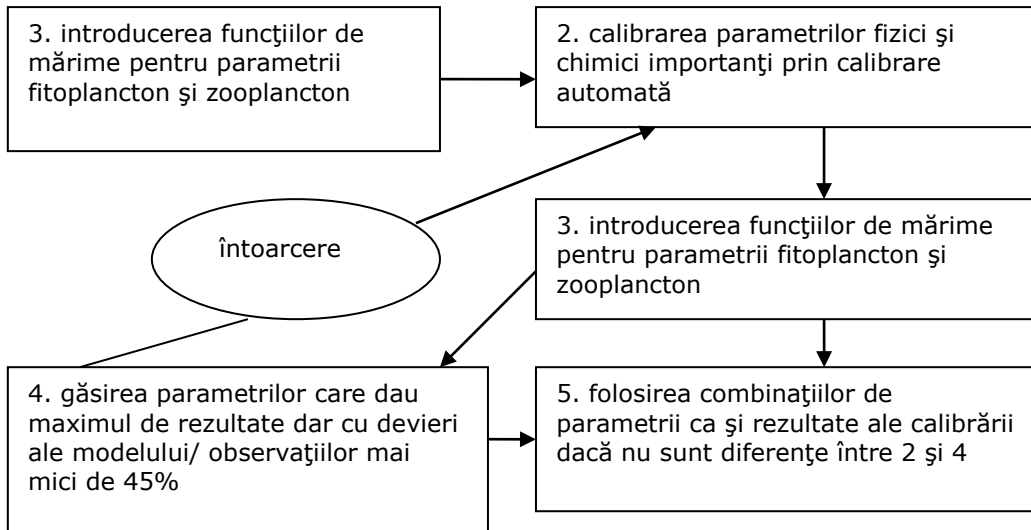


Fig.4.23 Procedura aplicată SDM [Jorgensen, 2004]

SDM se poate folosi atât pentru diferite specii, cât și pentru diferiți parametrii.

Se folosește logaritmul în baza 10 a mărimii fitoplanctonului și zooplanctonului, iar calibrarea modelului se face printr-o metodă automată pentru 4 parametrii care au o sensibilitate relativ mare la fitoplancton. Aceștia sunt rata de mineralizare a detritului, rata de depunere a detritului și ratele de eliberare a azotului și fosforului din sediment în coloana de apă.

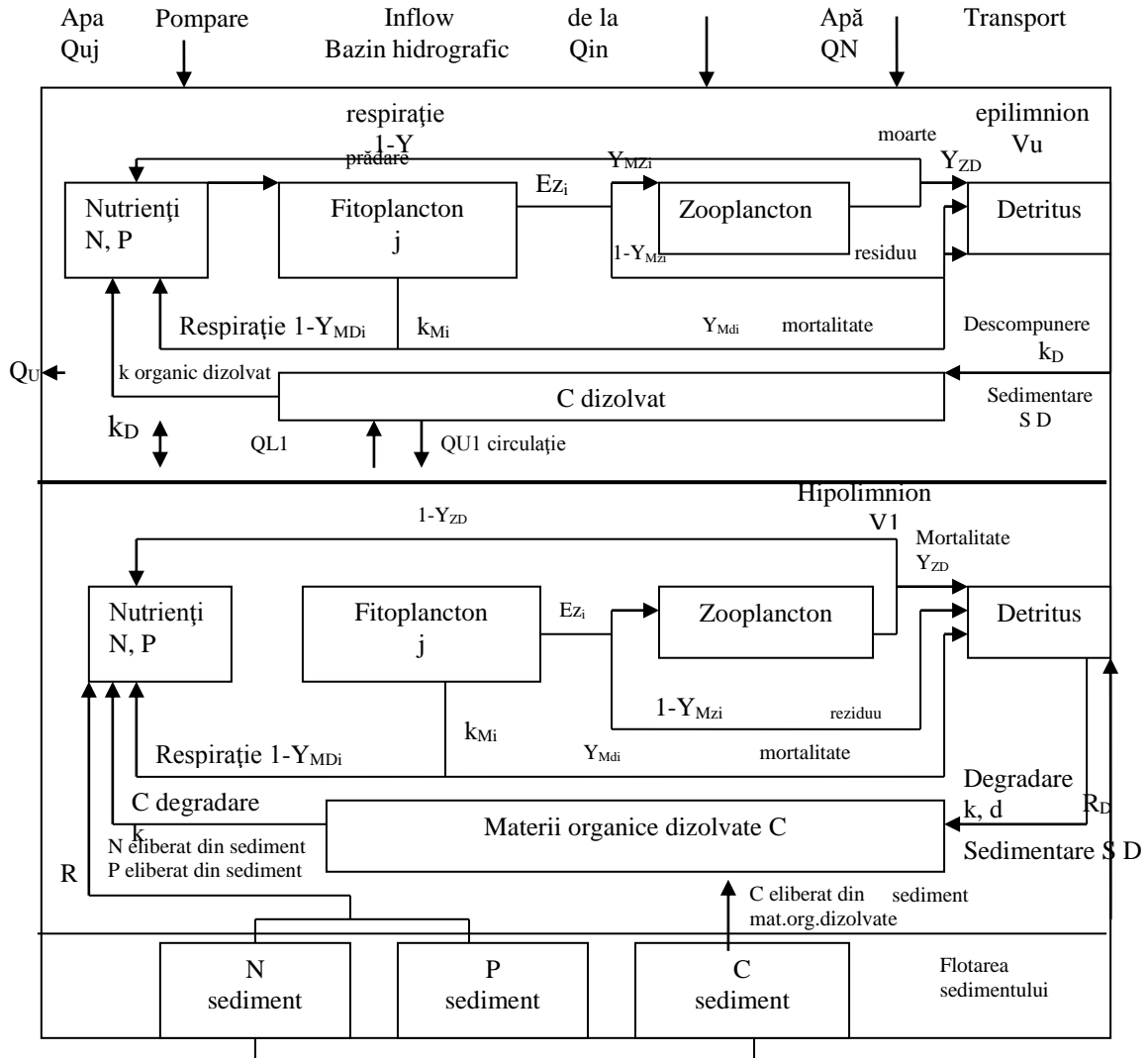


Fig.4.24 Diagrama conceptuală unui model bi-strat aplicat

Parametrii fitoplanctonului și zooplanctonului (rata de creștere, rata mortalității, etc) sunt exprimate prin mărimea organismelor.

Cea mai bună combinație găsită este aceea care dă cea mai mică deviație standard a rezultatelor modelate / valorile măsurate ale variabilelor de stare. Cea mai importantă variabilă de stare este fitoplanctonul. Se recomandă să se folosească serii aproximativ apropiate pentru cei patru parametri pentru o calibrare, dar să se facă de ex. 81 sau mai multe combinații ale acestor parametri pentru acoperirea unei serii cât mai mari. Aceste combinații trebuie folosite iterativ.

La un nivel ridicat al eutrofizării, efecte pozitive semnificative le poate avea mărirea debitelor afluențe, în condițiile în care este constantă concentrația de nutrienți sau creșterea debitelor afluențe în lunile de primăvară cu o scădere corespunzătoare la sfârșitul toamnei și în iarnă în care concentrația nutrienților a

fost neschimbată. Prin creșterea debitelor afluențe sunt spălați efectiv nutrienții și fitoplanctonul, efectele acestora sunt și mai pronunțate atunci când această spălare se face înainte de înflorirea algelor primăvara și vara.

La nivele scăzute ale eutrofizării, rezultatele metodelor ecohidrologice sunt modeste.

#### 4.4.3 Studiul integrat cantitate/calitate asupra cursului de apă Bega

Este bine cunoscut faptul că, cursurile de apă sunt ecosisteme caracterizate printr-o mare variabilitate spațială și temporală, debitele controlând funcționarea lor fizică și biologică.

Studiul integrat cantitate/calitate s-a efectuat asupra cursului de apă Bega, afluent de ordinul 1 ai Dunării, având o lungime de 1418 km și suprafața bazinului hidrografic de 4470 km<sup>2</sup>. Este studiată calitatea apei într-un an hidrologic normal prin aportul surselor de poluare punctuale la degradarea calității apei, iar apoi s-au analizat efectele inundațiilor produse în aprilie 2005 prin modificările survenite și consecințele asupra calității și ecologiei apei, folosind baza de date pentru 4 secțiuni monitorizate: Luncani, Balint, Timisoara și Otelec.

În final sunt propuse măsuri pentru îmbunătățirea calității apei, prin mărirea capacității de autoepurare a cursurilor de apă și implicit păstrarea echilibrului ecosistemelor.

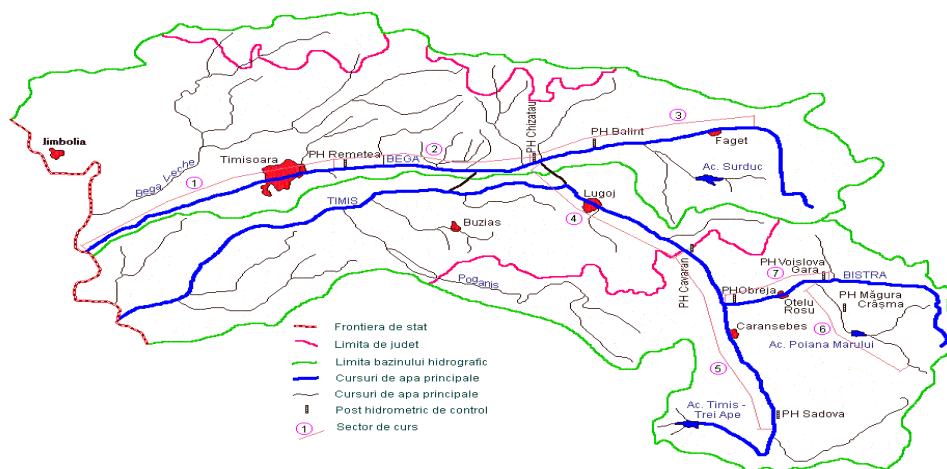


Fig.4.25 Delimitarea bazinului studiat

Când materia organică, cum ar fi cea provenită din apele uzate menajere, sau când dejecțiile animale sunt evacuate într-un curs de apă, sunt descompuse de către bacterii și alți compuși în compuși mai stabili.

Cifrele din figura de mai jos arată ca exemplu schematic modul în care apele brute menajere provenite de la o localitate cu  $x$  locuitori afectează calitatea unui curs de apă cu o scurgere de  $2.8\text{m}^3/\text{s}$ .

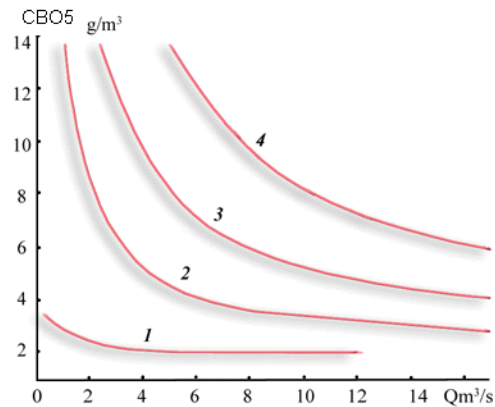


Fig.4.26 Calitatea apelor urbane în funcție de nr. populației

1 – localitate cu 10 mii de locuitori; 2 – 100 mii de locuitori; 3 – 200 mii de locuitori; 4 – 300 mii de locuitori

Dacă oxigenul este deja prezent în apă, iar încărcarea cu materii organice nu este foarte mare, procesele de oxidare se petrec fără o scădere semnificativă a conținutului de oxigen dizolvat.

Dacă în schimb cantitatea de oxigen existentă este limitată sau încărcarea este prea mare, se petrec procese anaerobe, oxidarea nu este eficientă, producându-se substanțe toxice nedorite în apă, cum sunt acizii și metanul.

În anexa I sunt prezentate principalele surse de poluare punctiforme și difuze de pe r. Bega și aportul pe care acestea le aduc cursului de apă [Direcția Apelor Banat].

Dintre sursele de poluare prezentate, conform reglementărilor Directivei Cadru 60/2000/EC o singură sursă de poluare este considerată semnificativă și anume stația de epurare.

Trebuie precizat că se consideră presiuni semnificative presiunile care au ca rezultat neatingerea obiectivelor de mediu pentru corpul de apă studiat în funcție de criteriile impuse de ICPDR, prezentate în anexa I, verificate utilizând metoda integrată METIMPRO. [Planul de Management al Spațiului Hidrografic Banat]

Stația de epurare este cel mai mare poluator al Canalului Bega pe tronsonul aval Timișoara – frontieră. Sistemul centralizat de canalizare din municipiul Timișoara deservește cca. 850000 locuitori echivalenți.

Unitatea are o stație de epurare cu trepte mecanică și mecano-biologică și evacuează prin intermediul a două guri de evacuare în Canalul Bega. Capacitatea de epurare existentă este de 2000 l/s (pe ambele guri). Epurarea este insuficientă și necorespunzătoare, stația fiind veche și nefiabilă, s-a făcut o analiză cu standardele de calitate în vigoare (NTPA 001/2002 (Anexa II)), rezultatele arătând depășiri la indicatorii: suspensii (între 95,41 mg și 110.944 mg), CBO5 (între 48,5 mg și 50,993 mg), amoniu (33,88 mg), Cu (0,118 mg), extractibile (între 27,075 și 28,678 mg), CCOOCr (între 147,677 mg și 167,77 mg), produse petroliere (1,548 mg), N total (între 36,073 mg și 36,953mg) și P total (între 9,455 mg și 10,403 mg).

Pentru determinarea gradului de dependență sau independență dintre variabile, a fost aplicat un program de modelare statistică a datelor – XLSTAT, prin

analiza în componente principale, calcularea coeficientului de corelație Pearson ce corespunde coeficientului clasic linear de corelație.

Analiza a fost aplicată pentru 6 parametri fizici și chimici și 3 param. biologici.

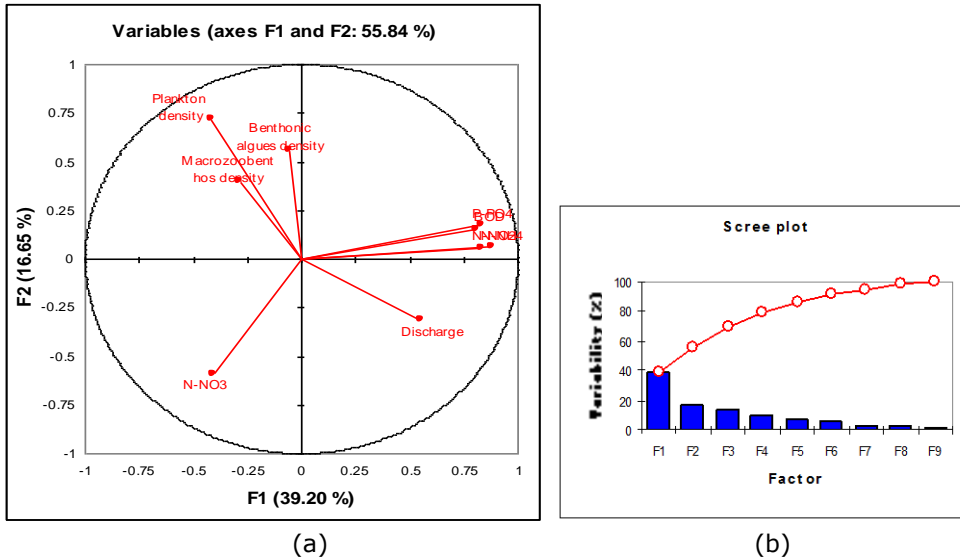


Fig.4.27 (a) Reprezentarea grafică a analizei de corelație;  
(b) Contribuția axelor (eigenvalue)

Înainte de modelare datele au fost transformate în log10, rezultatele fiind prezentate în Anexa III.

Primele două axe însumează 55,47% din varianța totală. Axele corespund pentru axa x-nutrienți și axa y – factorii biotici.

Interpretarea datelor arată că debitul influențează semnificativ concentrația N-NH4, iar între NO2 și densitatea planctonului este o corelație negativă, iar creșterea concentrației de fosfați influențează conținutul de oxigen dizolvat din apă.

De asemenea, datorită proceselor de eroziune ce sunt amplificate în perioadele de viituri, se constată o descreștere a populațiilor de nevertebrate benthice, prin spălarea substratului și pierderea zonelor de reproducere.

În figurile de mai jos se arată spre exemplificare corelațiile între temperatura apei și oxigenul dizolvat, respectiv între azotiți și densitatea planctonului pentru lunile martie, mai, septembrie:

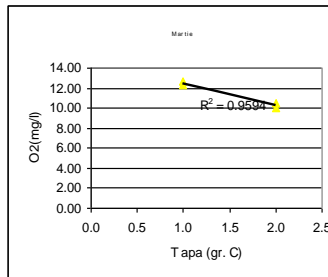


Fig.4.28

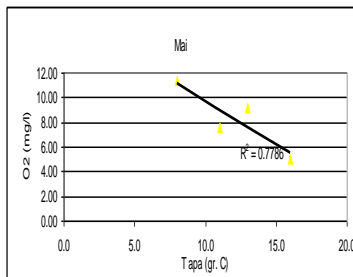


Fig.4.29

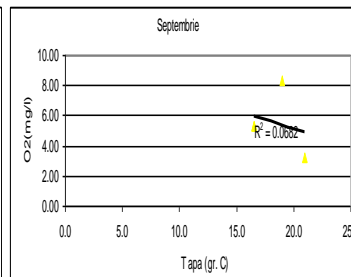


Fig.4.30

Fig. 4.28-4.30 Corelații între temperatura apei și cantitatea de oxigen dizolvat

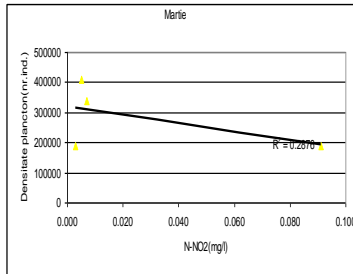


Fig.4.31

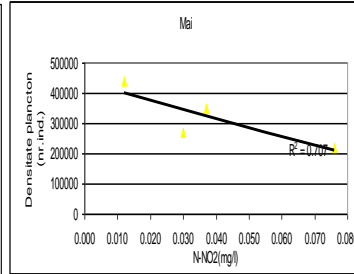


Fig.4.32

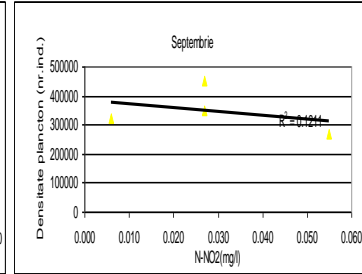
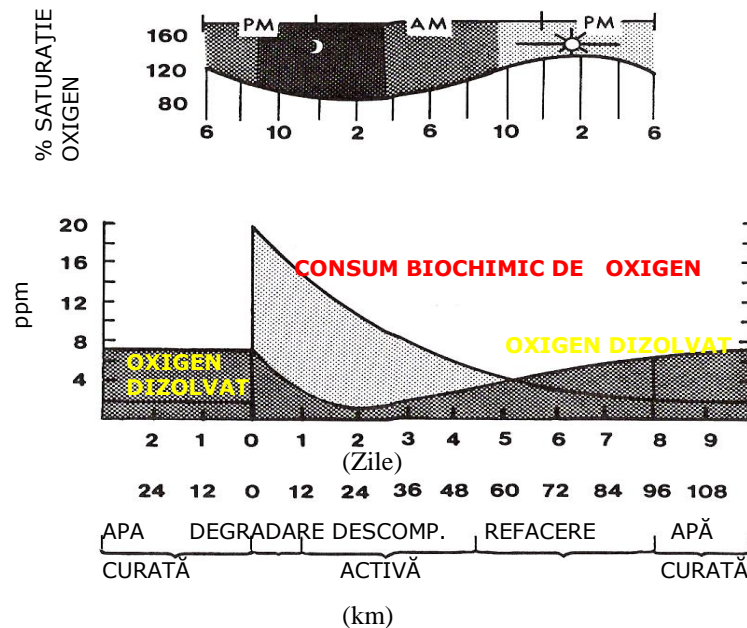


Fig.4.33

Fig.4.31-4.33 Corelații între concentrația de azotiți și densitatea planctonului

Au fost alese ca și semnificative lunile martie, mai și septembrie, datorită variabilității debitelor și a dezvoltării planctonului.

În figura de mai jos (4.34) este ilustrată seria de modificări ce survin în aval de o secțiune cu o încărcare în poluanți mare cum este cazul stației de epurare.

Fig.4.34 Variația CBO<sub>5</sub> și a oxigenului dizolvat aval de o sursă de poluare

CBO<sub>5</sub> – ul crește instantaneu în punctul de descărcare, care este urmat apoi de o reducere a concentrației oxigenului dizolvat în aval.

Creșterea bacteriană crește exponențial în zonele de degradare și descompunere.

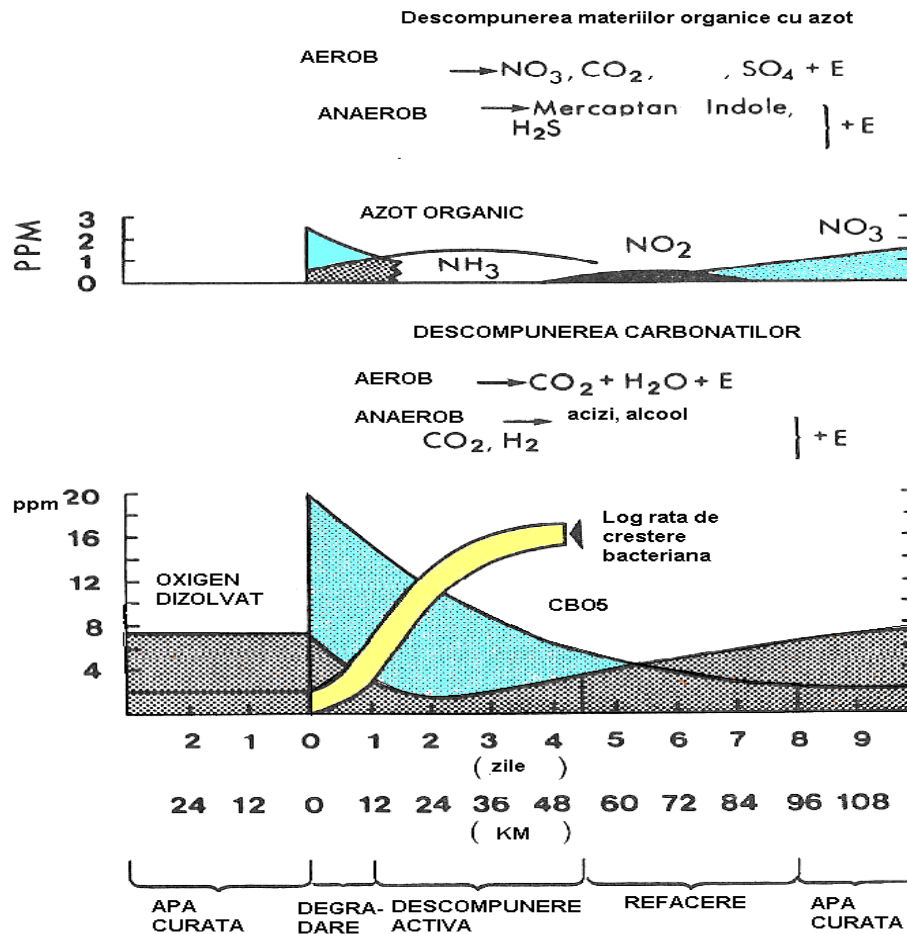


Fig. 4.35 Relația dintre creșterea bacteriană la modificarea consumului de oxigen, datorită apei brute uzate în cursul de apă [după Bartsch și Ingram, 1959]

Mergând mai departe în analiza calitativă a cursului de apă Bega, a fost studiată și influența pe care o au viiturile asupra ecosistemelor acvatice și a capacității de diluție a poluanților. Studiul s-a făcut utilizând baza de date pentru anii 2004 (an considerat normal d.p.d.v. hidrologic) și 2005 (cu inundații istorice în luna aprilie), datele de la cele 4 secțiuni de monitorizare: Luncani, Balint, Timisoara și Otelec.

În continuare este prezentată variația principalilor parametri, în funcție de timp pentru secțiunile monitorizate.

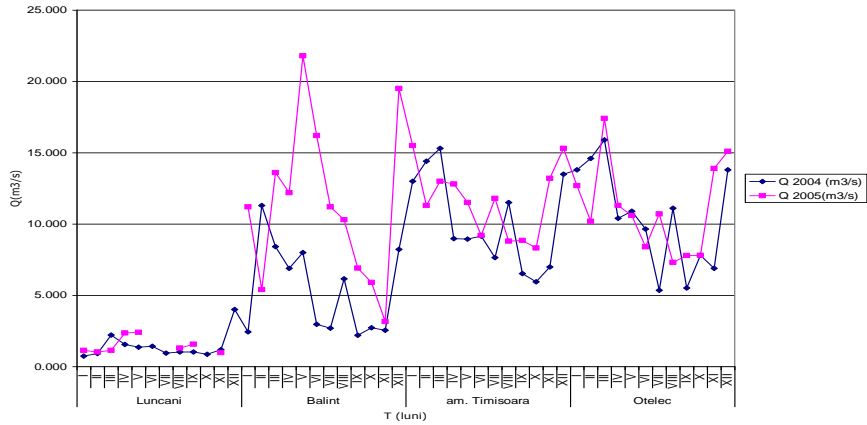


Fig.4.36 Variația debitelor pe r. Bega pe perioada considerată (2004-2005)

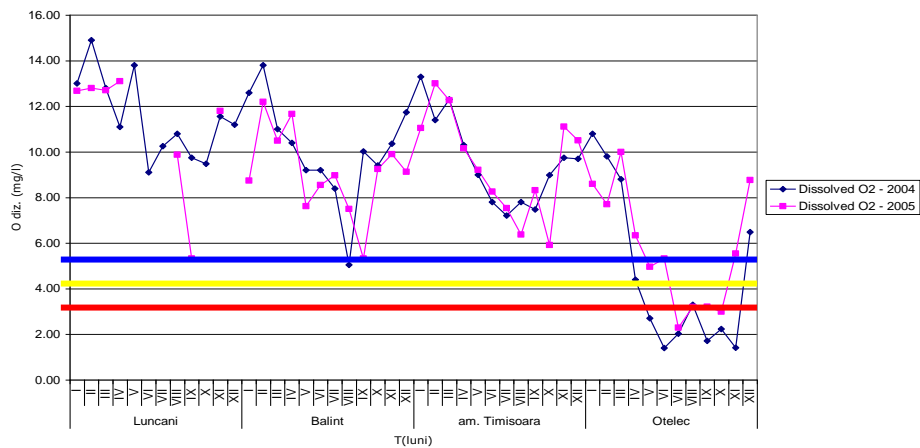


Fig. 4.37 Variația oxigenului dizolvat pe r. Bega 2004-2005 și limitele pentru clasele de calitate I (albastru), II (galben) și III (roșu)



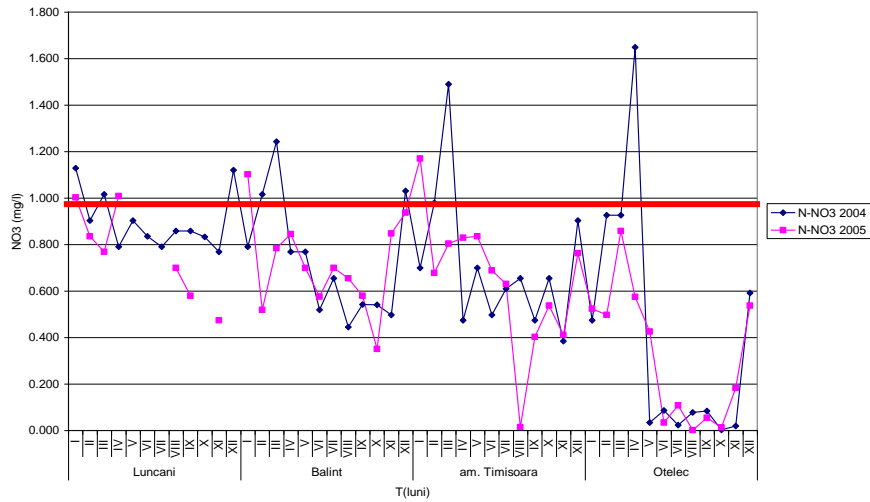


Fig.4.38 Variația nitraților pe r. Bega 2004-2005

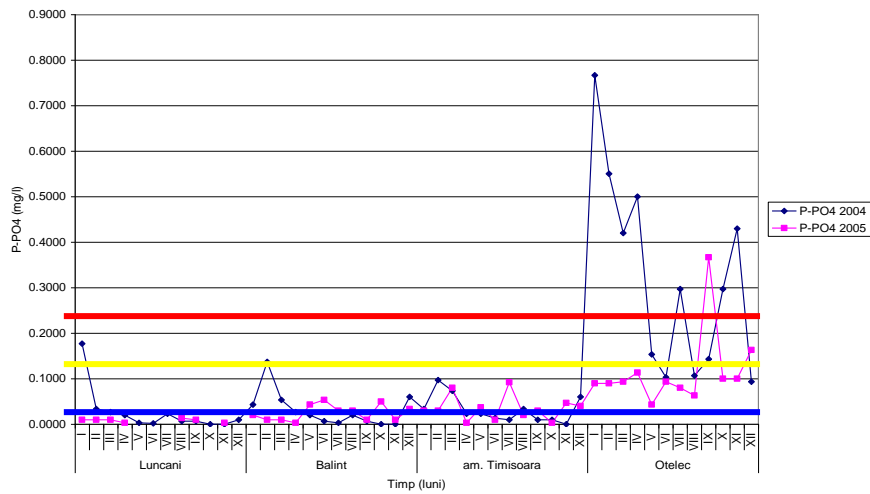


Fig. 4.39 Variația fosfaților pe r. Bega 2004-2005

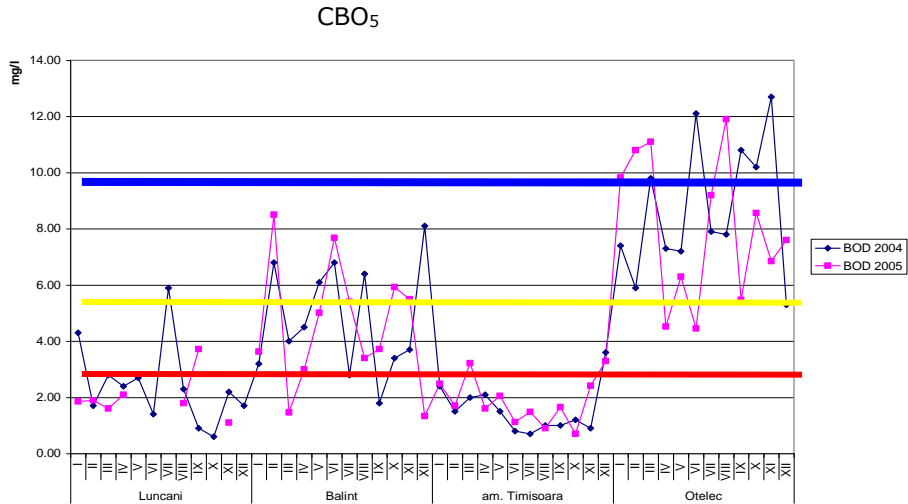


Fig.4.40 Variația CBO<sub>5</sub> (BOD) pe r. Bega 2004-2005

La toate statiile analizate, debitele de varf inregistrate in aprilie 2005, depasesc de 10 ori debitele inregistrate in 2004.

S-a analizat variația principalilor parametri hidrologici și ecologici pentru lunile semnificative: martie, mai și septembrie. (Fig.4.34-4.36 )

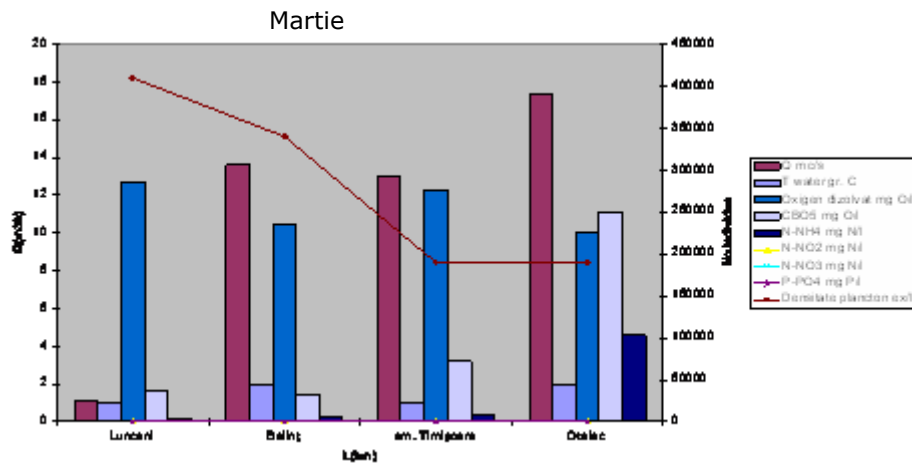


Fig. 4.41 Variația parametrilor în cele 4 secțiuni în luna martie

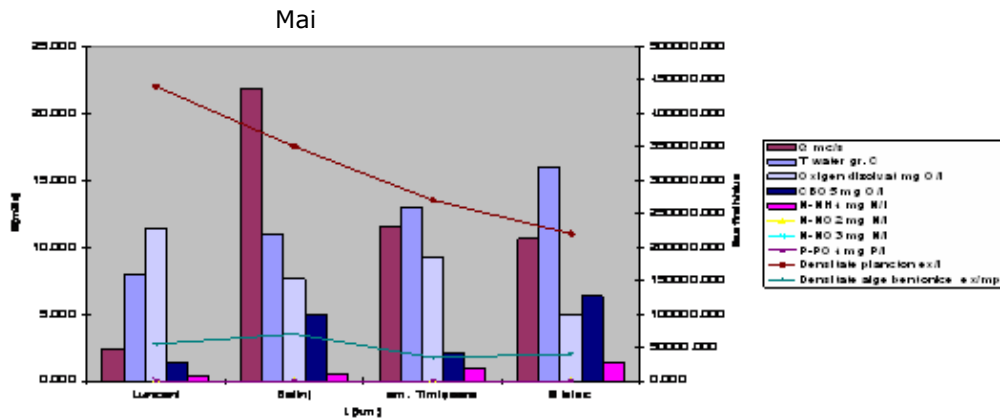


Fig.4.42 Variația parametrilor în cele 4 secțiuni în luna mai

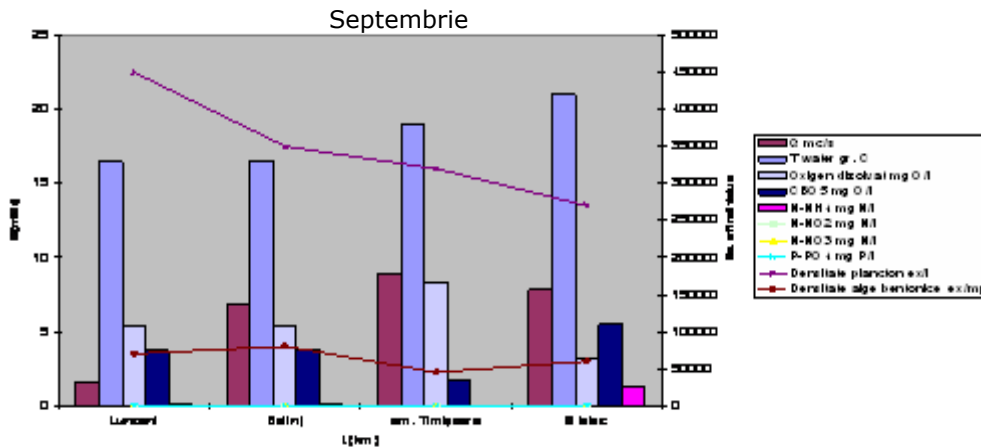


Fig.4.43 Variația parametrilor în cele 4 secțiuni în luna septembrie

Caracteristicile hidraulice (debitul, adâncimea, lățimea, panta, viteza de curgere a apei curenți ascensionali sau laterali în albie, relieful fundului cursului de apă care determină vârtejuri, neregularitatea și intensitatea vârtejurilor etc.), influențează amestecul apelor uzate cu apele cursurilor de suprafață.

Amestecul complet are loc în timp la o anumită distanță de punctul de vărsare, iar până la punctul de amestec complet numai o parte din debitul cursului de apă, denumită debit de diluție, se amestecă cu apele uzate. De asemenea, pe porțiunea de calcul a cursului de apă au loc diferite grade de diluție n, date de relația:

$$n = \frac{a \times Q}{q} \tag{4.6}$$

în care:

a x Q- debitul de diluție al cursului de apă, în m<sup>3</sup>/s;

a- coeficientul de amestec a apei din cursul de apă cu apa de la stația de epurare;

$$a = \frac{1 - e^{-\alpha \sqrt[3]{L}}}{1 + \frac{Q}{q} e^{-\alpha \sqrt[3]{L}}} \leq 1 \quad (4.7)$$

$$\alpha = \varepsilon \cdot \varphi \cdot \sqrt[3]{\frac{Dt}{D}} \quad (4.8)$$

Q- debitul de calcul al cursului de apă, considerat ca debit mediu lunar minim cu asigurarea 95%;

q- debitul de calcul al apelor uzate, considerat ca debit maxim zilnic, în m<sup>3</sup>/s.

în care:

a- coeficient de amestec a apei din cursul de apă cu apa de la stația de epurare

$\alpha$  - coeficient funcție de condițiile hidraulice

$\varepsilon$  - coeficient funcție de sursa de poluare = 1-1.5

$\Phi$  - coeficient de sinuozitate al cursului de apă

Autoepurarea în condiții anaerobe are loc sub acțiunea unor protozoare și bacterii anaerobe, care își preiau oxigenul necesar vieții din descompunerea unor substanțe oxidate (carbonați, sulfati, nitrați etc). În lipsă parțială sau totală de oxigen se dezvoltă fenomene de putrefacție, alcătuite din procese de oxidare și de reducere.

În momentul introducerii apelor de scurgere ce conțin substanțe organice începe să se consume din oxigenul dizolvat pentru mineralizarea acestor substanțe.

În prima fază de oxidare viteza consumului de oxigen poate fi considerată proporțională cu cantitatea de substanțe organice care se găsesc în apele de scurgere, procesul consumului de oxigen putând fi exprimat prin relațiile:

$$L_t = L_0 \times 10^{-K_1 \times t} \quad X_t = L_0 \times (1 - 10^{-K_1 \times t}) \quad (4.9-4.10)$$

în care:

L<sub>t</sub> - este CBO<sub>5</sub> al amestecului apei cursului de suprafață cu apa de scurgere după timpul t de la începutul consumului de oxigen, în mg/l;

L<sub>0</sub> - CBO<sub>5</sub> al amestecului apei cursului de apă cu apa de scurgere în mg/l;

X<sub>t</sub> - cantitatea de oxigen biochimic consumat în timpul t;

K<sub>1</sub> - constanta vitezei de consum a oxigenului, în zile<sup>-1</sup> ;

t - timpul consumului de oxigen, în zile.

Viteza de dizolvare a oxigenului în cursul natural de apă este proporțională cu deficitul de oxigen, adică cu lipsa de oxigen până la cantitatea corespunzătoare saturației complete la temperatura respectivă, procesul de reaerare putând fi exprimat prin relația:

$$D_t = D_0 \times 10^{-K_2 \times t} \quad (4.11)$$

în care:

D<sub>t</sub> - este deficitul de oxigen din apa cursului de suprafață după timpul t de la începutul procesului, în mg/l;

D<sub>0</sub> - deficitul de oxigen din apa cursului de suprafață la începutul procesului, în mg/l;

K2- constanta vitezei de dizolvare a oxigenului, în zile-1, care depinde de viteza și adâncime cursului de apă, de natura mediului, de adâncimea suprafeței de contact, de turbulență, de căderi, de elemente care produc agitația apei etc. Această constantă se determină prin experimentări în condiții în care are loc dizolvarea oxigenului.

t- timpul în care are loc procesul de completare a oxigenului prin reaerare în zile.

Luând în considerare și consumul de oxigen și completarea oxigenului se poate scrie relația:

$$D_t = \frac{K_1 \times L_0}{K_2 - K_1} \times (10^{-K_1 \times t} - 10^{-K_2 \times t}) + D_0 \times 10^{-K_2 \times t} \quad (4.12)$$

pe care derivând-o în raport cu t și anulând rezultatul se obține t<sub>cr</sub>, adică timpul critic corespunzător deficitului critic (maxim) P<sub>cr</sub>:

$$t_{cr} = \frac{\lg \left\{ \frac{K_2}{K_1} \times \left[ 1 - \frac{D_0 \times (K_2 - K_1)}{K_1 \times L_0} \right] \right\}}{K_2 - K_1} \quad (4.13)$$

Deficitul critic D<sub>cr</sub> este dat în acest caz de relația:

$$D_{cr} = \frac{K_1 \times L_0}{K_2 - K_1} \times (10^{-K_1 \times t_{cr}} - 10^{-K_2 \times t_{cr}}) + D_0 \times 10^{-K_2 \times t_{cr}} \quad (4.14)$$

Pentru a evidenta rezultatele și interpretarea lor, s-a folosit și analiza sub forma de arbore pentru r. Bega.

*Puncte monitorizate*

*Tab.4.1*

|                |         |        |               |        |         |        |               |        |
|----------------|---------|--------|---------------|--------|---------|--------|---------------|--------|
| <i>Nr.crt.</i> | Obs 1   | Obs2   | Obs 3         | Obs 4  | Obs 5   | Obs 6  | Obs 7         | Obs 8  |
| <i>Luna</i>    | I       | I      | I             | I      | II      | II     | II            | II     |
| <i>stația</i>  | Luncani | Balint | Am. Timisoara | Otelec | Luncani | Balint | Am. Timisoara | Otelec |

|                |         |        |               |        |         |        |               |        |
|----------------|---------|--------|---------------|--------|---------|--------|---------------|--------|
| <i>Nr.crt.</i> | Obs 9   | Obs10  | Obs11         | Obs12  | Obs13   | Obs14  | Obs15         | Obs16  |
| <i>Luna</i>    | III     | III    | III           | III    | IV      | IV     | IV            | IV     |
| <i>stația</i>  | Luncani | Balint | Am. Timisoara | Otelec | Luncani | Balint | Am. Timisoara | Otelec |

|                |         |        |               |        |         |        |               |        |
|----------------|---------|--------|---------------|--------|---------|--------|---------------|--------|
| <i>Nr.crt.</i> | Obs 17  | Obs18  | Obs19         | Obs20  | Obs21   | Obs 22 | Obs 23        | Obs 24 |
| <i>Luna</i>    | V       | V      | V             | V      | VI      | VI     | VI            | VII    |
| <i>stația</i>  | Luncani | Balint | Am. Timisoara | Otelec | Luncani | Balint | Am. Timisoara | Balint |

|                |               |        |         |        |               |        |         |        |
|----------------|---------------|--------|---------|--------|---------------|--------|---------|--------|
| <i>Nr.crt.</i> | Obs 25        | Obs26  | Obs27   | Obs28  | Obs29         | Obs 30 | Obs31   | Obs32  |
| <i>Luna</i>    | VII           | VII    | VIII    | VIII   | VIII          | VIII   | IX      | IX     |
| <i>stația</i>  | Am. Timisoara | Otelec | Luncani | Balint | Am. Timisoara | Otelec | Luncani | Balint |

|                |               |        |        |               |        |         |        |
|----------------|---------------|--------|--------|---------------|--------|---------|--------|
| <i>Nr.crt.</i> | Obs 33        | Obs34  | Obs35  | Obs36         | IX     | IX      | Obs39  |
| <i>Luna</i>    | IX            | IX     | X      | X             | X      | X       | XI     |
| <i>stația</i>  | Am. Timisoara | Otelec | Balint | Am. Timisoara | Otelec | Luncani | Balint |

|                |               |        |         |        |        |
|----------------|---------------|--------|---------|--------|--------|
| <i>Nr.crt.</i> | Obs40         | Obs 41 | Obs42   | Obs43  | Obs44  |
| <i>Luna</i>    | XI            | XI     | XII     | XII    | XII    |
| <i>stația</i>  | Am. Timisoara | Otelec | Luncani | Balint | Otelec |

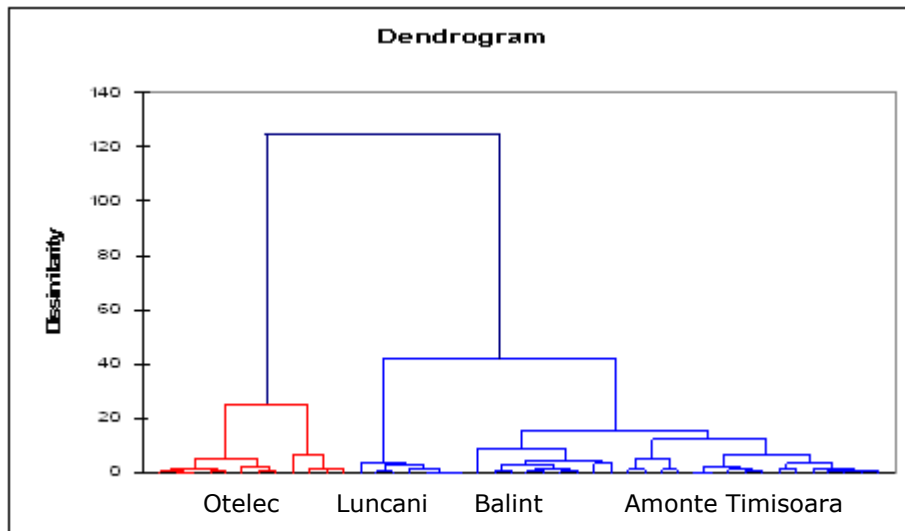


Fig. 4.44 Analiza sub formă de arbore (analiza cluster)

Se poate observa ca s-au format doi arbori principali. Primul contine sectorul Otelec, care este cel mai afectat de poluare si de asemenea de o mare variatie a regimului apei in aprilie 2005, celalalt arbore format din sectoarele: Luncani (sector de referință), Balint, amonte Timișoara - fiind mai stabil.

Se poate observa ca nu au fost inregistrate variatii mari ale debitelor in aval de Balint datorita interconexiunii Costei. Sistemul Timis-Bega prin dubla derivație Coștei – Topolovăț a fost proiectat sa protejeze Timișoara de inundatii și în același timp să asigure debitul necesar de apă alimentării orașului Timișoara în perioadele secetoase.

De asemenea, se poate observa ca in timpul inundatiilor cantitatea de nutrienti, in special fosfati a scazut (pentru acelasi sector), dar s-a mentinut o

valoare ridicata egala in aval de Timisoara. Explicatia poate fi ca astia au fost spalati de pe sol in perioadele de inundatii, neavand timp apoi pentru a fi absorbiti de sol.

Canalul de derivatie produce presiuni hidromorfologice, in special asupra florei si biotei din avalul sistemului, dar regimul pe r. Timis nu se poate spune ca a fost mult influentat de catre debitele primite de pe r. Bega.

Pentru înlăturarea nutrienților proveniți de la rețelele de canalizare (atunci când capacitatea stației de epurare este depășită), sau pentru reducerea poluării difuze, provenite prin spălarea îngrășămintelor de pe terenurile agricole, în continuare sunt propuse două soluții.

Una dintre ele este crearea unei zone tampon în aval de stația de epurare pentru reținerea nutrienților. Pe baza hărților aeriene (Fig. 4.45 - 4.47) și a măsurătorilor topografice ale zonei, se pot propune locațiile cele mai favorabile pentru crearea unor zone tampon sau se pot îmbunătăți zonele cu vegetație deja existente pe maluri.

Este foarte important un management corespunzător și monitorizarea acestor zone. Se recomandă plantarea unor specii ușor de controlat ce au un consum de nutrienți mare.



Fig. 4.45 Fotografie aeriană. Stația de epurare Timișoara

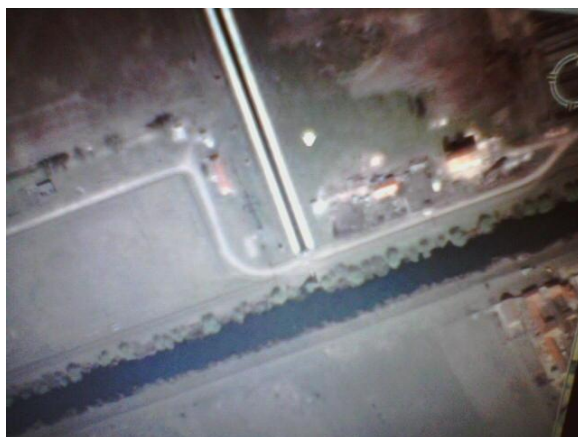


Fig. 4.46 Canalul descărcător, stația de epurare Timișoara



Fig.4.47 Zonă propusă a fi transformată în zonă tampon

În condițiile de față se recomandă lățirea unei zone tampon existente și plantarea unor specii ușor de controlat, formate din arbuști și plante acvatice cu o capacitate mare de reținere a nutrienților, iar prin lucrări hidrotehnice, realizarea unei devieri a cursului de apă spre zona creată și monitorizarea parametrilor la limitele zonei.

O altă metodă propusă este **aerarea**.

Trebuie menționate efectele benefice ale aerării:

- ajută la controlul algelor, a nămolului organic și a plantelor acvatice
- accelerează procesele de degradare a vegetației moarte
- ajută la prevenirea mortalității peștilor

În continuare vor fi prezentate câteva studii ale efectelor aerării ca metodă propusă pentru reducerea poluării cursurilor de apă și a eutrofizării lacurilor studii în situ și în laborator din străinătate și de la noi din țară, precum și metode propuse.

#### 4.4.3.1 Aerarea artificială, studiu experimental pentru creșterea eficienței înlăturării poluanților

Disponibilul de oxigen, de obicei scăzut vara, este chiar și mai limitat iarna. În studiul de caz de mai jos este prezentată contribuția aerării artificiale pentru înlăturarea poluanților vara și iarna [Ouellet – Plamondo, C. et al, 2006].

Studiul s-a efectuat într-o seră, în condiții controlate, la Grădina Botanică din Montreal. Sistemul a constat din 12 zone umede de 1 m<sup>2</sup> (1.2 m lungime x 0.8 m lățime x 0.3 m adâncime) și a fost umplut cu pietriș de râu de 10-15 mm.



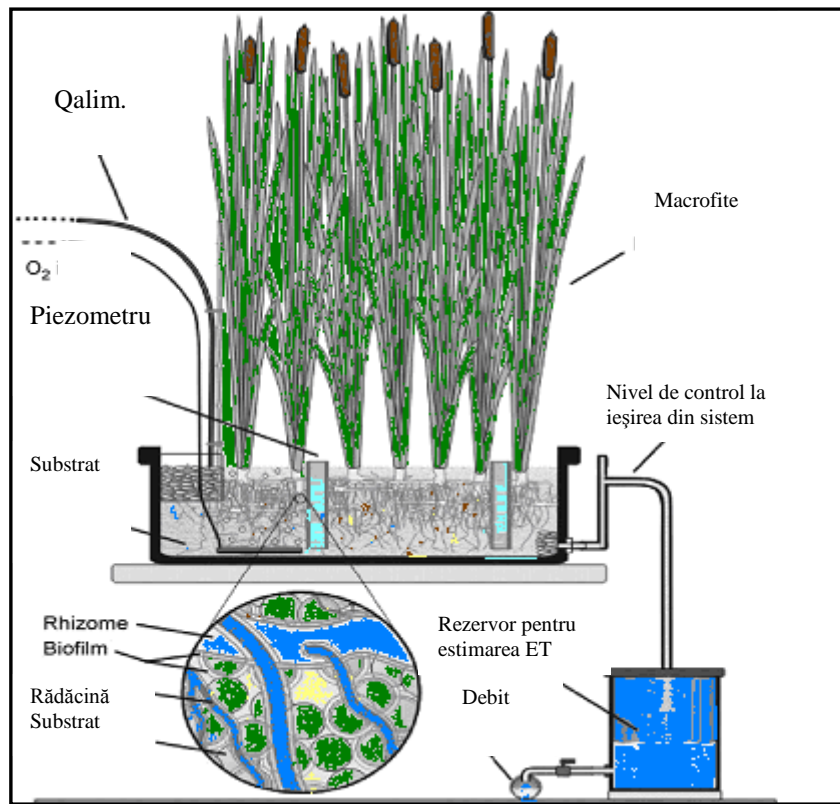


Fig. 4.48 Instalația de laborator [Ouellet – Plamondo, C. et al, 2006]

Nivelul apei a fost menținut la 4 cm sub suprafața substratului. La fiecare unitate s-a pus o găleată gradată pentru colectarea și măsurarea cantității de apă tratată.

Apa folosită a fost stocată în niște bazine, în prealabil refrigerată la 4 grade C și apoi distribuită prin pompare fiecărei unități experimentale.

Patru unități au fost plantate cu trestie (*Phragmites australis*), alte patru cu *Typha angustifolia*, iar ultimele patru au rămas neplantate.

Jumatate din unitățile din fiecare mod de tratament a fost aerat continuu cu o pompă difuzând aerul printr-un tub de 20 cm cu perforații orizontale cu un debit de  $2 \pm 1$  litri/minut.

Aceste mezocosmosuri au fost plantate pe 3 mai și au fost fertilizate în prima lună cu un raport al N:P:K de 20:20:20. Până în vară macrofitele plantate s-au dezvoltat foarte bine, iar la sfârșitul sezonului biomasa uscată medie a fost pentru unitățile cu trestie de  $1100 \text{ g/m}^2$ , iar pentru *Typha* de  $1000 \text{ g/m}^2$ . Afluentul reconstituit poluat din experiment s-a realizat cu excremente de la o fermă de pești, cu concentrație controlată și cu un debit zilnic de  $30 \text{ l/m}^2$ .

Țiimpul de retenție a fost de aproximativ 4 zile.

Temperatura a fost măsurată din 15 în 15 minute. În timpul iernii sera a fost încălzită pentru a se menține temperature medie de 7 grade C, minimum 5 grade, pentru a preveni înghețul serei și al echipamentelor. De asemenea sera în timpul iernii a fost acoperită pentru a nu permite pătrunderea radiațiilor solare.

Monitorizarea s-a făcut din Iulie în Octombrie 2002 (când macrofitele au fost foarte active la o temperatură medie de 22 grade C, considerat vară) și din ianuarie până în martie (temperatura medie de 7 grade C, sezonul considerat ca perioadă de hibernare) .

S-au măsurat azotații, amoniacul, consumul biochimic de oxigen, la intrarea și ieșirea din sistem. S-a făcut analiza varianțelor și mai multe comparații pentru a vedea diferențele dintre tratamente potrivit cu aerarea și macrofitele din fiecare sezon.

Apa pierdută prin evapotranspirație a fost de 10% în unitățile neplantate și 33% în cele plantate cu variații zilnice în funcție de anotimp, temperatură și radiații solare.

Rezultatele modelului:

Consumul biochimic de oxigen în timpul verii a fost de aproximativ 90% în toate unitățile experimentale, exceptând pe cele neplantate, unde a fost mai mic. În timpul iernii s-a observat o diferență între unitățile aerate și cele neaerate. Atunci când procesele de oxidare au scăzut, s-a acumulat o cantitate de materie organică inertă, modificând și caracteristicile hidraulice.

Crescând disponibilul de oxigen cu aerarea artificială, crește mineralizarea. Reducerea sulfaților, un fenomen tipic pentru zonele umede construite poate fi inhibată prin aerarea artificială.

*Aerarea artificială este eficientă pentru înlăturarea materiilor organice în timpul iernii.*

Eliminarea nutrienților a fost mai mare după cum era de așteptat în unitățile plantate atât vara cât și iarna. Rolul pozitiv al macrofitelor în înlăturarea azorului în zonele umede construite este bine cunoscut. Aerarea a avut efect în unitățile neplantate, dar nu a compensat în totalitate lipsa plantelor. În timpul iernii s-a observat o scădere a consumului de nutrienți datorită temperaturilor scăzute ce au încetinit procesele de nitrificare.

Concentrația de amoniac a fost mai scăzută la ieșire în unitățile aerate decât în cele neaerate, atât vara cât și iarna, confirmând efectul pozitiv al aerării asupra bacteriilor nitrificatoare.

Concluzii:

În condiții experimentale, s-a observat un tratament al apei, în unitățile plantate indeosebi, atât vara cât și iarna, dar nu s-au remarcat diferențe între speciile plantate.

Aerarea artificială a avut efect mai ales în timpul iernii, când stimulează denitrificarea și se recomandă a se folosi în acvacultură în perioadele de iarnă.

#### **4.4.3.2 Metode pentru aerarea cursurilor de apă și a lacurilor de acumulare**

S-au studiat patru metode:

- a) aerarea cu aeratoare la suprafața apei
- b) injectarea de aer prin diferite tipuri de difuzori
- c) crearea unor praguri de fund
- d) crearea unor stavile cu orificii

Obs. a și b se pot folosi atât pentru aerarea cursurilor de apă, cât și a zonelor umede și a lacurilor (Fig. 4.49), iar c și d reprezintă soluții proprii.

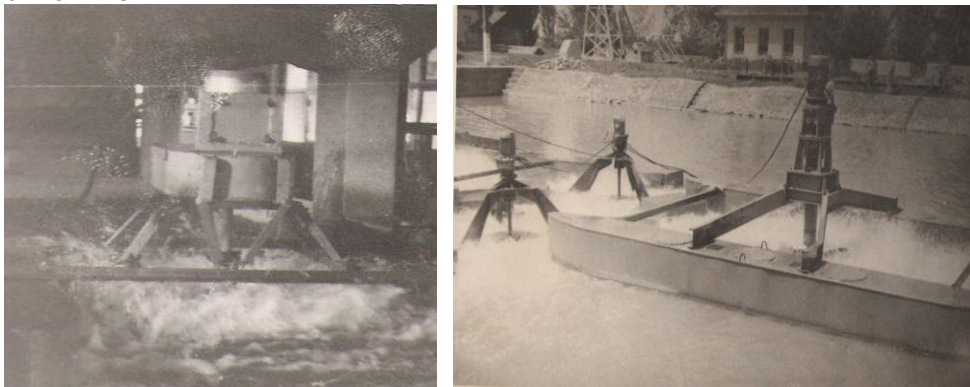


Fig. 4.49 Efectele aerării artificiale

a) Aerarea mecanică realizată cu ajutorul **aeratoarelor de suprafață**

Un studiu experimental al acțiunii de reaerare a apei cursului de apă Bega s-a efectuat în perioada 1975 – 1980, de către colectivul de specialitate al Facultății de Hidrotehnică din Timișoara, în colaborare cu ICH București.

În acest studiu s-a aplicat aerarea mecanică prin două tipuri de aeratoare (2 x 980 mm și 2 x 1810 mm), montate pe plutitori (Fig.4.50 ) și au fost încercate la stația Sînmihai și s-a aplicat de asemenea insuflarea aerului în sisteme de țevi cu orificii fine.



a.

b.

Fig. 4.50 Aerarea mecanică a. în laborator

b. pe cursul de apă Bega la Sînmihai



Fig.4.51 Ecluza și stavila de la Sînmihaiul Român

Viteza curentului este foarte importantă în procesul aerării artificiale.

La o viteză sub 0,1 m<sup>3</sup>/s procesul de aerare se aseamănă cu aerarea unui bazin cu apă stătătoare și hotărâtoare este durata aerării.

La viteze mari, în procesul de aerare intervin curenții turbionari, mișcări energetice create de acțiunea rotorilor care contribuie esențial la propagarea curenților aerați, la schimbarea straturilor neaerate din adâncime care vin în contact cu stratele aerate, reducând eficiența aerării.

La o viteză cuprinsă între 0.24 și 0.30 m/s, durata de aerare nu depășește 30-45 secunde, considerată pe o lungime de aerare de 25-30m.

Valoarea medie a creșterii concentrației de oxigen dizolvat prin aerare a rezultat de 1.69 mg/dm<sup>3</sup>, aportul fiecărui aerator pe zi fiind: pentru aeratoarele mari 1.400 kg de oxigen, respectiv 340 kg pentru aeratoarele mici.

Tab.4.2

| adâncimea<br>(m) | viteza<br>(m/s) | O dizolvat<br>(mg/dm <sup>3</sup> ) |
|------------------|-----------------|-------------------------------------|
| 3                | 0.25            | 1.69                                |
| 2.6              | 0.25            | 1.6                                 |
| 3                | 0.1             | 1.67                                |
| 3                | 0.25            | 0.26                                |

Consumul specific de energie s-a determinat a fi de 2.46 kg oxigen/ kwh. Datorită funcționării aeratoarelor s-a constatat creșterea turbidității apei, datorată antrenării nămolului de pe fundul apei.

În baza cercetărilor experimentale cu stația pilot au rezultat ca determinanți: concentrația la saturație a oxigenului dizolvat, temperatura apei, concentrația reală a oxigenului dizolvat, deficitul de oxigen, temperatura aerului, viteza curentului de apă și adâncimea în zona de amplasare a aeratoarelor.

Rezultatele au fost cuantificate prin corelații între parametrii principali oxigenul dizolvat și al consumului biochimic de oxigen (Fig.4.52) precum și a evoluției în timp a acestora (Fig.4.53) .

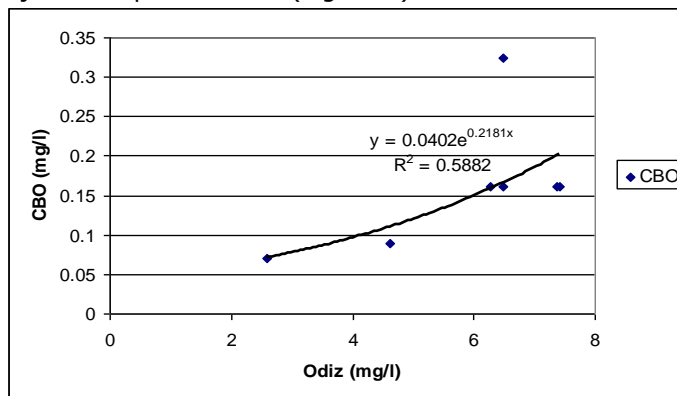


Fig. 4.52 Corelația între Oxigenul dizolvat și CBO

Deficitul de oxigen variază exponențial conform relației:

$$D = D_0 \cdot e^{-\lambda} \quad (4.15)$$

în care: D - deficitul de oxigen dizolvat în urma procesului de aerare (mg/dm<sup>3</sup>)

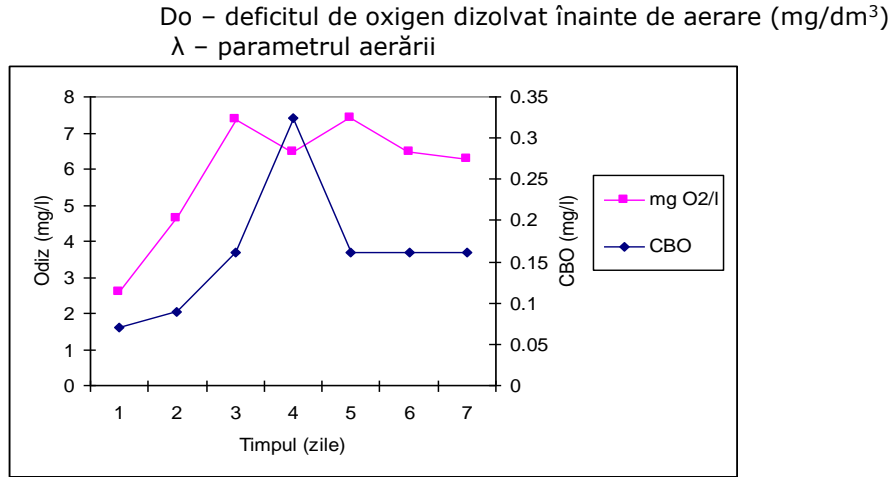


Fig.4.53 Variația în timp a concentrațiilor O dizolvat și CBO<sub>5</sub>

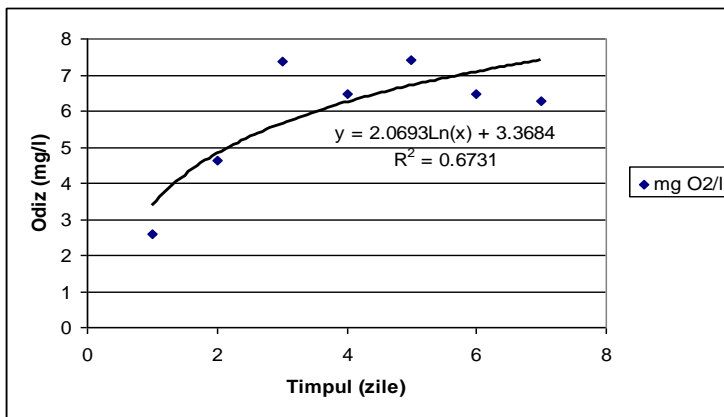


Fig.4.54 Reprezentarea evoluției în timp a concentrației de oxigen dizolvat

Parametrul aerării în aceleași condiții de deficit de oxigen dizolvat, la aceeași temperatură a aerului și a apei depinde de viteza curentului și de adâncimea apei.

Se poate determina printr-o relație de forma:

$$\lambda = \lambda_0(1 - b \cdot V)(1 + a \cdot h) \tag{4.16}$$

În care:  $\lambda_0$  – parametrul aerării la suprafața apei în condiții statice

v – viteza apei (m/s)

h – adâncimea apei (m)

a și c – parametrii dimensionali, constanta prin care se exprimă influența adâncimii apei /m, respectiv constanta prin care se exprimă influența vitezei (s/m)

au rezultat:  $\lambda_0 = 1,36$

a = 0,063 /m

c = 3,46 s/m

Condițiile de funcționare a aeratoarelor sunt:

- deficitul inițial de oxigen să fie mai mare de 1 mg/l
- adâncimea de aerare să nu scadă sub 1m și să nu depășească valoarea maximă de 5 m
- viteza curentului să fie cuprinsă între 0.1 și 0.3 m/s

Procesul de îmbogățire cu oxigen a masei de apă se accelerează în condițiile amplasării aeratoarelor în serie, cu toate că maximum de oxigen obținut s-a dovedit în cazul amplasării aeratoarelor în paralel, efect datorat antrenării unui volum mai mare de apă în unitatea de timp.

La râuri cu viteze mai mari de 0.5 m/s aportul de oxigen scade proporțional cu viteza.

Aeratoarele pot antrena depunerile din albie, ceea ce poate duce la creșterea concentrației consumului biochimic de oxigen.

Costurile de energie fiind foarte mari, aceste aeratoare se recomandă a se folosi doar în perioadele critice, cum ar fi poluările accidentale, funcționând ca o stație mobilă de aerare în vecinătatea sursei de impurificare sau în cazul în care este depășită capacitatea proiectată a stației de epurare, se pot monta în apropierea acesteia.

- b) În cazul **injecției de aer** aceasta se poate face prin tuburi (în general sunt folosite tuburile cu un diametru de 1,27cm), conectate la compresoare, fie prin difuzori, fie prin membrane din cauciuc cu orificii (Fig.4.55).



Fig. 4.55 Aerator cu difuzori

Lipsa aerului provoacă hipoxia în special la fundul apei atât în timpul verii cât și iarna, cu predilecție în tipul iernii când concentrația de oxigen tinde la 0, aerarea la suprafața apei neputându-se produce, putând exista și un strat de gheață la suprafața apei (în special în cazul zonelor umede și al lacurilor). Printr-o bună aerare acest fenomen se poate preveni, prevenind prin aceasta și apariția mirosurilor neplăcute.

În cazul lacurilor, fenomenul de eutrofizare este amplificat atunci când există deficit de oxigen.

Dacă într-un lac de acumulare se produce o poluare accidentală prin surse de poluare punctuale sau difuze (în special în timpul sezonelor ploioase), se aduce un aport însemnat de azot și fosfor. De asemenea plantele moarte se depun la fundul apei, constituind sursă de materie organică. Bacteriile anaerobe, degajă gaze otrăvitoare printre care metan, amoniac și hidrogen sulfurat. Acestea se ridică la suprafață și consumă și oxigenul din apă. Atunci peștii mor din cauza lipsei de oxigen. Prin aerarea la fundul apei, se ridică apa la suprafață și ajută la degajarea gazelor poluatoare. De asemenea, prezența oxigenului pe fundul apei materiile moarte nu se vor acumula, ci vor fi consumate de către bacteriile aerobe.

În cazul lacurilor de adâncimi mari, aerarea se face pentru circularea apei (destratificarea), iar în cazul lacurilor de joasă adâncime pentru prevenirea mortalității peștilor în timpul iernii.

Destratificarea în lacurile adânci necesită un consum ridicat de energie deoarece apele de la adâncime (temperaturi de 4°C) au o densitate mult mai mare decât cea din epilimnion. Pentru lacurile de joasă adâncime, aerarea se poate face mult mai ușor, deoarece în timpul iernii temperatura este uniformă chiar dacă temperaturile sunt sub 4°C.

Rezultatele studiilor, a aportului de oxigen pe înălțimea coloanei de apă pentru cele trei tipuri de aeratoare studiate sunt prezentate în tabelele de mai jos:

Variația oxigenului dizolvat și a temperaturii în condiții neaerării cursului de apă în diferite anotimpuri.

Tabel.4.3

| Adâncimea (m) | August 15, 1996 |                     | Octombrie 2, 1996 |                     | Decembrie 3, 1996 |                     |
|---------------|-----------------|---------------------|-------------------|---------------------|-------------------|---------------------|
|               | °C              | O <sub>2</sub> mg/L | °C                | O <sub>2</sub> mg/L | °C                | O <sub>2</sub> mg/L |
| Suprafață     | 21.2            | 7.7                 | 5.8               | 10.8                | 6.4               | 1.9                 |
| 1             | 19.8            | 8.3                 | 5.9               | 11.1                | 3.4               | 3.9                 |
| 2             | 17.3            | 8.2                 | 5.9               | 11.2                | 1.9               | 4.1                 |
| 3             | 14.6            | 4.3                 | 5.9               | 11.5                | 2.1               | 4.1                 |
| 4             | 12.1            | 4.3                 | 5.8               | 11.0                | 1.6               | 4.1                 |

Relații între temperatură și oxigen pentru diferite tipuri de aeratoare

Tab.4.4

| Adâncimea (m)          | Temperatura, °C      |                    |                      |
|------------------------|----------------------|--------------------|----------------------|
|                        | Aerator de suprafață | Aerare prin tuburi | Aerare prin difuzori |
| suprafață              | 15.0                 | 12.4               | 13.9                 |
| 1                      | 14.5                 | 12.4               | 13.9                 |
| 2                      | 13.7                 | 12.3               | 13.9                 |
| 3                      | 12.4                 | 11.2               | 13.8                 |
| 4                      | 12.0                 | 10.8               | 13.7                 |
| 5                      |                      | 10.2               | 13.6                 |
| 5.75                   |                      | 9.8                |                      |
| Oxigen dizolvat (mg/l) |                      |                    |                      |
| surface                | 10.7                 | 11.8               | 9.4                  |
| 1                      | 10.9                 | 12.2               | 9.6                  |
| 2                      | 10.2                 | 12.1               | 9.8                  |
| 3                      | 4.5                  | 9.4                | 9.9                  |
| 4                      | 4.4                  | 6.5                | 9.9                  |

|      |  |     |     |
|------|--|-----|-----|
| 5    |  | 1.2 | 9.4 |
| 5.75 |  | 0.5 |     |

Rezultatele indică faptul că o bună aerare este însoțită de un amestec complet a apei. Toate cele trei sisteme au dat bune rezultate, dar pentru aeratoarele cu difuzori se recomandă a se poziționa la fundul apei iar aerarea mecanică la suprafața apei se recomandă a se face acolo unde apa este mai adâncă. Una din problemele potențiale ale aerării prin difuzori poate fi creșterea algelor și creșterea bacteriană și de asemenea precipitarea mineralelor în jurul difuzorilor.

O aerare adecvată se poate obține prin injecție de aer de 0,0057 – 0,0142 l/m<sup>2</sup>. La un volum de apă de 3000m<sup>3</sup> este nevoie de 14 litri de aer/minut.

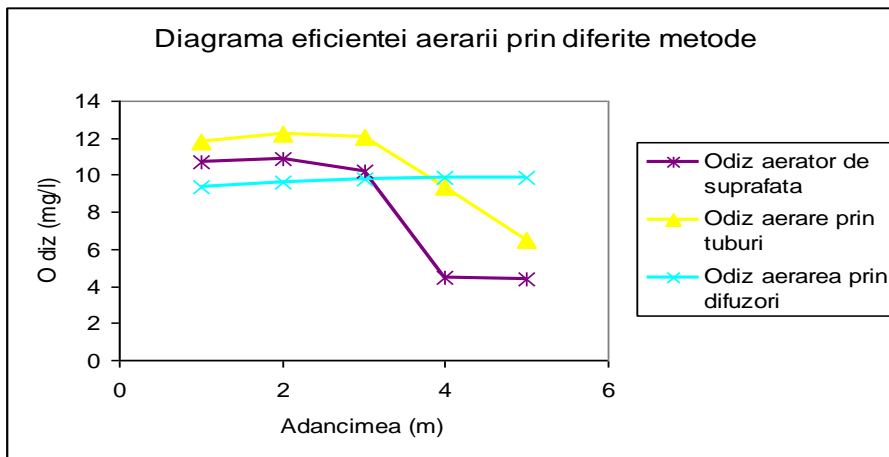


Fig. 4.56 Diagrama eficienței aerării pentru diferite metode studiate

#### c) pragurile de fund

O soluție alternativă aerării artificiale, propusă pentru creșterea conținutului de oxigen în cursurile de apă, fără consum de energie electrică pot fi căderile de apă realizate prin pragurile în trepte (Fig.4.57 și fig.4.58), crescându-se astfel capacitatea de autoepurare a cursurilor de apă.



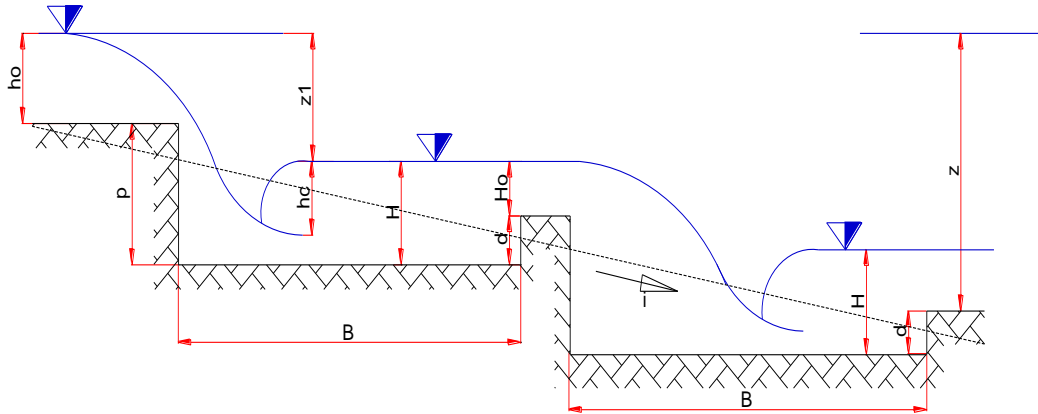


Fig. 4.57 Aerarea prin praguri în trepte



Fig. 4.58 Profil transversal printr-un prag

$$i = \frac{z}{L} \tag{4.17}$$

$i$  – panta naturală a terenului

$z$  – diferența de nivel

$z_1$  – diferența între nivelurile suprafeței libere a apei din tronsonul din aval și cel din amonte ( $z/B$ )

$$p = \frac{\Delta h}{nr.trepte} + h_{treapta} \tag{4.18}$$

$$h_{c_1} \Rightarrow \frac{q^2}{2g\varphi^2} = h_c^2(p + H_0 - h_c) \tag{4.19}$$

$$q = \frac{Q}{nr.trepte} \tag{4.20}$$

$q$  – debitul specific

$H_0$ - sarcina pe pragul deversor

$p$ - înălțimea treptei

$h_c$  – adâncimea critică

Gradul de saturație cu aer a curentului poate fi determinat cu formula lui N.B.Isacenko:

$$\alpha = \frac{W_{aer}}{W_{apă}} = \left( 0,035 + 0,83 \frac{\Delta}{R} \right) \sqrt{Fr - 45 \left( 1 - \frac{\Delta}{R} \right)^{14}} \quad (4.21)$$

în care:

$W_{aer}/W_{apă}$  – raportul dintre volumul de aer și volumul de apă al curentului

$\Delta/R$  – rugozitatea relativă a canalului

$Fr = v^2 / gR$  - nr.lui Froude calculat cu raza hidraulică a curentului

În funcție de rugozitatea albiei:

- dacă rugozitatea este mică, se adoptă  $\Delta/R = 0,02 - 0,04$

- dacă rugozitatea este mărită  $\Delta/R = 0,05 - 0,1$

Rugozitatea se poate calcula cu formule empirice elaborate pentru fiecare tip de rugozitate [după Zamarin]. Când se cunosc: debitul  $Q$ , lățimea  $b$  a albiei și viteza curentului  $v$ , se determină adâncimea  $h$

$$h = \frac{Q}{vb} \quad (4.22)$$

Numărul critic Froude la care începe aerarea

$$Fr_{cr} = 45 \left( 1 - \frac{\Delta}{R} \right)^{14} \quad (4.23)$$

La o adâncime  $h$  a curentului neaerat, adâncimea sa în stare aerată poate fi calculată cu relația:

$$h_a = (1 + \alpha)h \quad (4.24)$$

d) Aerarea naturală prin stavile cu orificii

O altă soluție de aerare naturală poate fi prin stavile prevăzute cu orificii.

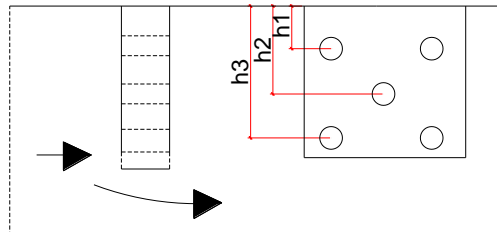


Fig.4.59 Scurgerea apei prin orificii

Pentru curgerea apei prin orificii în aer liber:

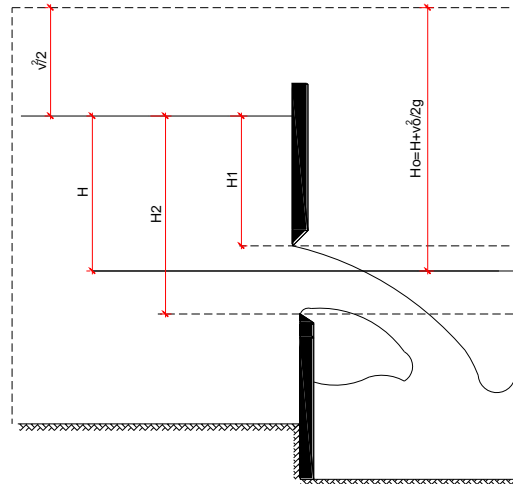


Fig.4.60 Scurgerea apei prin orificii în aer liber [Kiselev, 1988]

Viteza de curgere a apei poate fi determinată cu formula:

$$v = \varphi \sqrt{2gH} \quad (4.25)$$

în care:

$\varphi$  – coeficientul de viteză

$H$  – sarcina deasupra centrului de greutate al orificiului

$\omega$  – aria orificiului

Pentru orificii de formă oarecare, debitul de lichid este:

$$Q = \mu \omega \sqrt{2gH_0} \quad (4.26)$$

$$H_0 = H + \frac{v_0^2}{2g} \quad (4.27)$$

În care:  $\mu$  – coeficient de debit

Coeficienții  $\mu$ ,  $\varepsilon$ ,  $\varphi$  – precum și coeficientul de rezistență locală  $\zeta$  sunt legați între ei prin următoarele formule:

$$\mu = \varepsilon \varphi$$

$$\varphi = \frac{1}{\sqrt{1 + \zeta}} \quad (4.28)$$

Acești coeficienți depind de numărul Reynolds. La orificii circulare, A.D. Altschul propune pentru numărul lui Reynolds următoarea expresie:

$$Re_H = \frac{d \sqrt{2gH}}{\nu} \quad (4.29)$$

La orificii circulare cu  $d > 1$  cm, se pot adopta următoarele valori aproximative:

$$\varepsilon=0,61-0,63$$

$$\varphi=0,97-0,98$$

$$\mu=0,60-0,62$$

$$\zeta=0,04-0,06$$

Pentru valoarea pierderii de sarcină:

$$h = \frac{\zeta}{1 + \zeta} H \quad (4.30)$$

Dacă scurgerea se face prin orificiu în atmosferă  $\zeta=0,06$ , pierderile de sarcină constituie aprox.5% din H.

- dacă orificiile sunt înecate (Fig.4.61):

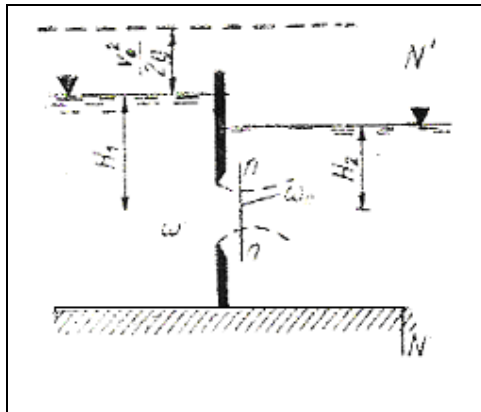


Fig. 4.61 Scurgerea prin orificii înecate [Kiselev, 1988]

Debitul prin orificiul înecat se determină cu formula:

$$Q = \mu \omega \sqrt{2gz_0} \quad (4.31)$$

În care  $\mu$ - coeficient de debit

$\omega$  - aria orificiului

$$z_0 = z + \frac{v_0^2}{2g} \quad (4.32)$$

$z$  - căderea de nivel

$v_0 = Q/\Omega$  - viteza de acces

$\Omega$  - aria secțiunii transversale a curentului înainte de orificiu

Ecuția debitului se poate scrie:

$$Q = \mu_1 \omega \sqrt{2g(H_1 - H_2)} = \mu_1 \omega \sqrt{2gz} \quad (4.33)$$

$\mu_1$  - coeficient de debit

$$\mu_1 = \frac{\varepsilon}{\sqrt{2\varepsilon^2 m^2 - \varepsilon^2 n^2 + \zeta + 1 - 2\varepsilon m}} \quad (4.34)$$

$n = \omega / \Omega_1$  – raportul dintre aria orificiului și aria secțiunii curentului în amonte de orificiu

$m = \omega / \Omega_2$  – raportul dintre aria secțiunii orificiului și aria secțiunii în aval de orificiu

Valorile coeficientului de contracție a jetului  $\epsilon$  pentru diferite tipuri de  $n$  obținute:

Tab.4.5

|            |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |     |
|------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-----|
| n          | 0     | 0,1   | 0,2   | 0,3   | 0,4   | 0,5   | 0,6   | 0,7   | 0,8   | 0,9   | 1   |
| $\epsilon$ | 0,609 | 0,613 | 0,618 | 0,623 | 0,631 | 0,642 | 0,656 | 0,678 | 0,713 | 0,785 | 1,0 |

- Pentru scurgerea pe sub stavilă relațiile sunt:

$$v = \frac{\varphi}{\sqrt{1 + \epsilon \frac{a}{H}}} \sqrt{2gH} \quad (4.35)$$

$$Q = \varphi \frac{b\epsilon a}{\sqrt{1 + \epsilon \frac{a}{H}}} \sqrt{2gH} \quad (4.36)$$

b- lățimea albiei

$\varphi$  – coeficientul de corecție care ia în calcul influența pierderilor de sarcină

$\varphi = f(Fr)$

Tab.4.6

|                         |      |      |       |      |      |
|-------------------------|------|------|-------|------|------|
| $Fr = \frac{v_0^2}{gH}$ | 0    | 0,01 | 0,025 | 0,06 | 0,10 |
| $\varphi$               | 1,06 | 1,0  | 0,97  | 0,96 | 0,96 |

Valorile coeficientului  $\epsilon$  sunt date în tabelul de mai jos:

Tab.4.7

| $\frac{Q}{H}$ | $\epsilon$ | $\frac{Q}{H}$ | $\epsilon$ | $\frac{Q}{H}$ | $\epsilon$ | $\frac{Q}{H}$ | $\epsilon$ |
|---------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|
| 0,00          | 0,611      | 0,30          | 0,625      | 0,55          | 0,650      | 0,80          | 0,720      |
| 0,10          | 0,615      | 0,35          | 0,628      | 0,60          | 0,660      | 0,85          | 0,745      |
| 0,15          | 0,618      | 0,40          | 0,630      | 0,65          | 0,675      | 0,90          | 0,780      |
| 0,20          | 0,620      | 0,45          | 0,638      | 0,70          | 0,690      | 0,95          | 0,835      |
| 0,25          | 0,622      | 0,50          | 0,645      | 0,75          | 0,705      | 1,00          | 1,000      |

Sunt prezentate efectele aerării:

**Efectele aerării asupra peștilor**

Destratificarea este considerată benefică peștilor de apă caldă.

Peștii necesită o concentrație a oxigenului dizolvat adecvată și nu pot trăi atunci când în apă este deficit de oxigen.

Peștii de apă caldă necesită o concentrație minimă a oxigenului dizolvat de 5mg/l, iar peștii de apă rece (păstrăvul) necesită 6-7mg/l.

***Efectele aerării asupra calității apei***

În condițiile lipsei de oxigen, sedimentele de la fundul apei eliberează metalele (fier, mangan) și gaze (acid sulfuric) care pot cauza probleme apei potabile. Prin aerare acest fenomen nu se petrece, deci costurile de tratare a apei potabile se reduc.

***Efectele aerării asupra fitoplanctonului***

Efectele aerării asupra fitoplanctonului pot fi mai puțin previzibile. În cazul destratificării apei lacurilor adânci, se pot produce modificări al chimiei apei (pH, CO<sub>2</sub>, alcalinitate), ce conduc la modificări ale algelor toxice (alge albastre) la mai puțin toxice (alge verzi sau diatomi). În unele cazuri, destratificarea a avut efectul reducerii proceselor de eutrofizare, dar în altele nu a avut nici un efect, sau chiar a condus la o înflorire a algelor.

***Efectele aerării asupra fosforului***

Aerarea ajută la reducerea concentrației fosforului în unele lacuri. În timpul verii, prin stratificare, fosforul devine solubil și este eliberat din sedimente ajungând în hipolimnion, iar apoi în epilimnion. Aceasta conduce la înflorirea algelor. De aceea, prin destratificare fosforul eliberat din sedimente este redus, astfel că se produce și o scădere a abundenței algelor. Fenomenele se pot produce cu efecte favorabile doar în lacurile de adâncimi foarte mari. În lacurile în care concentrația de fosfor provine din aportul exterior, reducerea fosforului în sedimente nu produce modificări semnificative ale abundenței algelor.

## **Cap. 5 Contribuții personale. Concluzii. Cercetarea în perspectivă**

### **5.1 Contribuții personale**

- Sistematizarea informațiilor din literatura de specialitate punându-se în evidență rolul și necesitatea studiilor ecohidrologice, a principiilor și conceptelor care stau la baza acestora, precum și a ipotezelor de lucru desprinse din acestea;
- Stabilirea rolului diferiților parametri abiotici-biotici în funcționarea ecosistemelor acvatice pe baza modelelor teoretice (modelarea scurgerii, a oxigenului dizolvat, a temperaturii, a fitoplanctonului) și a modelelor ce reunesc diferiți parametri (de tip bio-geo-fizic) pornind de la interacțiunile dintre bilanțul apei și plante;
- Punerea în evidență a interdependenței dintre parametrii ecologici, hidrologici și chimici, creând posibilitatea unei analize corelative între parametrii determinanți, folosind experiența țărilor care au o bază de date solidă obținută prin măsurători sistematice atât pentru parametrii hidrologici, cât și ecologici, cât și studiile efectuate la noi în țară;
- O metodologie simplă pentru controlul cantitativ/calitativ pentru protecția ecosistemelor acvatice;
- Stabilirea eficienței zonelor tampon în reducerea concentrației de nutrienți în funcție de lățimea acestor zone și trasarea diagramei generale;
- Metodologia pentru combaterea eutrofizării;
- Completarea metodei de calcul pentru calculul încărcării afluențe pentru un curs de apă (ec.3.6)
- Stabilirea ecuației prin care se arată pentru un procent din debitul dirijat spre o zonă umedă, funcție de timpul de rezidență al apei, ce procent de cantități de fosfor total se poate reține (ec. 3.8) și s-au trasat graficele pentru aceasta funcție de suprafața zonei umede (fig. 3.13-3.16)
- Realizarea unui studiu propriu calitativ/cantitativ pe r. Bega, folosind pentru modelarea seriilor de date programul XLSTAT
- Propunerea soluțiilor pentru aerarea cursurilor de apă pentru îmbunătățirea proceselor de denitrificare din cursurile de apă, verificându-se modelul teoretic pentru oxigen

### **5.2 Concluzii**

Studiul ecohidrologic poate fi considerat ca parte a strategiei de management a apei ce se concentrează pe înțelegerea proceselor ecosistemelor, urmând apoi, prin metode de management specifice zonei studiate să se mărească capacitatea ecosistemelor de a absorbi impactul reprezentat de poluare sau de apele mari.

La nivel global, în ultimii ani calitatea apei a cunoscut o degradare, ceea ce a condus la impacte semnificative asupra ecosistemelor.

În lucrare s-a demonstrat eficacitatea zonelor umede pentru atingerea obiectivelor integrate cantitate/calitate a apei astfel că:

- nutrienții ce intră în zona umedă pot fi preluați de către plante și datorită condițiilor anaerobe, prin procesele de denitrificare se reduce cantitatea de azot care apoi ajunge în cursul de apă, în lac sau în apa subterană.
- cantitatea de nutrienți preluată de către plante depinde de tipul de plante prezente în zona umedă, de biomasa totală și de soarta acestor plante, deoarece prin moartea lor, azotul din plante va fi din nou eliberat. De aceea, diferite tipuri de management sunt necesare pentru a menține funcțiile acestor zone umede, cum ar fi: înlăturarea vegetației existente și regenerarea, incendierea sau valorificarea acestora. Incendierea poate avea efecte favorabile prin arderea parțială sau totală a vegetației, dar poate avea și efecte negative deoarece modifică capacitatea de stocare a apei în sol, iar în timpul perioadelor de secetă aceste incendii pot avea efecte distructive foarte mari.

Din studii se remarcă două grupuri de obiective ce sunt considerate ca având prioritate printre care:

- minimizarea conținutului de oxigen, fosfor, azot, cerința de oxigen dizolvat, a pierderilor de sol
- maximizarea eficienței economice, a acoperirii vegetale a zonelor adiacente

### 5.3 Cercetări în perspectivă

Fiind o știință multidisciplinară, ecohidrologia trebuie să implice conlucrarea specialiștilor diferitelor domenii.

În țara noastră cercetarea trebuie continuată prin înființarea unor bazine reprezentative ecohidrologice, obținerea unei baze de date corespunzătoare necesară pentru verificarea anumitor parametri rezultați din modelele teoretice, testarea unor ipoteze.

De asemenea sunt făcute următoarele sugestii:

- îmbunătățirea monitoringului existent pentru calitatea apei atât pentru cursurile de apă de la noi din țară, a lacurilor, cât și pentru zonele umede;
- În acest context trebuie precizat că studiul corelativ al datelor hidrologice cu cele ecologice este posibil doar dacă secțiunile în care s-au făcut măsurătorile sunt legate în spațiu și timp.
- programe de eșantionare a probelor diurne la secțiunile transversale ale cursurilor de apă în aval de descărcările majore de poluanți;



## Bibliografie:

1. Amoros, C., Petts, G.E., 1993 – *Hydrosystemes fluviaux*, Collection d'écologie 24, Masson, Paris
2. Argillier, C, Poulet, N., Irz, P., 2004 – *Effect of meteorological conditions and water level fluctuations on the year-class strength of pikeperch and perch in a french reservoir*, Ecohydrology and Hydrobiology, 2004
3. Asabina, E., 2001 – *Use of a catchment – reservoir system as a method for aquatic ecosystem restoration*, IAHS Publication nr. 272, „Integrated Water Resources Management” (pag.387-392)
4. Best D. J., Roberts D. E., 1975 - *Algorithm AS 89: The upper tail probabilities of Spearman's rho*, Applied Statistics, 24
5. Best D.J., Gipps P.G., 1974 - *Algorithm AS 71, Upper tail probabilities of Kendall's tau*, Applied Statistics, 23
6. Bhowmik, N.G., Demissie, M., s.a., 2001 – *Integrated management of the Illinois River with an emphasis on the ecosystem*, IAHS Publication nr. 272, „Integrated Water Resources Management” (pag. 365-372)
7. Bilaletdin, Ä., Frisk, T., 2001 – *A management modelling system which includes dynamic drainage basin and lake water quality models: the Lake Võrstjärv, Estonia, case study*, IAHS Publication nr. 272, „Integrated Water Resources Management” (pag.91-98)
8. Bonell, M., 2002 – *Ecohydrology – a completely new idea?*, IAHS, Hydrological Science – Journal – des Sciences Hydrologiques, 47(5)
9. Brooks, K., et.al., 2003 – *Hydrology and the management of the watersheds*, Third Edition, Iowa State Press
10. Cretu, Gh, 1998 - *Present situation Analysis and Perspectives of the Application of Ecohydrology in the Eastern Europe Region*, Simpozion UNESCO, Lodz
11. Cretu, Gh, 2002 - *Ecohydrological Modelling of Aquatic Systems*, XXI Conference of the Danubian Countries, București
12. Cretu, Gh, Rosu, C., 1999 - *Complex estimation model for an environmental technology*, HELECO 1999, 3rd Int. Exhibition and Conf., Thessalonik
13. Cretu, Gh., Mocanu F., Badaluță-Minda, C., 2006 - *The Study of Floods Included to the Integrated Management of Banat Catchment Area*, XXIII Danubian Countries Conference, Belgrad, Serbia
14. Cretu, Gh, 2001 - *Interdependance Between Hydrological and Ecological Characteristics on Danube River in the Area of the Iron Gates Reservoirs*, Proceeding of the Final Conference of the First Phase of the IHP-V 2.3/2.4 on Ecohydrology, Venetia
15. Drobot, R., 1997 – *Bazele statistice ale hidrologiei*, Ed. Didactica si Pedagogica Bucuresti (Pag. 9-10, 152-180)
16. Dunbar, M.J. , Acreman, M.C., 2001 – *Applied hydroecological science for the twenty-first century*, IAHS Publication nr. 266 „Hydro-ecology: Linking Hydrology and Aquatic Ecology” (pag.1-18)
17. Eisele, M., Leibundgut, C., 2002 – *Modelling azot dynamics for a mesoscale catchment using a minimum information requirement (MIR) concept*, IAHS, Hydrological Science – Journal – des Sciences Hydrologiques, 47(5) (pag. 753-767)
18. Fascheevsky, B., 1997 – *Ecohydrology, A new paradigm for the sustainable use of aquatic resources*, IHP-UNESCO, Paris, France
19. Foster, I., Baban, S., s.a., 1997 – *Nutrient concentrations and planktonic biomass (chlorophyll a) behaviour in the basin of the River Avon*,

- Warwickshire, UK, IAHS Publication nr. 243, "Freshwater Contamination" (pag.167-176)
20. Freistühler, E. , Giers, A., s.a., 2001 – *A technique to predict the hydro-ecological effects in an ecological assessment of water projects*, IAHS Publication nr. 266 „Hydro-ecology: Linking Hydrology and Aquatic Ecology”(pag.43-50)
  21. Frisk, T., Bilaletdin, Å., 2001 – *An integrated model system for the management of lakes and their catchments: case study of Lake Längelmävesi, Finland*, IAHS Publication nr. 272, „Integrated Water Resources Management”(pag.99-106)
  22. Giurma, I, 1997 – *Colmatarea lacurilor de acumulare*, Ed. H\*G\*A\* București
  - 23 Gilbert, J., Mathieu, J., Fournier, F., 1997 – *Groundwater/Surface water Ecotones: Biological and Hydrological Interactions and Management Options*, International Hydrology Series, Cambridge University Press, UNESCO
  - 24 Hamilton, S. K., 2002 – *Hydrological controls of ecological structure and function in the Pantanal wetland (Brazil)*, IAHS Special Publication no.6 „The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands”(pag.133-153)
  - 25 Huang, G.H., 1999 – *A hybrid GIS-supported watershed modeling system: application to Lake Erhai basin, China* (pag.597-610)
  - 26 Janauer, G.A., 2000 – *Ecohydrology: fusing concepts and scales*, Ecological engineering 16, ed. Elsevier
  27. Jewitt, G.P.W., s.a., 2001 - *Modelling abiotic-biotic links in the rivers of the Kruger National Park, Mpumulanga, South Africa*, IAHS Publication nr. 266 „Hydro-ecology: Linking Hydrology and Aquatic Ecology” (pag.77-90)
  28. Jörgensen, S.E, Zhang, J. – 2004 – *Modelling the application of ecohydrological pollution control*, Ecohydrology and Hydrobiology, vol.4, no.3 (pag.290-297)
  29. Jun, X. , Zhonggen, W., 2001 – *Eco-environment quality assessment: a quantifying method and case study in the Ning Xia arid and semiarid region, China*, IAHS Publication nr. 266 „Hydro-ecology: Linking Hydrology and Aquatic Ecology”(pag.139-150)
  30. Jun, X., 1995 – *A grey clustering approach to prediction of the impact of a water resource project on wild animals*, IAHS Publication nr. 230, „Man's Influence on Freshwater Ecosystems and Water Use” (pag.227-236)
  31. Kendall, M., 1955 - *Rank Correlation Methods*, Second Edition. Charles Griffin and Company, London.
  32. Kern, J., s.a., 2002 – *Azot dynamics on the Amazon floodplain in relation to the flood pulse of Solimões river*, IAHS Special Publication no.6 „The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands”(pag.35-45)
  33. Khaïter, P., 1995 – *Hydrobiological responses to eutrofication: Volga river reservoirs, Russia*, IAHS Publication nr. 230, „Man's Influence on Freshwater Ecosystems and Water Use”(pag.185-190)
  34. Kiselev, P.G., 1988 – *Îndreptar pentru calcule hidraulice*, Ed. Tehnică București
  35. Kotti, M.E., Velssidis, A.G., Thanasoulas, N.C., Evmiridis, N.P., 2005 – *Assessment of River Water Quality in Nothwestern Greece*, Water Resource Management, ed. Springer, (pag.77-94)

36. Kundzewicz, Z.W., 2002 – *Ecohydrology – seeking consensus on interpretation of the notion*, IAHS, Hydrological Science – Journal – des Sciences Hydrologiques, 47(5) (pag.559-571)
37. Lake, P.S., 2003 – *Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters*, Freshwater Biology, vol. 48, issue 7
38. Lehmann, E.L., 1975 - *Nonparametrics: Statistical Methods Based on Rank*, Holden-Day, San Francisco.
39. MacKay, H., 2001 – *Development of methodologies for setting integrated water quantity and quality objectives for the protection of aquatic ecosystems*, IAHS Publication nr. 268, "Regional Management of Water Resources" (pag.115-122)
40. Manoliu, M., Ionescu, C., 1998 – *Dezvoltare durabilă și protecția mediului*, \*H\*G\*A\* București
41. Marchese, M, s.a., 2002 – *Benthic macroinvertebrates and physical habitat relationships in the Parana river flood-plain system*, IAHS Special Publication no.6 „The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands” (pag.111-130)
42. Mayorga, E., Aufdenkampe, A., 2002 – *Processing of bioactive elements in the Amazon river basin*, IAHS Special Publication no.6 „The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands”(pag.1-20)
43. Mc. Clain, M.E., 2002 – *The application of ecohydrological principles for better water resources management in South Africa*, IAHS Special Publication no.6 „The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands” (pag.193-206)
44. Meador, M.R., Hupp, C.R., Cuffnez, T.F., Gurtz, M.E., 1993- *Methods of characterizing stream habitat as part of national water-quality assessment program*, USGS Open-File Report, (pag.93-408)
45. Mengxiong, C., 1995 – *Impacts of human activities on the hydrological regime and ecosystems in an arid area of northwest China*, IAHS Publication nr. 230, „Man’s Influence on Freshwater Ecosystems and Water Use” (pag.131-140)
46. Meybeck, M., de Marsily, G., Fistic, E., 1998 – *La Seine en son basin – Fonctionnement écologique d’un système fluvial anthropisé*, ed. Elsevier, Paris, France
47. Mirel, I., 2005 – *Protecția resurselor de apă*, Curs postuniversitar Managementul integrat al apelor
48. Moatar, F. – teza de doctorat *Modelarea statistică și deterministă a parametrilor fizico-chimici utilizați în supravegherea apelor râurilor: Aplicații la validarea datelor măsurate în continuu*
49. Mocanu F.C., 2005 – *Câteva modele de funcționarea ecologică/hidrologică a cursurilor de apă*– Ziua Mondială a Apei – “Apa pentru viața” – “Dezvoltarea durabilă a resurselor de apă”, Timisoara
50. Mocanu F.C., Ciurea G., 2005 – *Zone protejate din Banat. Reabilitarea zonei "Mlastinile Satchinez"*, dizertație curs postuniversitar Managementul integrat al apei, Timisoara
51. Mocanu F. C., Cretu Gh., Schubert E., 2006 - *The Analysis of Some Hydrological Models Based on Ecohydrological Correlations*, PFHD Conference, Timisoara

52. Mocanu, F.C., Cretu, Gh., 2006 - The Synergetic Effects of the Organic Pollution on Aquatic Ecosystems from Banat Catchment Area, Work-shop Ecohydrology, Tulcea
53. Mocanu F. - Ecohydrology, tool for the lasting management of water resources, 2005 - Simpozion "The Modern Conceptions in Hydrotechnical Developments Engineering", Buletin Stiintific UPT, Seria Hidrotehnica, Tom 49(63), Fascicola 12
54. Ouellet - Plamondon, C., et al., 2006 - *Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed wetlands in cold climate*, Ed. Elsevier, *Ecological Engineering*, 27
55. Oyebande, L. , 2001 - *Streamflow regime change and ecological response in the Lake Chad basin in Nigeria*, IAHS Publication nr. 266 „Hydroecology: Linking Hydrology and Acquatic Ecology” (pag.101-112)
56. Peters, N.E., Buell, G.R., Frick, E.A., 1997 - *Spatial and temporal variability in nutrient concentrations in surface waters of the Chattahoochee River basin near Atlanta, Georgia, USA*, IAHS Publication nr. 243, "Freshwater Contamination" (pag.153-166)
57. Popa, R., 1998 - *Modelarea calității apei din râuri*, Ed. H\*G\*A\* București
58. Portporato, A., Rodriguez-Iturbe, I., 2002 - *Ecohydrology - a challenging multidisciplinary research perspective*, IAHS, *Hydrological Science - Journal - des Sciences Hydrologiques*, 47(5) (pag.811-820)
59. Rosales, J, s.a., 2002 - *Ecohydrology of riparian forests in the Orinoco river basin*, IAHS Special Publication no.6 „The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands”(pag.93-108)
60. Rummyantsev, V., Mendel, O., Kondratyev, S., 1995 - *Mathematical modelling of stream water quantity and quality*, IAHS Publication nr. 230, „Man's Influence on Freshwater Ecosystems and Water Use”(pag.81-88)
61. Saito, L., Darrell, G.F., s.a. - 2001 - *Interdisciplinary modelling to assess ecosystem effects of reservoir operation*, IAHS Publication nr. 272, „Integrated Water Resources Management”(pag.373-378)
62. Sarandón, R., Gavino Novillo, J.M., 2004 - The use of parametrical models for carrying capacity assessment in a natural reserve in Tierra del Fuego (Fireland), *Ecohydrology and Hydrobiology*, vol.4, no.3
63. Șerban, A.C., 2001 - *Modelarea seriilor temporale. Noțiuni teoretice și aplicații de hidrologie*, Ed. H\*G\*A\* București
64. Șerban, P., 1995 - *Modele hidrologice deterministe*, Ed. Didactică și Pedagogică București, Program TEMPUS Sciences de l'eau et environnement
65. Snelder, T., Biggs, B., Weatherhead, M., 2001 - *Inclusion of ecosystem concepts in integrated management of river resources*, IAHS Publication nr. 272, „Integrated Water Resources Management”(pag.379-386)
66. Tuatha, T., Eko, H. - 2001 - *Dynamic modelling for controlling the water quality of Situ Cibuntu effluent*, *Ecohydrology*, Asia-Pacific Region, Proceeding Workshop, Indonezia
67. van Puijenbroek, P.J.T.M., Knoop, M. - *Integrated modelling for nutrient loading and ecology of lakes in the Netherlands*, *Ecological Modelling*, vol. 174, issue 1-2
68. Wasson, J.G., s.a., 2002 - *Hydro-ecoregions of the Bolivian Amazon: a geographical framework for the functioning of river ecosystems*, IAHS Special Publication no.6 „The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands” (pag.69-89)

69. Webb, B.W., Walling, D.E., 1995 – *The long-term thermal impact of reservoir operation and some ecological implications*, IAHS Publicationnr. 230, „Man’s Influence on Freshwater Ecosystems and Water Use”(pag.245-259)
70. Winfield, I., Fletcher, J.M., James, J.B., 2004 – *Modelling the impact of water level fluctuations on the population dynamics of whitefish in Haweswater, U.K.*, *Ecohydrology and Hydrobiology*, vol.4, nr.4
71. Wong, T.W., 2002 – *Use of artificial flood events to demonstrate the invalidity of simple mixing models*, *Discussion*, IAHS, *Hydrological Science – Journal – des Sciences Hydrologiques*, 47(5)(pag.833-836)
72. Zalewski, M., 2002 – *Ecohydrology, the use of ecological and hydrological processes for sustainable management of water resources*, IAHS, *Hydrological Science – Journal – des Sciences Hydrologiques*, 47(5) (pag.823-831)
73. Zalewski, M., Harper, M.David, 2001 – *Ecohydrology & Hydrobiology*, Polish Academy of Science, Warsaw
74. Zalewski M., 2000 – *Ecohydrology – the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources*, *Ecological engineering* 16, ed. Elsevier
- \*\*\*\*\*, 1975 – *Reaerarea artificială pe râul Bega*, Contract no.40/1975, UPT, Facultatea de Construcții, Catedra de Construcții Hidrotehnice și Îmbunătățiri Funciare, Timisoara
- \*\*\*\*\*, 1999 – *Ecohidrologie*, Workshop, Timisoara
- \*\*\*\*\*, 2000 – *Ecological Engineering*, The Journal of Ecotechnology, Ed. Elsevier, Ireland
- \*\*\*\*\*, 2000 – *USEPA, Principles for the Ecological Restoration of Aquatic Resources*. EPA841-F-00-003. Office of Water (4501F), United States Environmental Protection Agency, Washington, DC. 4 pp.
- \*\*\*\*\*, 2002 – *VICAIRE (Virtual Campus in Hydrology)*, web-site
- \*\*\*\*\*, 2004 – *Integrated Watershed Management – Ecohydrology and Phytotechnology – Manual*, United Nations Environment Programme, Division of Technology, Industry and Economics – International Environmental Technology Centre, UNEP
- \*\*\*\*\*, 2004 – *Planul de management al Spatiului Hidrografic Banat*
- \*\*\*\*\*, 2005 – *Water Resources Management*, an International Journal, vol. 19, No.1, Ed. Springer, Olanda
- \*\*\*\*\* - Software XL – STAT

Principalele surse de poluare punctiformă de pe cursul de apă Bega [Direcția Apelor Banat]:

**Anexa I**

| Complex                          |         | Valori limita             |       | Valori înregistrate |         |
|----------------------------------|---------|---------------------------|-------|---------------------|---------|
|                                  |         | Concentratia t/an         |       | Min                 | Max     |
| Turistic<br>Valea lui<br>Liman   | Q       | 0.360 m <sup>3</sup> /zi  |       | 0.150               | 0.460   |
|                                  | CBO5    | 25.000                    | 0.250 | 9880                | 74.500  |
|                                  | NO2     | 1000                      | 0.010 | 0.021               | 0.152   |
|                                  | NO3     | 25.000                    | 0.250 | 0.029               | 1.161   |
|                                  | Ntotal  | -                         | -     | 5040                | 46.500  |
|                                  | P total | 2.000                     | 0.020 | 0.550               | 6.000   |
| Primaria<br>Tomesti              | Q       | 1.100 m <sup>3</sup> /zi  |       | 1440                | 5100    |
|                                  | CBO5    | 25.000                    | 0.867 | 23.550              | 86.800  |
|                                  | NO2     | -                         |       | 0.003               | 0.657   |
|                                  | NO3     | -                         |       | 0.032               | 0.555   |
|                                  | Ntotal  | 15.000                    | 0.520 | 12.200              | 34.800  |
|                                  | P total | 2.000                     | 0.069 | 0.800               | 3.920   |
| Solventul –<br>sector<br>Margina | Q       | 2000 m <sup>3</sup> /zi   |       |                     |         |
|                                  | CBO5    | 25.000                    | 0.475 |                     |         |
|                                  | NO2     |                           |       |                     |         |
|                                  | NO3     |                           |       |                     |         |
|                                  | Ntotal  | 15.000                    | 0.285 |                     |         |
|                                  | P total | 2.000                     | 0.038 |                     |         |
| Faget                            | Q       | 15.200 m <sup>3</sup> /zi |       | 1.540               | 3.780   |
|                                  | CBO5    | 25.000                    | 2.400 | 23.050              | 420.500 |
|                                  | NO2     |                           |       | 0.004               | 1.001   |
|                                  | NO3     |                           |       | 0.027               | 1.567   |
|                                  | Ntotal  | 15.000                    | 1.440 | 23.960              | 269.046 |
|                                  | P total | 2.000                     | 0.192 | 2.100               | 18.500  |

|                           |         |                             |            |          |          |
|---------------------------|---------|-----------------------------|------------|----------|----------|
| AQUATIM st.<br>de tratare |         |                             |            |          |          |
|                           | Q       | 750.000 m <sup>3</sup> /zi  |            | 226.000  | 133.000  |
|                           | CBO5    | 300.000                     | 1556.998   | 20.900   | 270.000  |
|                           | NO2     | 2.000                       | 10.380     | 0.027    | 0.548    |
|                           | NO3     | 25.000                      | 129.750    | 0.043    | 5.894    |
|                           | Ntotal  |                             |            | 20.000   | 163.200  |
|                           | P total | 5.000                       | 25.950     | 0.920    | 6.050    |
| AQUATIM st.<br>de epurare |         |                             |            |          |          |
|                           | Q       | 1500.000 m <sup>3</sup> /zi |            | 1164.000 | 1612.000 |
|                           | CBO5    | 300.000                     | 13.699,503 | 31.400   | 221.760  |
|                           | NO2     | 2.0000                      | 91.330     | 91.330   | 0.003    |
|                           | NO3     | 25.000                      | 1141,625   | 1141.625 | 0.027    |
|                           | Ntotal  |                             |            | 11.860   | 278.900  |
|                           | P total | 5.000                       | 228.325    | 0.700    | 5.060    |

Aportul surselor de poluare difuză în bazinul hidrografic al cursului de apă Bega:

| Nr.<br>Crt.   | Judetul           | Suprafata<br>aferenta<br>b.h. (km <sup>2</sup> ) | Cantitati specifice de nutrienti |         |
|---------------|-------------------|--|----------------------------------|---------|
|               |                   |  | Kg P/ha                          | Kg N/ha |
| 1             | Timis             | 4031,00  | 4,59                             | 14,29   |
| 2             | Arad              | 452,39   | 3,01                             | 14      |
| 3             | Hunedoara         | 9,99   | 0,33                             | 7,20    |
| 4             | Caras-<br>Severin | 0,06   | 0,44                             | 5,81    |
| Total bh Bega |                   | 4493,44  | 4,42                             | 14,26   |

Criteria pentru definirea surselor de poluare punctiformă semnificative **Anexa II**

[Planul de management al Spațiului Banat]

| <b>Nr. Crt.</b> | <b>Presiunea</b>   | <b>Criteria pentru evaluarea presiunilor semnificative</b>  |
|-----------------|--|---|
| 1.              | Evacuări de ape uzate orașenești neepurate <ul style="list-style-type: none"> <li>• Aglomerări cu &lt; 10 000 l.e.</li> <li>• Stații epurare cu &lt; 10 000 l.e.</li> </ul>    | neseemnificativ   |
| 2.              | Evacuări de ape uzate orașenești neepurate <ul style="list-style-type: none"> <li>• Aglomerări cu &gt; 10 000 l.e.</li> <li>• Stații de epurare cu &gt; 10 000 l.e.</li> </ul> | semnificativ  |
| 3.              | Evacuări de ape uzate orașenești numai cu treaptă mecanică > 10 000 l.e.   | semnificativ  |
| 4.              | Evacuări de ape uzate orașenești epurate mecanic și biologic, fără treaptă terțiară <ul style="list-style-type: none"> <li>• Stații de epurare cu &gt; 100 000 l.e.</li> </ul> | semnificativ dacă cel puțin un parametru este depășit <ul style="list-style-type: none"> <li>– CBO &gt; 25 mg/l</li> <li>– CCO &gt; 125 mg/l</li> <li>– Azot total &gt; 10 mg/l N</li> <li>– Fosfor total &gt; 1 mg/l P</li> </ul>  |
| 5.              | Evacuări industriale directe   | semnificativ dacă cel puțin un parametru este depășit <ul style="list-style-type: none"> <li>– CCO &gt; 2 t/zi</li> <li>– Pesticide &gt; 1 kg/an</li> <li>– metale grele și compușii lor</li> <li>– As și compușii săi ca As total &gt; 5 kg/an</li> <li>– Cd și compușii săi ca Cd total &gt; 5 kg/an</li> <li>– Cr și compușii săi ca Cr total &gt; 50 kg/an</li> </ul> |



|    |                            |   |
|----|----------------------------|---|
|    |                            | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Cu și compușii săi caCu total &gt; 50 kg/an</li> <li>- Hg și compușii săi caHg total &gt; 1 kg/an</li> <li>- Ni și compușii săi ca Ni total &gt; 20 kg/an</li> <li>- Pb și compușii săi caPb total &gt;20 kg/an</li> </ul> <p>Zn și compușii săi ca Zn total &gt;100 kg/an</p> |
| 6. | Surse agricole punctiforme | <p>semnificativ dacă cel puțin un parametru este depășit</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Azot total &gt; 50000 kg/an</li> <li>- Fosfor total &gt; 5000kg/an</li> </ul>   |

**Anexa IV**

| Nr. crt. | Indicatorul de calitate   | UM                                 | Valorile maxime admise |
|----------|---|------------------------------------|------------------------|
|          | A. Indicatori fizici  |                                    |                        |
| 1        | Temperatura <sup>1)</sup>   | °C                                 | 35                     |
|          | B. Indicatori chimici   |                                    |                        |
| 2        | pH<br>pentru Fluviul Dunărea  | unități pH                         | 6,5-8,5<br>6,5-9,0     |
| 3        | Materii în suspensie (MS) <sup>2)</sup>                                       | mg/dm <sup>3</sup>                 | 35 (60)                |
| 4        | Consum biochimic de oxigen la 5 zile (CBO <sub>5</sub> ) <sup>3)</sup>        | mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> | 20 25                  |
| 5        | Consum chimic de oxigen – metoda cu dicromat de potasiu (CCOCr) <sup>3)</sup> | mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> | 70 125                 |
| 6        | Azot amoniacal (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) <sup>7)</sup>                  | mg/dm <sup>3</sup>                 | 2 (3)                  |
| 7        | Azot total (N) <sup>7)</sup>  | mg/dm <sup>3</sup>                 | 10 (15)                |
| 8        | Azotați (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) <sup>7)</sup>                         | mg/dm <sup>3</sup>                 | 25 (37)                |
| 9        | Azotiți (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) <sup>7)</sup>                         | mg/dm <sup>3</sup>                 | 1 (2)                  |
| 10       | Sulfuri și hidrogen sulfurat (S <sub>2</sub> <sup>-</sup> )                   | mg/dm <sup>3</sup>                 | 0,5                    |
| 11       | Sulfiți (SO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> )                                      | mg/dm <sup>3</sup>                 | 1                      |
| 12       | Sulfați (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )                                      | mg/dm <sup>3</sup>                 | 600                    |
| 13       | Fenoli antrenabili cu vapori de apă (C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH)        | mg/dm <sup>3</sup>                 | 0,3                    |
| 14       | Substanțe extractibile cu solvenți organici                                   | mg/dm <sup>3</sup>                 | 20                     |
| 15       | Produse petroliere  | mg/dm <sup>3</sup>                 | 5                      |
| 16       | Fosfor total (P) <sup>7)</sup>  | mg/dm <sup>3</sup>                 | 1 (2)                  |
| 17       | Detergenți sintetici  | mg/dm <sup>3</sup>                 | 0,5                    |
| 18       | Cianuri totale (CN)   | mg/dm <sup>3</sup>                 | 0,1                    |
| 19       | Clor rezidual liber (Cl <sub>2</sub> )  | mg/dm <sup>3</sup>                 | 0,2                    |
| 20       | Cloruri (Cl <sup>-</sup> )  | mg/dm <sup>3</sup>                 | 500                    |
| 21       | Fluoruri (F)  | mg/dm <sup>3</sup>                 | 5                      |

|    |   |                    |       |
|----|---|--------------------|-------|
| 22 | Reziduu filtrat la 105 0C                                     | mg/dm <sup>3</sup> | 2.000 |
| 23 | Arsen (As <sup>+</sup> ) <sub>4</sub>                         | mg/dm <sup>3</sup> | 0,1   |
| 24 | Aluminiu (Al <sup>3+</sup> )                                  | mg/dm <sup>3</sup> | 5     |
| 25 | Calciu (Ca <sup>2+</sup> )                                    | mg/dm <sup>3</sup> | 300   |
| 26 | Plumb (Pb <sup>2+</sup> ) <sub>4</sub>                        | mg/dm <sup>3</sup> | 0,2   |
| 27 | Cadmiu (Cd <sup>2+</sup> ) <sub>4</sub>                       | mg/dm <sup>3</sup> | 0,2   |
| 28 | Crom total (Cr <sup>3+</sup> +Cr <sup>6+</sup> ) <sub>4</sub> | mg/dm <sup>3</sup> | 1     |
| 29 | Crom hexavalent (Cr <sup>6+</sup> ) <sub>4</sub>              | mg/dm <sup>3</sup> | 0,1   |
| 30 | Fier total ionic (Fe <sup>2+</sup> +Fe <sup>3+</sup> )        | mg/dm <sup>3</sup> | 5     |
| 31 | Cupru (Cu <sup>2+</sup> ) <sub>4</sub>                        | mg/dm <sup>3</sup> | 0,1   |
| 32 | Nichel (Ni <sup>2+</sup> ) <sub>4</sub>                       | mg/dm <sup>3</sup> | 0,5   |
| 33 | Zinc (Zn <sup>2+</sup> ) <sub>4</sub>                         | mg/dm <sup>3</sup> | 0,5   |
| 34 | Mercur (Hg <sup>2+</sup> ) <sub>4</sub>                       | mg/dm <sup>3</sup> | 0,05  |
| 35 | Argent (Ag <sup>+</sup> )                                     | mg/dm <sup>3</sup> | 0,1   |
| 36 | Molibden (Mo <sup>2+</sup> )                                  | mg/dm <sup>3</sup> | 0,1   |
| 37 | Seleniu (Se <sup>2+</sup> )                                   | mg/dm <sup>3</sup> | 0,1   |
| 38 | Mangan total (Mn)   | mg/dm <sup>3</sup> | 1     |
| 39 | Magneziu (Mg <sup>2+</sup> )                                  | mg/dm <sup>3</sup> | 100   |
| 40 | Cobalt (Co <sup>2+</sup> )                                    | mg/dm <sup>3</sup> | 1     |

**Anexa III**

XLSTAT 2006 - Linear regression - on 06/03/2006 at 22.20.28

Confidence interval (%): 95

Summary statistics

Summary statistics:

| Variable | Observations | Obs. with missing data | Obs. without missing data | Minimum | Maximum | Mean  | Std. deviation |
|----------|--------------|------------------------|---------------------------|---------|---------|-------|----------------|
| DEBIT    | 48           | 0                      | 48                        | 0,744   | 15,900  | 6,861 | 4,708          |
| CBO5     | 48           | 0                      | 48                        | 0,600   | 12,700  | 4,367 | 3,276          |

**Regression of variable DEBIT:**

Goodness of fit statistics:

|                         |         |
|-------------------------|---------|
| Observations            | 48,000  |
| Sum of weights          | 48,000  |
| DF                      | 46,000  |
| R <sup>2</sup>          | 0,082   |
| Adjusted R <sup>2</sup> | 0,062   |
| MSE                     | 20,797  |
| RMSE                    | 4,560   |
| MAPE                    | 145,376 |
| DW                      | 1,444   |
| Cp                      | 2,000   |

| AIC       | 147,627 |       |          |                   |                   |
|-----------|---------|-------|----------|-------------------|-------------------|
| SBC       | 151,369 |       |          |                   |                   |
| PC        | 0,998   |       |          |                   |                   |
| Source    | Value   | t     | Pr >  t  | Lower bound (95%) | Upper bound (95%) |
| Intercept | 5,066   | 4,588 | < 0,0001 | 2,843             | 7,289             |
| CBO5      | 0,411   | 2,025 | 0,049    | 0,002             | 0,820             |

Equation of the model:

$$\text{DEBIT} = 5,06592188552967 + 0,411077049115342 * \text{CBO5}$$

