

ACADEMIA REPUBLICII SOCIALISTE ROMÂNIA

COMITÉ DE RÉDACTION

Rédacteur en chef:

RADU CODREANU, Membre de l'Académie de la République Socialiste de Roumanie

Rédacteur en chef adjoint:

OLGA NECRASOV, membre correspondant de l'Académie de la République Socialiste de Roumanie

Membres:

MIHAI BĂCESCU, membre correspondant de l'Académie de la République Socialiste de Roumanie; dr. doc. PETRU BĂNĂRESCU; NICOLAE BOTNARIUC, membre correspondant de l'Académie de la République Socialiste de Roumanie; dr. ILIE DICULESCU; MIHAIL A. IONESCU, membre correspondant de l'Académie de la République Socialiste de Roumanie; PETRE JITARIU, membre de l'Académie de la République Socialiste de Roumanie; prof. dr. NICOLAE SIMIONESCU; GRIGORE STRUNGARU; dr. RADU MEȘTER — secrétaire de rédaction.

La «Revue roumaine de biologie — Série de biologie animale» paraît deux fois par an. Toute commande de l'étranger (fascicules ou abonnements) sera adressée à ROMPRESFILATELIA, Département d'exportation-importation (Presse), Boîte postale 12—201, télex 10376 prsfi r, Calea Griviței 64—66, 78104 Bucarest, Roumanie, ou à ses représentants à l'étranger. Le prix d'un abonnement est de \$ 38 par an.

Les manuscrits ainsi que toute correspondance seront envoyés à la rédaction. Les livres et les publications proposés en échange seront envoyés à Institutul de Științe Biologice, Splaiul Independenței 296, 79651 Bucarest.

REVUE ROUMAINE DE BIOLOGIE  
Série de biologie animale  
Calea Victoriei 125  
R — 79717 Bucaresti 22, România  
Tél. 50 76 80

EDITURA ACADEMIEI  
REPUBLICII SOCIALISTE ROMÂNIA  
Calea Victoriei 125  
R—79717 Bucaresti 22, România  
Tel. 50 76 80

7/11/69

REVUE  
ROUMAINE  
DE BIOLOGIE

SÉRIE DE BIOLOGIE ANIMALE

TOME 32, N° 2

juillet — décembre 1987

Travaux présentés au symposium

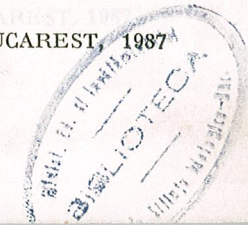
« L'évolution de l'état trophique des eaux dans le secteur roumain du Danube et du littoral de la Mer Noire »

Brăila, 18—19 septembre 1986

SOMMAIRE

- A. VĂDINEANU et S. CRISTOFOR, L'évolution de l'état trophique des écosystèmes aquatiques caractéristiques du Delta du Danube. 1. Le régime hydrologique, la transparence Secchi et la réserve de phosphore et d'azote 83 \*
- DORINA NICOLESCU, A. VĂDINEANU et S. CRISTOFOR, L'évolution de l'état trophique des écosystèmes aquatiques caractéristiques du Delta du Danube. 2. La dynamique de la biomasse du bactérioplancton . . . . . 93 \*
- A. VĂDINEANU, S. CRISTOFOR, DORINA NICOLESCU, CORNELIA DOROBANȚU et L. GAVRILĂ, L'évolution de l'état trophique des écosystèmes aquatiques caractéristiques du Delta du Danube. 3. La dynamique du carbone organique particulé et de ses fractions . . . . . 99 \*
- V. ZINEVICI et LAURA TEODORESCU, L'évolution de l'état trophique des écosystèmes aquatiques caractéristiques du Delta du Danube. 4. La dynamique du zooplancton . . . . . 111
- N. BOTNARIUC, GH. IGNAT, I. DIACONU et A. VĂDINEANU, L'évolution de l'état trophique des écosystèmes aquatiques caractéristiques du Delta du Danube. 5. La structure et la dynamique de la faune benthonique . . . . . 121

REV. ROUM. BIOL. — BIOL. ANIM., TOME 32, N° 2, P., 81—167, BUCAREST, 1987\*



20631



S. CRISTOFOR, L'évolution de l'état trophique des écosystèmes aquatiques caractéristiques du Delta du Danube. 6. Réponses de la végétation submersive en fonction de la réserve de nutriments et du régime hydrologique	120
N. BODEANU, Particularités du développement quantitatif du phytoplancton du littoral roumain de la mer Noire pendant la période 1983-1986.	139
PIA ELENA MIHNEA, The eutrophication process in the in-shore Romanian Black Sea	149
M. - T. GOMOIU, Quelques problèmes concernant le syndrome d'eutrophisation marine au niveau du benthos de la partie nord-ouest de la mer Noire	157
VASILICA DĂESCU et CECILIA PETRESCU, Certains aspects du processus de formation des trihalométhanes dans l'eau brute et traitée du Danube	163

## L'ÉVOLUTION DE L'ÉTAT TROPHIQUE DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES CARACTÉRISTIQUES DU DELTA DU DANUBE

### 1. LE RÉGIME HYDROLOGIQUE, LA TRANSPARENCE SECCHI ET LA RÉSERVE DE PHOSPHORE ET D'AZOTE

A. VĂDINEANU et S. CRISTOFOR

The dynamics of the water level (h), the Secchi transparency depth (SDT), the transparency index (SDT/h), the nutrient pool (DIN and TRP) and the DIN:TRP ratio was analysed for the characteristic aquatic ecosystems of the Danube Delta from november /84 - october/86.

The dynamics of the nutrient pools and that of the DIN:TRP ratio as well as their correlation with the SDT dynamics and with that of the transparency index in the aquatic ecosystems characteristic of the Danube Delta showed very advanced trophic stages during the period of investigation.

Après 1980, l'état trophique des écosystèmes aquatiques du Delta du Danube a évolué rapidement, ainsi que l'ont démontré toute une série de travaux qui ont analysé la dynamique de la structure et le taux du flux d'énergie aux niveaux des principaux compartiments des biocénoses (1) (10) (11). On a apprécié que dans les conditions d'un régime hydrologique déficitaire ont agi une série de facteurs extérieurs (le contenu de nutriments des eaux du Danube) et de l'intérieur du Delta (la réduction de la zone inondable, la fertilisation des bassins piscicoles aménagés, etc.) qui ont déterminé des modifications rapides et amples dans le circuit de l'azote et du phosphore.

Dans ce contexte, s'est imposée la nécessité de surveiller systématiquement la dynamique de la réserve de P et N dans le Danube et dans les écosystèmes aquatiques caractéristiques du Delta du Danube.

#### MATÉRIEL ET MÉTHODE

Dans une analyse antérieure, qui a pris en considération tant les principaux paramètres structuraux des biocénoses qu'une série de paramètres morphométriques (1) (5) (10), on a identifié six écosystèmes aquatiques caractéristiques pour les principales catégories d'écosystèmes aquatiques du Delta du Danube. Ceux-ci, représentés par les lacs Roșu et Isacova de l'île de Saint Georges, les lacs Matifa, Babina et Bogdaproste de l'île de Letea et le lac Băclănești situé dans la principale zone d'écoulement de Sîriasa-Șonțea, ainsi que les canaux qui assurent leur intégration dans le complexe du delta, ont constitué l'objet des recherches complexes qui ont été entreprises après 1982.

Les observations et les déterminations concernant les variables prises en considération dans le présent travail - le régime hydrologique, la profondeur moyenne ( $\bar{Z}$ ), la transparence Secchi (SDT) l'indice de transparence (SDT/ $\bar{Z}$ ) (2), l'azote inorganique dissout (DIN), le phosphore réactif total (TRP) - ont été effectuées mensuellement (à l'exception des



mois de janvier/85 et février/86 à cause du pont de glace) dans l'intervalle novembre/84—octobre/86, selon un programme de prélèvement des échantillons similaire à celui employé pour le phytoplancton (13). Ce programme a envisagé la nécessité de surprendre l'hétérogénéité des lacs et dans ce sens les échantillons ont été prélevés de 5 stations pour chaque système, à l'exception du lac Băclănești pour lequel on a prélevé les échantillons de 3 stations.

En supposant que l'évolution de l'état trophique des écosystèmes aquatiques du Delta du Danube est déterminée dans une mesure considérable par l'évolution de la réserve des nutriments (DIN et TRP) du Danube dans le secteur qui se trouve en amont de Ceatal Saint Georges on a considéré nécessaire de déterminer ces deux paramètres avec la même fréquence que les déterminations de l'intérieur du Delta.

Le secteur étudié a eu une longueur d'environ 100 km comprenant quatre sections (Brăila, Reni, Ceatal Chilia, Ceatal Saint Georges). La profondeur de la transparence Secchi a été mesurée à l'aide d'un disque au diamètre de 25 cm ayant des secteurs alternatifs blancs et noirs.

L'azote inorganique dissout (DIN) a été analysé sous forme d'azotate ( $N-NO_3$ ) avec acide phénoldisulphonique, d'azotite ( $N-NO_2$ ) avec  $\alpha$ -naphthylamine et d'ammoniac ( $N-NH_4$ ) par nesslerisation directe. Le phosphore réactif total (TRP) a été déterminé colorimétriquement en utilisant le molybdate d'ammonium (9).

Les résultats sont exprimés sous forme de valeurs moyennes pour chaque lac, respectivement pour le Danube.

## RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

### 1. LA PROFONDEUR ET LE RÉGIME HYDROLOGIQUE

Le régime hydrologique s'est situé dans le delta, pour une grande partie de l'intervalle pris en étude, à des valeurs réduites ou inhabituellement réduites. De la sorte, à partir de la seconde moitié de septembre 1985 et jusqu'au commencement de janvier 1986, la hauteur moyenne de la colonne d'eau n'a dépassé 2 m que dans le lac Roșu (2,2—2,3 m, ce qui représente des valeurs extrêmes, caractéristiques pour les périodes de sécheresse prolongée dans tout le bassin du Danube) tandis que dans les lacs Isacova et Matia, où habituellement la hauteur de la colonne d'eau ne descendait pas sous 2 m, elle s'est située dans cette période entre 1,2—1,8 m. Pour la même période, des valeurs extrêmement réduites ont été enregistrées aussi pour les lacs Babina (1,2—1,4 m), Bogdaproste (0,7—1 m) et Băclănești (0,4—1 m) (tableau 1). Le phénomène s'est répété dans l'intervalle juillet—novembre/86, atteignant, dans la première moitié d'octobre, les valeurs les plus réduites des niveaux à l'intérieur du Delta (tableau 1). La seule crue manifestée dans cet intervalle a débuté lentement dans la deuxième moitié du mois de janvier, atteignant le niveau maximum à la fin du mois d'avril. Il faut souligner que l'évolution de l'onde et son maximum se sont situés à la limite inférieure du domaine dans lequel ce phénomène varie habituellement d'une année à l'autre.

Tableau 1

La dynamique de la profondeur moyenne ( $\bar{Z}$ ), de la transparence Secchi (SDT) et de l'indice de transparence (SDT/ $\bar{Z}$ )

Mois/ années	ROȘU		ISACOVA		BOGDAPROSTE		MATIA		BABINA		BĂCLĂNEȘTI	
	$\bar{Z}$	SDT	$\bar{Z}$	SDT	$\bar{Z}$	SDT	$\bar{Z}$	SDT	$\bar{Z}$	SDT	$\bar{Z}$	SDT
XI/84	256	94	207	97	130	119	220	118	172	95	67	67
XII/84	250	88	168	52	111	60	198	52	116	42	82	82
IV/85	296	134	270	67	217	189	306	156	238	222	225	125
V/85	288	115	262	69	205	205	292	114	224	124	228	215
VII/85	287	117	250	50	175	175	240	105	200	135	207	207
VIII/85	258	84	235	57	154	154	264	66	200	138	132	132
VIII/85	240	60	210	50	110	100	225	40	180	75	115	115
IX/85	222	54	182	41	103	96	200	34	158	48	102	102
XI/85	220	80	125	105	70	70	160	50	120	70	—	—
XII/85	230	42	150	20	100	50	180	50	140	—	100	50
I/86	260	70	210	70	160	140	220	115	190	120	150	150
III/86	260	90	220	65	175	145	250	80	195	80	170	80
IV/86	295	120	270	95	210	150	305	138	240	165	240	140
V/86	260	120	220	85	160	160	230	55	185	145	150	150
VII/86	260	75	235	35	175	175	255	55	210	170	195	150
VIII/86	240	55	120	30	140	140	230	35	150	75	105	105
VIII/86	240	35	165	25	110	110	200	20	140	30	60	60
IX/86	220	40	140	40	90	45	170	25	130	25	40	40
XI/86	205	78	130	60	65	50	140	27	110	40	40	40

\*  $\bar{Z}$  et SDT — en cm.



Il est évident que seulement pour un intervalle de 4 mois (janvier—avril/86), l'apport d'eau du Danube a dépassé le niveau des écoulements et des éliminations par évapotranspiration, déterminant ainsi l'accumulation de l'eau dans les lacs du delta et la hausse de leurs niveaux. Pour la plupart de l'année, l'apport d'eau du Danube n'a pas pu compenser les écoulements et l'élimination par évapotranspiration, mécanisme qui a soutenu la réduction graduelle du niveau des eaux à l'intérieur du delta jusqu'à des valeurs très réduites.

Nous considérons que le niveau très réduit des eaux dans les lacs du delta en automne a été aussi influencé par le niveau et la courte durée de la crue d'automne (première décennie du mois de septembre/85) ou par son absence (1986).

## 2. SDT ET L'INDICE DE TRANSPARENCE

Si l'on fait l'analyse de la manière dans laquelle la transparence de l'eau et l'indice de transparence du même lac ont été modifiés dans l'espace (tableau 1), on constate certaines particularités corrélées tant au régime hydrologique qu'à la dynamique des composantes qui entrent dans la structure du compartiment carbone organique particulé.

— Dans les lacs Bogdaproste et Băclănești, où la dynamique de la réserve en nutriments a protégé la végétation submersée dans la compétition avec le phytoplancton, pendant toute la période de végétation, on a enregistré des valeurs maximales de la transparence et de l'indice de transparence.

Ces deux paramètres ont réduit significativement leurs valeurs pendant la saison froide (après la chute de la végétation submersée) surtout à cause des floraisons algales (4) (12).

— La dynamique particulière de la réserve en nutriments dans le lac Bogdaproste a permis que le phénomène de floraison se superpose à la dernière période de végétation des macrophytes submersées, ce qui a déterminé la réduction considérable de la transparence Secchi (0,5 m), respectivement de l'indice de transparence (0,5—0,77) dès le commencement du mois de septembre.

— Dans les lacs Matița, Babina, Roșu et Isacova, la transparence Secchi et l'indice de transparence ont eu une dynamique similaire, avec un maximum en novembre/85, déterminé par les modifications dans la structure du phytoplancton induites, par le choc thermique, suivi d'un minimum (décembre/85) déterminé par le début de la floraison d'hiver. Dans l'intervalle janvier—juin, ces deux paramètres ont évolué dans ces lacs, en étroite dépendance de l'évolution de la crue qui a modulé à son tour, la réserve en nutriments, respectivement le phénomène de la floraison.

Après l'extinction de l'onde de la crue la dynamique de ces deux paramètres a été conditionnée directement par l'évolution du phénomène de la floraison et indirectement par la dynamique de la réserve en nutriments (4) (12).

## 3. LA DYNAMIQUE DU DIN, DU TRP ET DU RAPPORT DIN:TRP

L'analyse des résultats (fig. 1) met en évidence que pendant les deux dernières années, la réserve d'azote a changé entre 1050—3310  $\mu\text{g N/l}$ , excepté la valeur (470  $\mu\text{g N/l}$ ) qui a caractérisé le mois de mai/86. Dans la même période, la réserve de phosphore a fluctué entre 86—280  $\mu\text{g P/l}$ .

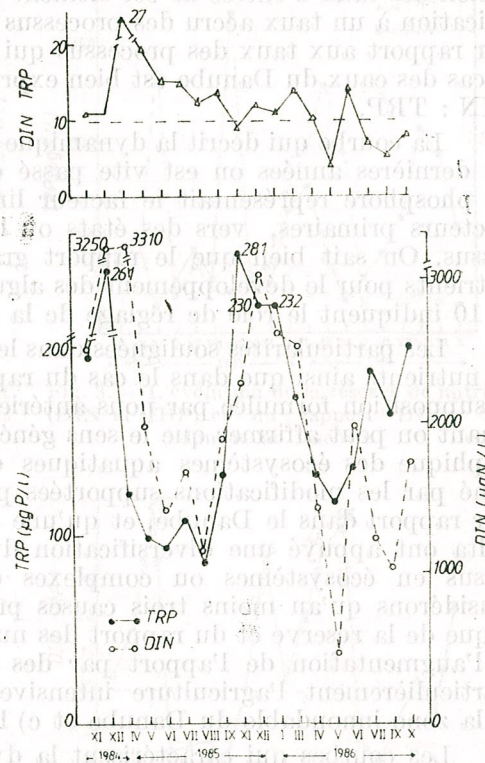


Fig. 1. — L'évolution de la réserve de nutriments (DIN et TRP) et du rapport DIN:TRP dans le secteur Brăila — Tulcea du Danube.

P/l. A remarquer qu'à tout moment le niveau de la réserve de P, respectivement N, a dépassé de beaucoup les limites critiques pour le processus de floraison algale des eaux (8—28 fois au-dessus du niveau critique pour P; 3—11 fois au-dessus du niveau critique pour N).

Si l'on fait l'analyse des courbes qui décrivent la dynamique des quantités de phosphore et d'azote inorganique des eaux du Danube avant l'entrée dans le Delta, on peut différencier les particularités suivantes:

— la périodicité des maximums enregistrés annuellement au cours des mois d'automne, correspond au régime hydrologique minimal du Danube;

— la périodicité des minimums a été déterminée par la fréquence et la durée des crues de printemps;

— dans le temps on a constaté une faible tendance de diminution des concentrations maximales et minimales d'azote et une tendance plus prononcée d'augmentation des concentrations minimales (de 86—95  $\mu\text{g}$



P/1 en juin—août/85 à presque 120 µg P/1 en mai/86) de la réserve de phosphore.

Conformément aux éléments ci-haut soulignés, on peut apprécier que pendant les deux dernières années s'est manifestée une tendance de restructuration du domaine de fluctuation de la réserve de phosphore par l'ascension de la limite inférieure, ce qui pourrait suggérer une augmentation des taux d'entrée de cet élément dans les eaux du Danube. L'intensification à un taux accru des processus qui assurent la dynamique (TRP) par rapport aux taux des processus qui assurent la dynamique DIN dans le cas des eaux du Danube est bien exprimée par la dynamique du rapport DIN : TRP.

La courbe qui décrit la dynamique de ce rapport montre que pendant les dernières années on est vite passé des états dans lesquels la réserve de phosphore représentait le facteur limitant le développement des producteurs primaires, vers des états où la réserve d'azote contrôle ce processus. On sait bien que le rapport gravimétrique optimal de ces deux nutriments pour le développement des algues est de 10 et que toutes valeurs > 10 indiquent le rôle de réglage de la réserve d'azote (7) (14).

Les particularités soulignées dans le cas de la dynamique de la réserve de nutriments ainsi que dans le cas du rapport gravimétrique, transforment la supposition formulée par nous antérieurement, dans une certitude. Maintenant on peut affirmer que le sens général de l'évolution du point de vue trophique des écosystèmes aquatiques du Delta du Danube a été déterminé par les modifications supportées par la réserve de nutriments et par leur rapport dans le Danube, et qu'une série de facteurs de l'intérieur du Delta ont appuyé une diversification du mode d'expression de ce processus en écosystèmes ou complexes d'écosystèmes particuliers. Nous considérons qu'au moins trois causes principales ont déterminé la dynamique de la réserve et du rapport des nutriments dans les eaux du Danube : a) l'augmentation de l'apport par des sources punctiformes et diffuses (particulièrement l'agriculture intensive); b) la diminution continue de la zone inondable du Danube et c) le régime hydrologique déficitaire.

Les courbes qui caractérisent la dynamique du TRP et du DIN et la dynamique du rapport gravimétrique DIN : TRP dans les lacs caractéristiques du Delta du Danube (fig. 2—7), mettent en évidence de nombreux aspects qui expliquent l'évolution dans le plan structural et fonctionnel de ceux-ci. Il faut souligner tout d'abord que dans tous les lacs et pendant tout l'intervalle où l'on a effectué des déterminations systématiques (novembre/84 — octobre/86), la réserve de phosphore n'a pas diminué (on fait abstraction de la valeur enregistrée pour le lac Roşu au mois de mai/86) sous le niveau critique de 10 µg P/1. La réserve d'azote a été maintenue sous la limite critique de 300 µg N/1 pendant 5—6 mois par an, période dans laquelle les algues planctoniques ou la végétation submerse se sont fortement développées (4) (12). Une remarque toute spéciale concerne le lac Bogdaproste pendant la saison de végétation de l'année 1985, quand le puissant développement de la végétation submerse n'a pas pu annuler complètement l'effet des entrées d'azote de la zone Matiţa — Merhei, ce qui a permis le commencement du phénomène de floraison alguale dès le mois de juillet (4).

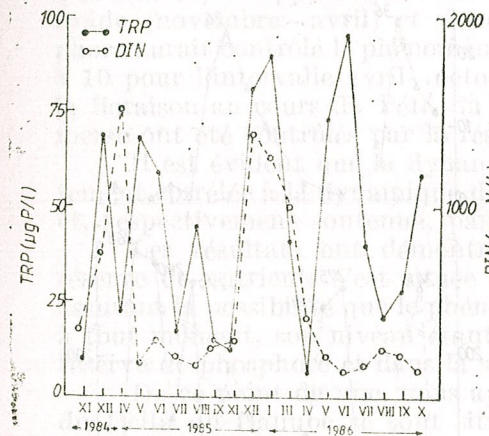
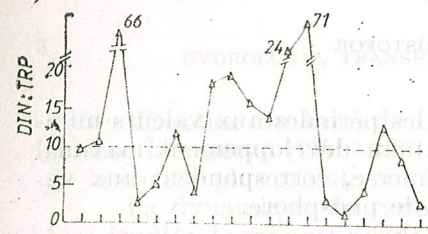


Fig. 2. — L'évolution de la réserve de nutriment (DIN et TRP) et du rapport DIN : TRP dans le lac Roşu.

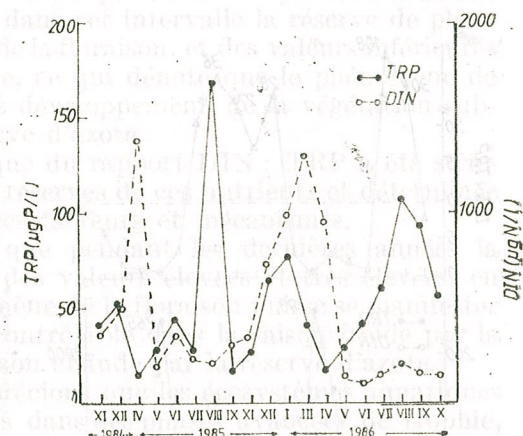
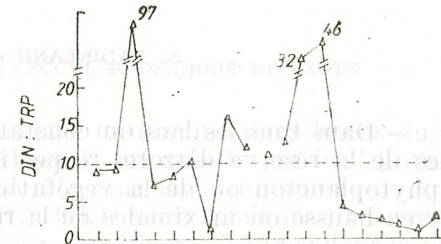


Fig. 3. — L'évolution de la réserve de nutriments (DIN et TRP) et du rapport DIN : TRP dans le lac Isacova.

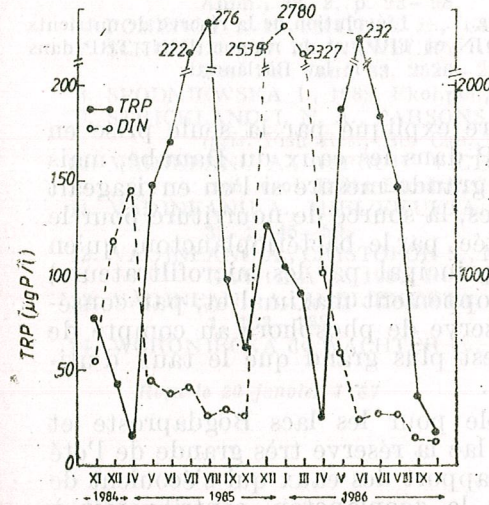
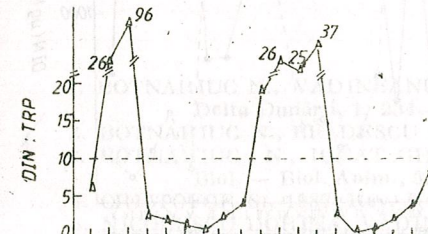


Fig. 4. — L'évolution de la réserve de nutriments (DIN et TRP) et du rapport DIN : TRP dans le lac Bogdaproste

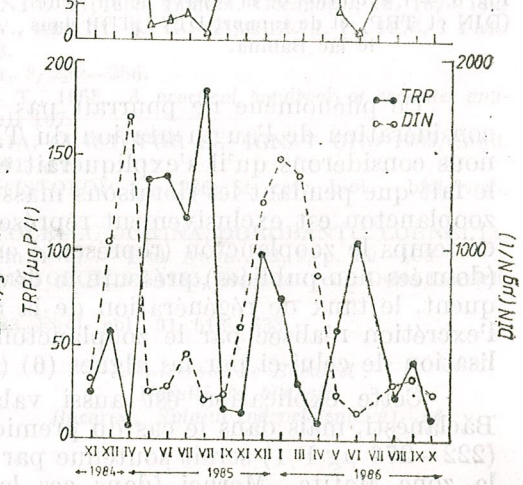
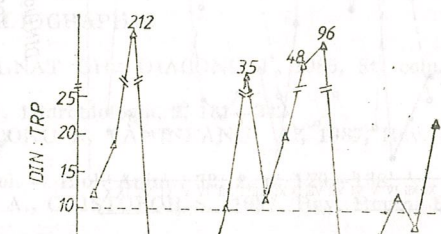


Fig. 5. — L'évolution de la réserve de nutriments (DIN et TRP) et du rapport DIN : TRP dans le lac Matiţa.



— Dans tous les lacs on constate que les périodes aux valeurs minimales de la réserve d'azote, respectivement au développement maximal du phytoplancton ou de la végétation submersive, correspondent aux valeurs en hausse ou maximales de la réserve de phosphore.

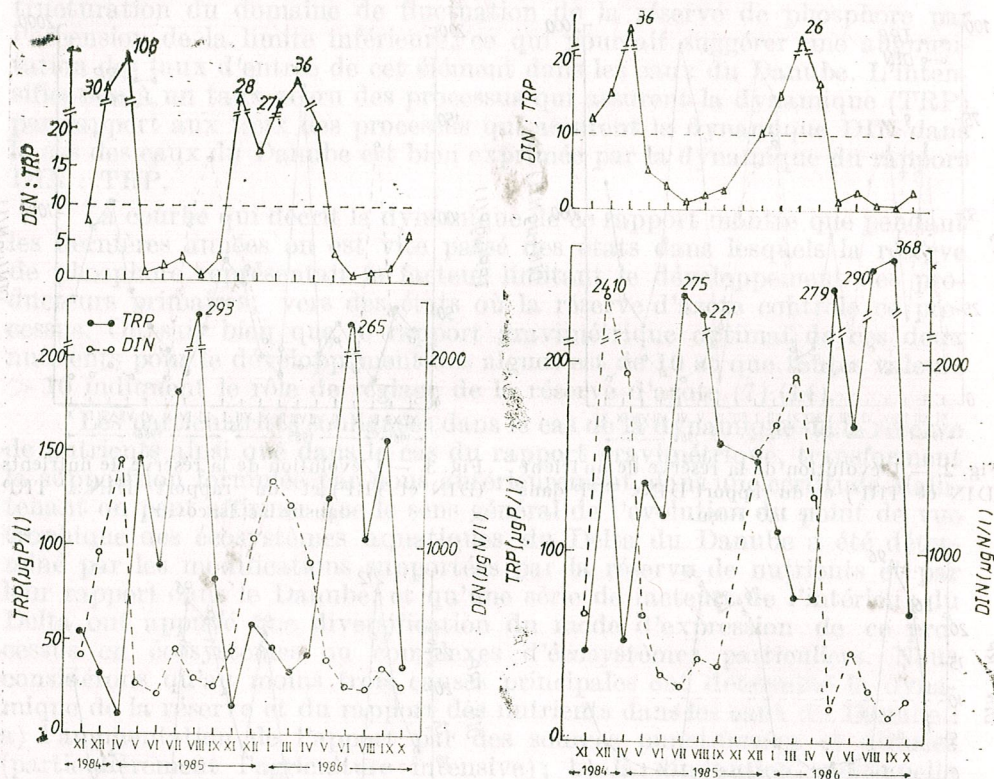


Fig. 6. — L'évolution de la réserve de nutriments (DIN et TRP) et du rapport DIN : TRP dans le lac Babina.

Ce phénomène ne pourrait pas être expliqué par la seule prise en considération de l'augmentation du TRP dans les eaux du Danube, mais nous considérons qu'il s'expliquerait en grande mesure si l'on envisageait le fait que pendant les floraisons massives, la source de nourriture pour le zooplancton est exclusivement représentée par le bactérioplancton, qu'en ce temps le zooplancton (représenté en principal par les microfiltrateurs) (données non-publiées) présente le développement maximal et, par conséquent, le taux de régénération de la réserve de phosphore au compte de l'excrétion réalisée par le zooplancton est plus grand que le taux d'utilisation de celui-ci par les algues (6) (8).

Cette explication est aussi valable pour les lacs Bogdaproste et Băclăneşti, mais dans le cas du premier lac la réserve très grande de l'été (222—276 µg P/l) serait soutenue par l'apport des eaux qui s'écoulent de la zone Matia—Merhei (dans ces lacs le zooplancton contribuerait à

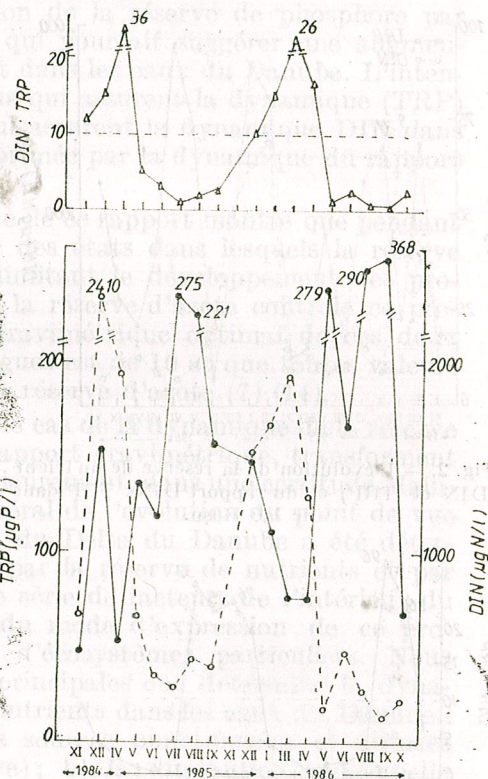


Fig. 7. — L'évolution de la réserve de nutriments (DIN et TRP) et du rapport DIN : TRP dans le lac Băclăneşti.

'intensification du taux de régénération), tandis que dans le cas du deuxième, la réserve (220—290 µg P/l) serait en grande partie l'expression de la charge plus grande en phosphore des eaux du Danube.

La dynamique du rapport DIN : TRP a été similaire dans tous les lacs étudiés, le rapport ayant des valeurs supérieures à 10 pendant la saison froide (novembre—avril) et donc, dans cet intervalle la réserve de phosphore aurait contrôlé le phénomène de la floraison, et des valeurs inférieures à 10 pour l'intervalle avril—octobre, ce qui dénote que le phénomène de la floraison au cours de l'été ou le développement de la végétation submersive ont été contrôlés par la réserve d'azote.

Il est évident que la dynamique du rapport DIN : TRP a été strictement corrélée à la dynamique des réserves de ces nutriments et déterminée et, respectivement soutenue, par ces facteurs et mécanismes.

Les résultats ont démontré que pendant les dernières années la réserve de nutriments s'est située à des valeurs élevées et très élevées, en assurant la possibilité que le phénomène de la floraison puisse se manifester à tout moment, son niveau étant contrôlable dans la saison froide par la réserve de phosphore et dans la saison chaude par la réserve d'azote.

De ce point de vue, nous apprécions que les écosystèmes aquatiques du Delta du Danube se sont situés dans des phases avancées de trophie, auxquelles ont correspondu certaines structures biocénétiques et certains stades de la productivité biologique (3) (4) (5) (12).

#### BIBLIOGRAPHIE

1. BOTNARIUC N., VĂDINEANU A., IGNAT GH., DIACONU I., 1985, St. com. ecol. Delta Dunării, 1, 234—244.
2. BOTNARIUC N., BELDESCU S., 1961, Hidrobiologia, 2, 161—242.
3. BOTNARIUC N., IGNAT GH., DIACONU I., VĂDINEANU A., 1987, Rev. Roum. Biol. — Biol. Anim., 32, 2.
4. CRISTOFOR S., 1987, Rev. Roum. Biol. — Biol. Anim., 32, 2, p. 129—138.
5. NICOLESCU DORINA, VĂDINEANU A., CRISTOFOR S., 1987, Rev. Roum. Biol. — Anim., 32, 2, p. 93—98.
6. POMEROY L. R., SMITH E. E., GRANT C. M., 1965, Limnol. Oceanogr., 10, 167—172.
7. SCHINDLER D. N., NEWBURY R. W., BEATY K. G., CAMPBELL P., 1976, J. Fish. Res. Bd. Can., 33, 2526—2543.
8. SPODNIIEWSKA I., 1983, Ecol. pol., 31, 2, 239—256.
9. STRICKLAND I. N. A., PARSONS R. T., 1968, A practical handbook of seawater analysis. Fish Res., Bd. Can., Bull 167.
10. VĂDINEANU A., ASPROIU VICTORIA, CRISTOFOR S., IGNAT GH., 1985, Stud. com. ecol. Delta Dunării, 1, 191—196.
11. VĂDINEANU A., HIEL'EKUETA, CRISTOFOR S., 1986, St. cerc. biol. — biol. veg., 31, 2, 45—50.
12. VĂDINEANU A., CRISTOFOR S., NICOLESCU DORINA, DOROBANȚU CORNELIA, GAVRILĂ L., 1987, Rev. Roum. Biol. — Biol. Anim., 32, 2, p. 99—109.
13. VĂDINEANU A., HIEL'EKUETA, CRISTOFOR S., 1985, St. com. ecol. Delta Dunării, 1, 153—168.
14. WORONIECKA de WACHTER U., 1983, Ecol. pol., 31, 613—633.

Reçu le 20 janvier 1987

Université de Bucarest  
Faculté de biologie  
Bucarest, Splaiul Independenței 91—95



# L'ÉVOLUTION DE L'ÉTAT TROPHIQUE DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES CARACTÉRISTIQUES DU DELTA DU DANUBE.

## 2. LA DYNAMIQUE DE LA BIOMASSE DU BACTÉRIOPLANCTON

DORINA NICOLESCU, A. VĂDINEANU et S. CRISTOFOR

On fait l'analyse de la biomasse bactérienne du plancton de 6 écosystèmes aquatiques lacustres du Delta du Danube: Roșu, Isacova, Matîța, Babina — dont la production primaire est assurée par le phytoplancton, et Bogdaproste, Băclănești — dont la production primaire est due spécialement aux macrophytes submerses. Les valeurs de la biomasse varient dans les limites comprises entre  $0,026\text{gC/m}^3$  —  $5,38\text{gC/m}^3$ , valeurs caractéristiques pour la plupart de la période, aux états de trophie avancée.

Dans les écosystèmes aquatiques du Delta du Danube, la microflore bactérienne joue un rôle important pour tout le flux de matière et d'énergie autant comme décomposant et minéralisateur de grandes quantités de matière organique existante, qu'en tant que base trophique pour les compartiments supérieurs.

Par leur spécificité, les écosystèmes aquatiques du type lacustre du Delta du Danube — alimentés (plus ou moins directement) du Danube — entourés de sols en formation, à une riche végétation, systèmes ouverts de petite profondeur (0,50—4,00 m) avec une production primaire (micro- et macrophitique) élevée et un riche input de matière organique, se caractérisent par la prédominance de la microflore bactérienne hétérotrophe, à densités numériques élevées (6, 7).

Par leur activité métabolique, les microorganismes :

— sont capables de s'attaquer aux substrats organiques qui ne peuvent pas être utilisés par les consommateurs ;

— produisent des substances spécifiques (biomasse) en utilisant la matière organique dissoute dans l'eau, constituant ainsi un vrai chaînon trophique, ce qui est de première importance dans le circuit du carbone dans les écosystèmes aquatiques.

Dans ces écosystèmes, l'énergie nécessaire à la production de biomasse microbienne est assurée par les réactions d'oxydo-réduction de la matière organique résultée du remplacement des populations phytoplantoniques ou de la chute des macrophytes aquatiques submerses à un cycle plus court ou plus long de vie, ainsi que de l'input.

### MATÉRIEL ET MÉTHODE

On a fait des déterminations sur la biomasse bactérienne planctonique de 6 écosystèmes aquatiques du type lacustre du Delta du Danube : Roșu (5 stations), Isacova (3 stations), Bogdaproste (3 stations), Matîța (3 stations), Babina (3 stations), et Băclănești (3 stations) dans l'intervalle 1984—1986 (Fig. 1).



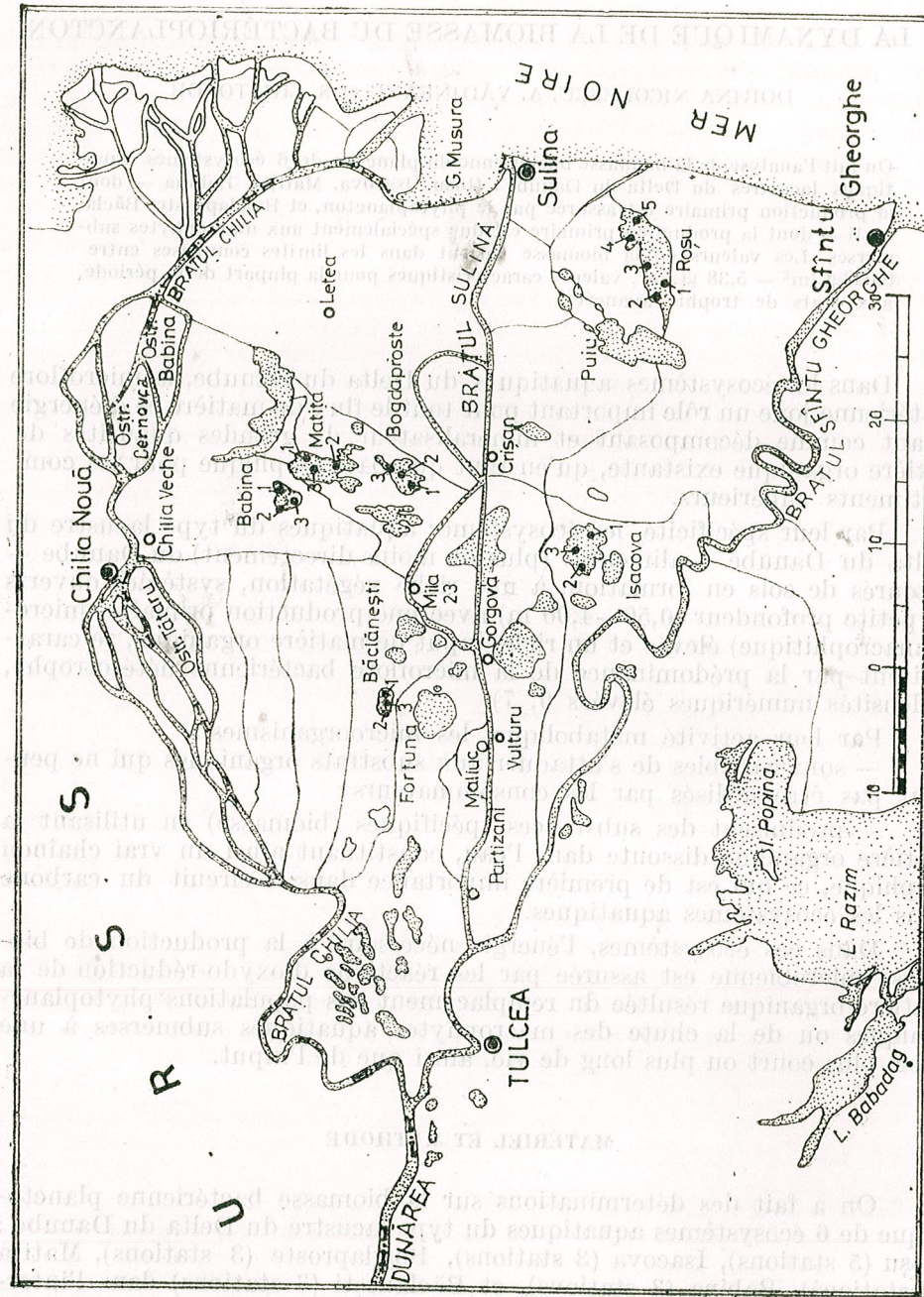


Fig. 1. — La distribution des écosystèmes aquatiques étudiés du Delta du Danube.

Dans ce but on a prélevé des échantillons moyens d'eau en profondeur (2 niveaux) à l'aide d'une bouteille type Patalas, préfiltrés par le tamis n° 25 en vue de retenir les composantes zooplanctoniques et partiellement phytoplanctoniques (11).

La biomasse bactérienne (le carbone organique associé au bactérioplancton) a été estimée en fonction de la concentration de l'ATP cellulaire, selon la méthode Holm-Hensen (4) dans la manière de séparation et détermination des différentes fractions du COP (11).

RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Pour les écosystèmes aquatiques du Delta du Danube, caractérisés dans la période janvier 1984—octobre 1986 par de puissantes floraisons alguales (les lacs Roșu, Isacova, Matita, Babina) avec de rapides remplacements des populations et par une macrovégétation submersive bien développée (les lacs Bogdaproste et Băclănești), les quantités de matière organique existantes ont constitué de vraies réserves de matière et d'énergie sur lesquelles avaient agi les microorganismes hétérotrophes, ayant comme résultat une large gamme de variation de leur biomasse.

De cette manière, la dynamique de la biomasse bactérienne planctonique (Fig. 2) évolue vers des courbes semblables pour les lacs

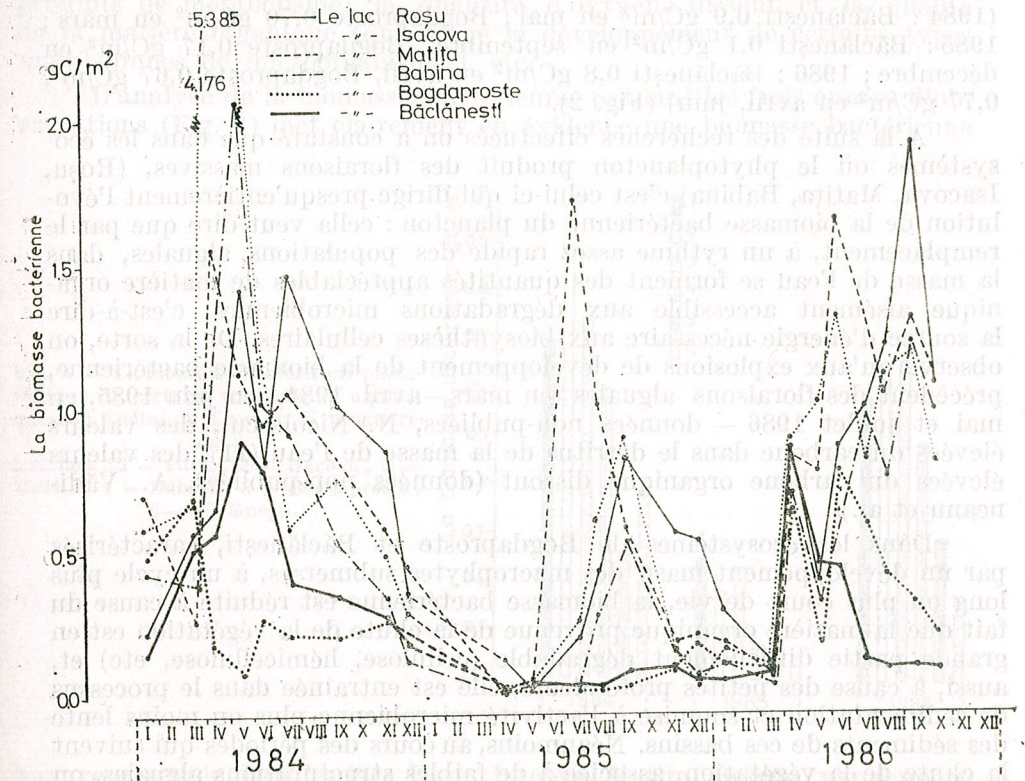


Fig. 2. — La dynamique de la biomasse bactérienne du plancton de certains écosystèmes aquatiques du Delta du Danube.



Isacova, Matîța, Babina, avec un développement cyclique dans le sens de certaines biomasses réduites et modérées dans l'intervalle janvier—mars, janvier—juillet pour l'année 1985 (0,026—0,7 gC/m<sup>2</sup>) suivi d'un développement explosif avec une variation des valeurs aux amplitudes maximales dans l'intervalle mai—août (1984), juin—septembre (1985, 1986) et une descendance de la courbe vers les mois de novembre—décembre (0,14 gC/m<sup>2</sup>); les lacs Bogdaproste et Băclănești présentent une biomasse bactérienne bien plus réduite dans la masse de l'eau avec une évolution dynamique particulière.

Il est à remarquer le fait que dans les lacs Roșu, Isacova, Matîța, Babina, où la production primaire est assurée par les algues planctoniques, dans la période de développement maximal, la biomasse bactérienne du plancton a oscillé dans des limites comprises entre 0,82—1,55 gC/m<sup>2</sup> en 1984 (à l'exception du lac Isacova qui avait enregistré au cours des mois avril—mai des valeurs maximales, respectivement de 4,2 et 5,4 gC/m<sup>2</sup>); 0,55—0,85 gC/m<sup>2</sup> en 1985 (à l'exception du lac Matîța qui a atteint, au mois de juillet, la valeur de 1,7 gC/m<sup>2</sup>) et 0,75—1,9 gC/m<sup>2</sup> en 1986. Les lacs Bogdaproste et Băclănești, où la production primaire est due spécialement aux macrophytes submerses, présentent généralement une microflore bactérienne planctonique bien inférieure du point de vue quantitatif, ayant des maximums d'une courte durée, aux amplitudes bien plus réduites (1984 : Băclănești 0,9 gC/m<sup>2</sup> en mai; Bogdaproste 0,70 gC/m<sup>2</sup> en mars; 1985 : Băclănești 0,1 gC/m<sup>2</sup> en septembre, Bogdaproste 0,17 gC/m<sup>2</sup> en décembre; 1986 : Băclănești 0,8 gC/m<sup>2</sup> en avril, Bogdaproste 0,67 gC/m<sup>2</sup>, 0,77 gC/m<sup>2</sup> en avril, juin) (Fig. 2).

A la suite des recherches effectuées on a constaté que dans les écosystèmes où le phytoplancton produit des floraisons massives, (Roșu, Isacova, Matîța, Babina) c'est celui-ci qui dirige presque entièrement l'évolution de la biomasse bactérienne du plancton : cela veut dire que par le remplacement, à un rythme assez rapide des populations alguales, dans la masse de l'eau se forment des quantités appréciables de matière organique aisément accessible aux dégradations microbiennes, c'est-à-dire la source d'énergie nécessaire aux biosynthèses cellulaires. De la sorte, on observe qu'aux explosions de développement de la biomasse bactérienne, précèdent des floraisons alguales (en mars—avril 1984, en juin 1985, en mai et juillet 1986 — données non-publiées, N. Nicolescu), des valeurs élevées du carbone dans le détritus de la masse de l'eau (11), des valeurs élevées du carbone organique dissout (données non-publiées, A. Vădineanu et al.).

Dans les écosystèmes de Bogdaproste et Băclănești, caractérisés par un développement massif des macrophytes submerses, à un cycle plus long ou plus court de vie, la biomasse bactérienne est réduite à cause du fait que la matière organique provenant de la chute de la végétation est en grande partie difficilement dégradable (cellulose, hémicellulose, etc) et, aussi, à cause des petites profondeurs, elle est entraînée dans le processus de sédimentation et soumise à l'activité microbienne plus ou moins lente des sédiments de ces bassins. Néanmoins, au cours des périodes qui suivent la chute de la végétation, associée à de faibles structurations alguales, on observe une augmentation de la biomasse bactérienne du plancton (juin, septembre 1984—Bogdaproste, mai 1984—Băclănești).

Dans un autre ordre d'idées, on sait que les bactéries peuvent constituer à elles seules ou dans des agrégats détrito-bactériens (5) la nourriture préférentielle pour le zooplancton. L'existence, dans les écosystèmes analysés, d'un riche zooplancton paisible filtrateur de petites dimensions (Roșu, Matîța—août, septembre 1984, mai 1986; Isacova—août 1984, septembre 1985; Matîța—août, septembre 1985; Babina—septembre 1984 — données non-publiées, V. Zinevici et Laura Teodorescu), justifie la diminution de la biomasse bactérienne dans cette période, surtout lorsqu'elle coïncide avec la dominance des cyanophycées coloniales de grande taille (ces dernières années, dans les écosystèmes aquatiques analysés, à partir du mois de juillet le poids de la biomasse alguale a été assurée par les cyanophycées (données non-publiées N. Nicolescu).

Bien sûr que la dynamique du développement de la microflore bactérienne, de sa biomasse n'est pas seulement le résultat du développement du phytoplancton ou des macrophytes aquatiques (source de matière et d'énergie) et de la pression exercée par le zooplancton dans certaines périodes, mais elle est dépendante (directement ou indirectement) de la température de l'eau (fait évident dans la dynamique présentée — développement maximal au cours de la période chaude et minimal au cours de celle de froide), de certains facteurs inhibiteurs du milieu (certains produits de métabolisme), la quantité d'oxygène dissout et la qualité de la matière organique (qui dirige le développement de certains types métaboliques de microorganismes), etc.

L'analyse de la biomasse bactérienne pendant les trois années d'observations (Fig. 3) met clairement en évidence une biomasse bactérienne

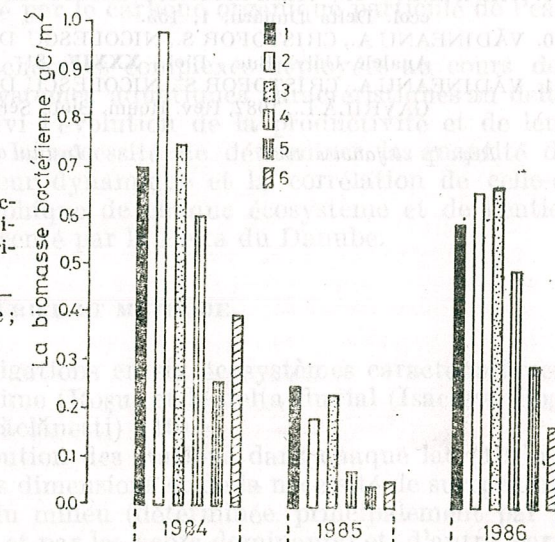


Fig. 3. — La biomasse bactérienne planctonique de certains écosystèmes aquatiques du Delta du Danube ( $\bar{x}$  géométrique).

Les lacs : 1 — Roșu; 2 — Isacova; 3 — Matîța; 4 — Babina; 5 — Bogdaproste; 6 — Băclănești.

bien représentée dans les lacs Roșu, Isacova, Matîța, Babina, par rapport aux lacs Bogdaproste et Băclănești, l'année 1985 ayant les plus faibles développements de la microflore bactérienne du plancton.



Par rapport aux autres écosystèmes présentés dans la littérature spécialisée (2, 3, 5, 8) les valeurs de la biomasse bactérienne planctonique des écosystèmes aquatiques du Delta du Danube analysés, permettent leur intégration dans la catégorie des bassins eutrophes, avec certains moments ou zones de polytrophie ou mésotrophie.

D'autre part, la biomasse bactérienne planctonique de ces écosystèmes, met en évidence l'existence d'une riche source de matière et d'énergie dans la masse de l'eau pour les consommateurs, sa dynamique démontrant indirectement la capacité élevée de dégradation dans la masse de l'eau des substances organiques dans les lacs Roşu, Isacova, Matia, Babina, par rapport aux lacs Bogdaproste, Băclăneşti, où ces dégradations se produisent lentement dans le sédiment où elles sont accumulées.

#### BIBLIOGRAPHIE

1. BERGMEYER U. H., 1974, *Methods of enzymatic analysis*, vol. 4, Academic, Press, New-York — London, p. 2101.
2. BO RIEMANN ET AL., 1982, *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* **67**, 2, 145.
3. GODLEWSKA-LIPOWA A., 1983, *Ekol. pol.*, **31**, 3, 667.
4. HOLM HENSEN O., BOOTH R. C., 1966, *Limnol. Oceanogr.*, **11**, 510.
5. HILLBRICHT-ILKOWSKA, 1983, *Ekol. pol.*, **31**, 3, 801.
6. NICOLESCU DORINA, 1981, *Producția și productivitatea ecosistemelor acvatice*, Edit. Academiei, Bucureşti, 85.
7. NICOLESCU DORINA, SIN VASILICA, 1980, *Trav. Mus. Hist. Natl. „Grigore Antipa”*, **XXII**, 197.
8. SOROKIN Y. I., KADOTA H., 1975, *IBP*, **23**, Handbook, London NWI.
9. VĂDINEANU A., HIEL'EKUETA, CRISTOFOR S., RUGEA IRINA, 1985, *St. com. ecol. Delta Dunării*, **1**, 155.
10. VĂDINEANU A., CRISTOFOR S., NICOLESCU DORINA, RUSNAC GABRIELA, 1985, *Analele Univ. Buc., Biol.*, **XXXIV**, 81.
11. VĂDINEANU A., CRISTOFOR S., NICOLESCU DORINA, DOROBANȚU CORNELIA, GAVRILĂ L., 1987, *Rev. Roum. Biol., Sér., Biol. Anim.*, **32**, 2, p. 99—109.

Reçu le 20 janvier 1987

Institut des Sciences Biologiques Bucarest,  
Splaiul Independenței 296

## L'ÉVOLUTION DE L'ÉTAT TROPHIQUE DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES CARACTÉRISTIQUES DU DELTA DU DANUBE

### 3. LA DYNAMIQUE DU CARBONE ORGANIQUE PARTICULÉ ET DE SES FRACTIONS

A. VĂDINEANU, S. CRISTOFOR, DORINA NICOLESCU, CORNELIA DOROBANȚU et L. GAVRILĂ

On fait la caractérisation du sens général d'évolution de l'état trophique des écosystèmes aquatiques du Delta du Danube, en fonction des réponses élaborées par le carbone organique particulé total et par ses composantes, dans l'intervalle janvier 1984 — octobre 1986. Dans le cas du phytoplancton on fait l'analyse, d'une part, des réponses représentées par les valeurs de la biomasse exprimées en unités carbone et, d'autre part, des réponses enregistrées dans le plan de la structure qualitative.

On met en évidence, sur la base de l'analyse effectuée, que les écosystèmes aquatiques du Delta du Danube se sont maintenus dans cet intervalle, dans un domaine qui peut être caractérisé par des états de hypertrophie et on souligne les principaux mécanismes de réponse, respectivement les principaux facteurs qui ont déterminé ces états.

L'analyse de la structure des biocénoses des principaux types d'écosystèmes du Delta du Danube (14), (2), (3) a relevé que le compartiment clef par lequel est transférée la plupart du carbone et, respectivement, l'énergie, par voie directe (dans le cas où l'entrée de l'énergie est assurée spécialement par le phytoplancton) et par voie indirecte (via détritus sédimenté, lorsque l'entrée de l'énergie est assurée spécialement par la végétation submerse) était représenté par le carbone organique particulé de l'eau (COP<sub>tot</sub>).

Dans le contexte des recherches complexes déployées au cours des dernières années sur les écosystèmes aquatiques caractéristiques au delta et des recherches qui ont suivi l'évolution de la productivité et de leur état trophique, il s'imposait la nécessité de déterminer la quantité de COP<sub>tot</sub> et de ses fractions, leur dynamique et la corrélation de celle-ci avec l'évolution de l'état trophique de chaque écosystème et de l'entier complexe d'écosystèmes représenté par la Delta du Danube.

#### MATÉRIEL ET MÉTHODE

On a effectué les investigations en six écosystèmes caractéristiques, distribués dans le delta maritime (Roşu) et le delta fluvial (Isacova, Bogdaproste, Matia, Babina, Băclăneşti) (10).

Le nombre et la distribution des stations dans chaque lac (10) ont été établis en fonction de leurs dimensions et de la nécessité de surprendre, d'une part la hétérogénéité du milieu (déterminée principalement par le sens de la circulation de l'eau et par les vents dominants) et, d'autre part, le contenu en COP de l'eau des canaux qui alimentent et drainent les lacs.

Dans l'intervalle janvier/84—octobre/86 on a prélevé et analysé, 81 échantillons de chaque lac. La fréquence du prélèvement des échantillons

REV. ROUM. BIOL. — BIOL. ANIM., TOME 32, N° 2, P. 99—109, BUCAREST, 1987



a été mensuelle pour la plupart de l'intervalle, excepté les mois d'hiver lorsque les lacs ont été couvertes de glace.

La manière de prélèvement des échantillons et les méthodes de séparation des fractions, d'extraction de la chlorophylle « a » et de l'ATP et de dosage de la chlorophylle « a » de l'ATP et du carbone total sont présentées schématiquement dans la figure 1.

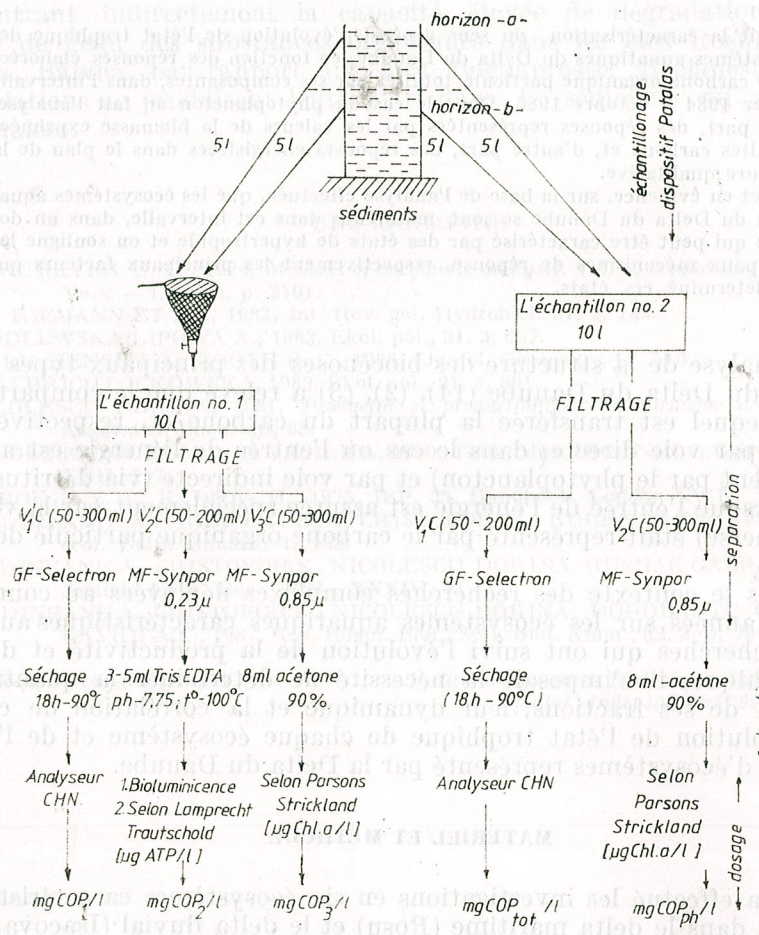


Fig. 1. — Le diagramme de la succession des opérations de séparation d'extraction et de dosage des fractions  $COP_{tot}$ .

Par préfiltrage (filet n° 25) du premier échantillon on a éliminé le zooplancton et en partie le phytoplancton (les colonies d'algues, particulièrement dans les périodes maximales du phénomène de floraison). L'analyse différenciée de ce premier échantillon a permis l'estimation des termes  $COP_1$ ,  $COP_2$  et  $COP_3$  qui ont été employés pour l'estimation indirecte des fractions représentées par le bactérioplancton ( $COP_b$ ) et le zooplancton ( $COP_z$ ). Le carbone associé aux algues ( $COP_3$  et  $COP_{ph}$ ) a été estimé en

utilisant le facteur 0,068 de transformation de la biomasse humide en unités de carbone. L'estimation de la biomasse humide du phytoplancton a été faite en fonction de la concentration de la chlorophylle « a » (14). Le carbone associé au bactérioplancton et au phytoplancton ( $COP_2$ ) a été estimé en fonction de la concentration de l'ATP (7). Les valeurs de la fraction  $COP_z$  ont été calculées par la différence entre  $COP_{tot}$  et  $COP^*$  et directement de la biomasse sèche du zooplancton. Le carbone associé au bactérioplancton ( $COP_b$ ) a été calculé aussi par la différence entre  $COP_2$  et  $COP_3$ . A la fin, le carbone associé au détritus en suspension ( $COP_d$ ) a été calculé par la différence entre  $COP_{tot}$  et la somme des quantités de carbone représentées par le phytoplancton, le bactérioplancton et le zooplancton. Pour mettre en évidence le sens général de l'évolution du  $COP_{tot}$  et de ses fractions, on a considéré les valeurs moyennes pour chaque lac.

### RÉSULTATS ET DISCUSSION S

Selon la manière dont les valeurs du  $COP_{tot}$  et de ses composantes se sont modifiées, on a considéré nécessaire d'analyser les résultats différenciés, d'une part pour les lacs Roşu, Isacova, Matiţa et Babina et d'autre part pour les lacs Bogdaproste et Băclăneşti. Cette différenciation a été déterminée principalement par les particularités géographiques — respectivement du régime hydrologique et par la présence ou l'absence des macrophytes submerses ainsi que par le mode dont ces facteurs ont influencé la dynamique de la réserve d'azote inorganique dissout (DIN) et la réserve du phosphore réactif total (TRP).

### LE PHYTOPLANCTON ( $COP_{ph}$ )

Dans le cas du premier groupe d'écosystèmes (fig. 2—5) la dynamique du  $COP_{ph}$  a couvert un domaine très large (0,05—38,7 g C/m<sup>2</sup>). Bien que le phénomène eût toute une série de particularités distinctes dans le cas de chaque lac, on peut quand même différencier certains traits généraux et une direction d'évolution unique de celui-ci. Au fond, les particularités spécifiques de chaque écosystème sont représentées par les expressions différenciées de ces traits généraux induits par les conditions locales. De la sorte, le domaine de fluctuation annuelle du  $COP_{ph}$  comprend, pour tous les quatre lacs, les phases suivantes :

- la phase d'évolution ascendante du paramètre, pour la saison chaude (juin—août ; juin—septembre) qui se superpose sur celle d'évolution descendante du niveau de l'eau ;

- la phase d'évolution ascendante, caractéristique en général à la saison froide, qui se superpose sur la phase d'évolution lentement ascendante du niveau de l'eau ;

- la phase descendante de la dynamique du  $COP_{ph}$  caractéristique aux mois d'avril—mai qui se superpose sur la phase d'évolution ascen-

\* corrigé pour les algues retenues sur le filet n° 25



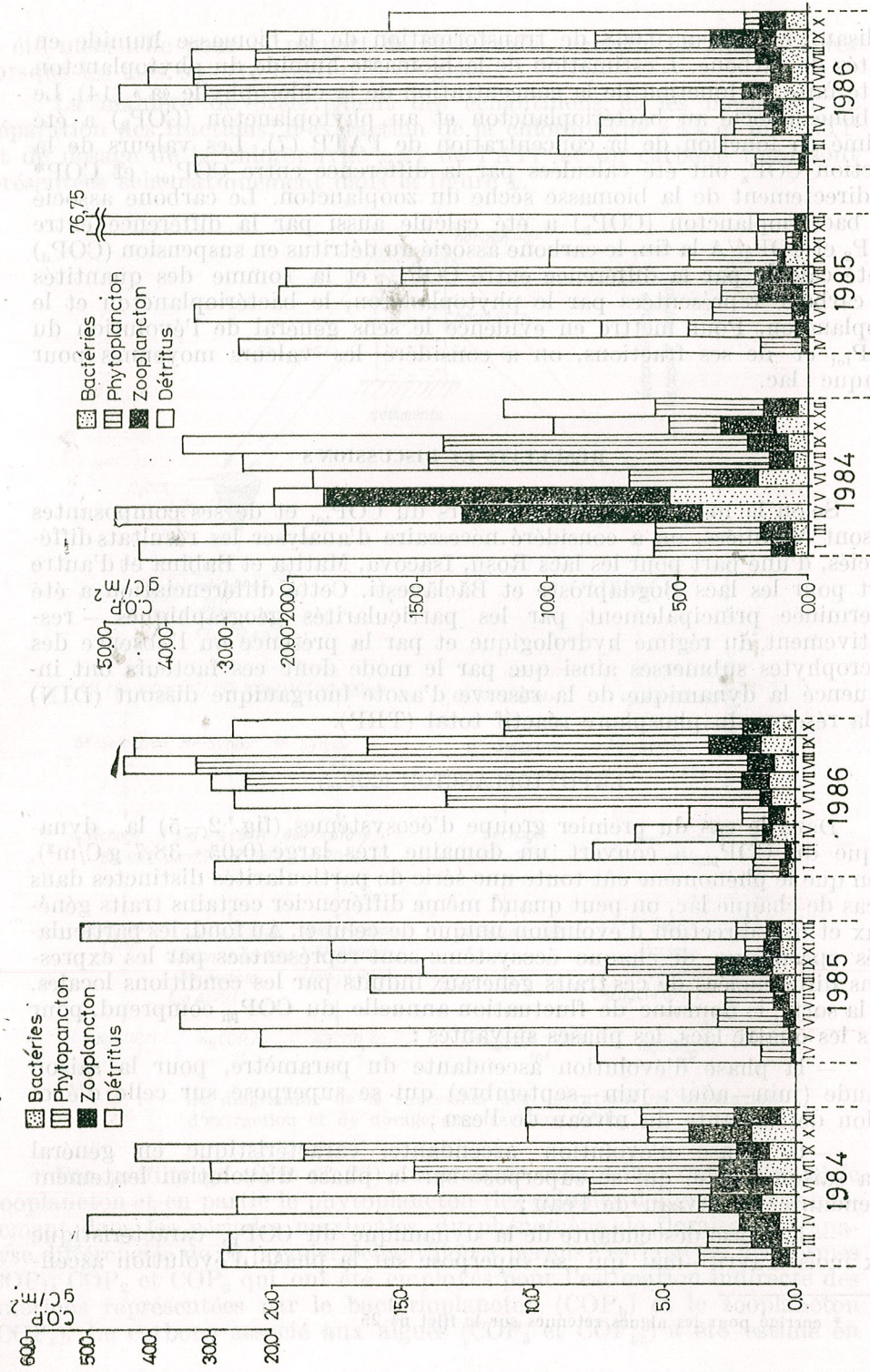


Fig. 2. — La dynamique du carbone organique particulé (COP<sub>tot</sub>) et de ses composantes dans le lac Rosu.

Fig. 3. — La dynamique du carbone organique particulé (COP<sub>tot</sub>) et de ses composantes dans le lac Isacova.

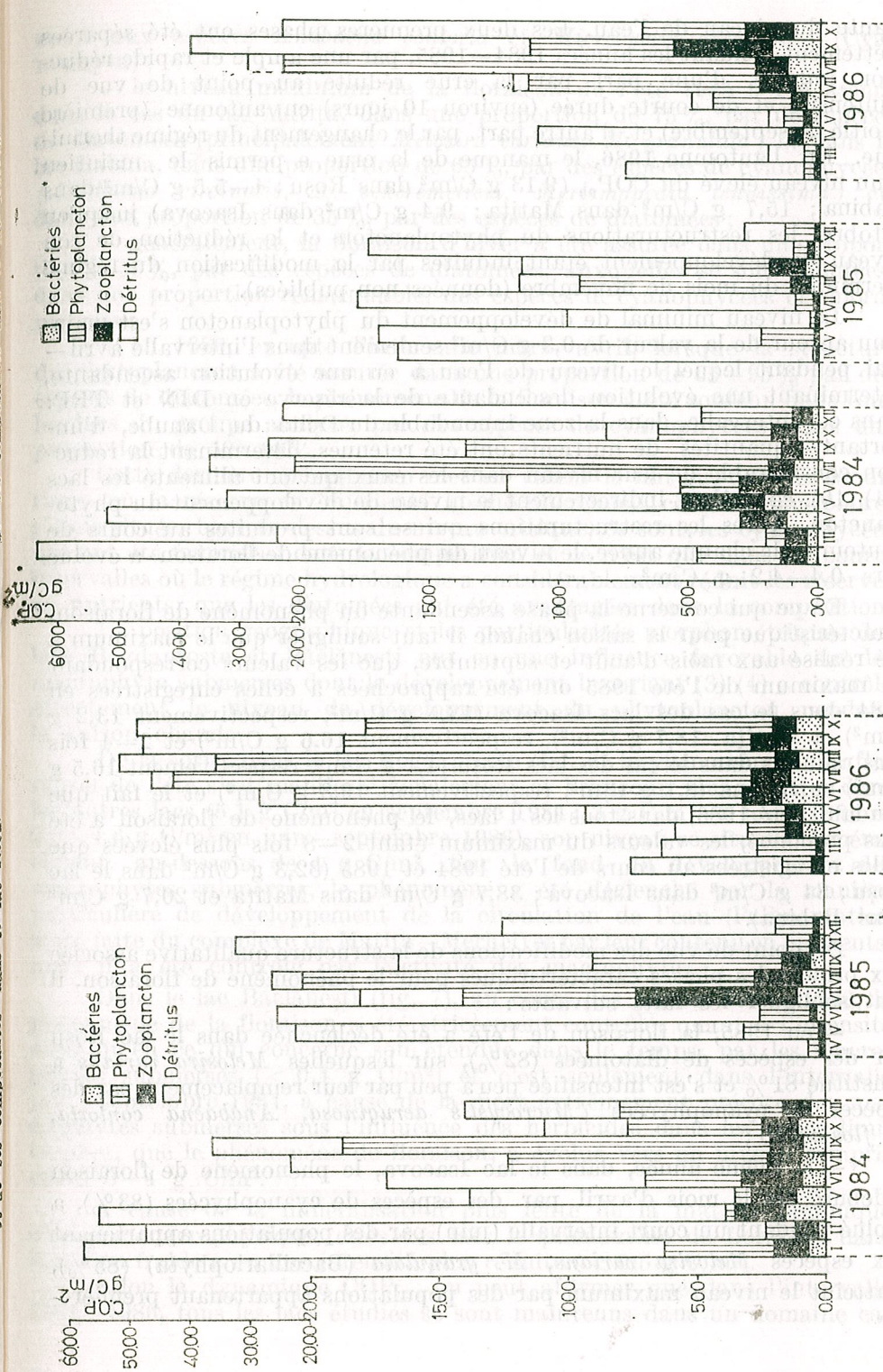


Fig. 4. — La dynamique du carbone organique particulé (COP<sub>tot</sub>) et de ses composantes dans le lac Bogdaproste.

Fig. 5. — La dynamique du carbone organique particulé (COP<sub>tot</sub>) et de ses composantes dans le lac Matija.



dante du niveau de l'eau. Les deux premières phases ont été séparées nettement pendant les années 1984—1985, par une ample et rapide réduction induite, d'une part par la crue réduite au point de vue de l'intensité et de courte durée (environ 10 jours) en automne (première moitié de septembre) et, d'autre part, par le changement du régime thermique. En l'automne 1986, le manque de la crue a permis le maintien d'un niveau élevé du  $COP_{ph}$  (9,13 g C/m<sup>2</sup> dans Roșu; 4—5,5 g C/m<sup>2</sup> dans Babina; 15,7 g C/m<sup>2</sup> dans Matîța; 9,4 g C/m<sup>2</sup> dans Isacova) jusqu'en octobre, les restructurations du phytoplancton et la réduction de son niveau de développement étant induites par la modification du régime thermique du mois de novembre (données non-publiées).

Le niveau minimal de développement du phytoplancton s'est maintenu autour de la valeur de 0,3 g C/m<sup>2</sup> seulement dans l'intervalle avril—mai pendant lequel le niveau de l'eau a eu une évolution ascendante, déterminant une évolution descendante de la réserve en DIN et TRP. Dans cet intervalle, dans la zone inondable du Delta du Danube, d'importantes quantités de nutriments ont été retenues, déterminant la réduction considérable de leur niveau dans les eaux qui ont alimenté les lacs (14) (16), contrôlant indirectement le niveau de développement du phytoplancton. Après les restructurations qui se sont produites au cours de l'automne de chaque année, le niveau du phénomène de floraison a évolué vers 0,4—4,2 g C/m<sup>2</sup>.

En ce qui concerne la phase ascendante du phénomène de floraison, caractéristique pour la saison chaude il faut souligner que le maximum a été réalisé aux mois d'août et septembre, que les valeurs correspondant au maximum de l'été 1985 ont été rapprochées à celles enregistrées en 1984 dans le cas des lacs Isacova (13,5 g C/m<sup>2</sup>, respectivement 13,2 g C/m<sup>2</sup>) et Matîța (18,7 g C/m<sup>2</sup>, respectivement 16,6 g C/m<sup>2</sup>) et 2—4 fois plus réduites dans le cas des lacs Roșu (4,1 g C/m<sup>2</sup>, respectivement 16,5 g C/m<sup>2</sup>) et Babina (8,1 g C/m<sup>2</sup>, respectivement 19,3 g C/m<sup>2</sup>) et le fait que pendant l'été 1986, dans tous les 4 lacs, le phénomène de floraison a été plus prononcé, les valeurs du maximum étant 2—8 fois plus élevées que celles enregistrées au cours de l'été 1984 et 1985 (32,3 g C/m<sup>2</sup> dans le lac Roșu; 34 g C/m<sup>2</sup> dans Isacova; 38,7 g C/m<sup>2</sup> dans Matîța et 20,7 g C/m<sup>2</sup> dans Babina).

Du point de vue des modifications de la structure qualitative associée aux principales phases caractéristiques pour le phénomène de floraison, il faut souligner les faits suivants :

— en 1985, la floraison de l'été a été déclenchée dans le lac Roșu par des espèces de diatomées (82%), sur lesquelles *Melosira varians* a constitué 81% et s'est intensifiée peu à peu par leur remplacement par des espèces de cyanophycées (*Microcystis aeruginosa*, *Anabaena contorta*, *A. flos-aque*);

— la même année, dans le lac Isacova, le phénomène de floraison a débuté dès le mois d'avril par des espèces de cyanophycées (83%), a évolué pendant un court intervalle (juin) par des populations appartenant aux espèces *Melosira varians*, *M. granulata* (Baccillariophyta) (85%), a atteint le niveau maximum par des populations appartenant première-

ment aux espèces *Anabaena contorta* et *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyta);

— le niveau maximum de la floraison de l'été 1985 a été assuré dans le cas du lac Matîța, dans une proportion de 75%, par de espèces de diatomées (principalement *Melosira varians*, *M. granulata*) et dans le lac Babina, dans une proportion de 65%, par des espèces de cyanophycées (*Anabaena circinalis*, *A. scheremetievi*, *Merismopedia tenuissima*) et, dans une proportion de 35%, par des espèces de diatomées;

— généralement, la floraison d'hiver a été assurée dans une proportion > 50%, par des espèces de diatomées, auxquelles se sont ajoutées, dans une proportion remarquable, des espèces de cyanophycées et chlorophycées;

— en 1986, excepté l'intervalle mars—avril, lorsque la structure du phytoplancton a été assurée dans une proportion de 65—95% par des espèces de diatomées, le phénomène de la floraison a été soutenu dans tous les lacs du groupe analysé, par des espèces de cyanophycées, dans une proportion de 50—99%.

Cette dernière constatation met en valeur le fait que dans les conditions où la réserve en nutriments (particulièrement celle en phosphore) s'était située, bien au-dessus du niveau critique, ce sont, les cyanophycées qui ont été favorisées dans la compétition et ce n'est que dans les courts intervalles où le régime hydrologique a considérablement réduit les réserves en nutriments, que les diatomées ont été avantagées dans la compétition.

La position géographique et les particularités morphométriques des lacs Bogdaproste et Băclănești ont eu une influence favorable sur les macrophyte submerses dont le développement luxuriant (3) (4) a contrôlé directement le niveau de développement du phytoplancton pendant la saison chaude.

De la sorte, dans le lac Bogdaproste (fig. 6) le phénomène de la floraison de l'été s'est manifesté zonalement et beaucoup plus tard que dans les autres lacs (5,1 g C/m<sup>2</sup> en septembre 1984; 3 g C/m<sup>2</sup> en août 1985 et 2,2—4,6 g C/m<sup>2</sup> en juin—septembre 1986), son niveau se situant, généralement, au-dessous de 4 g C/m<sup>2</sup>. Sur le fond du développement des macrophytes submerses, le phénomène a été déclenché par la manière particulière de développement de la circulation de l'eau (l'alimentation a été faite du complexe de Matîța—Merhei) et par leur contenu en nutriments, mais il a été contrôlé par l'activité des macrophytes.

Dans le lac Băclănești (fig. 7), au cours des années 1985—1986, le phénomène de la floraison a été strictement contrôlé, quant à l'intensité ainsi qu'en ce qui concerne son étendue dans le temps, par les macrophytes submerses (< 0,4 g C/m<sup>2</sup>) et c'est seulement dans l'intervalle juin—septembre 1984, à cause de la mort extrêmement précoce des macrophytes submerses sous l'influence des herbicides dans les zones limitrophes, que le phénomène de floraison, a évolué vers un niveau compris entre 3—4 g C/m<sup>2</sup>.

A cause de la minéralisation plus lente de la matière organique d'origine macrophytique, dans ces lacs le phénomène de floraison dans la saison froide a eu une intensité plus réduite (< 0,5 g C/m<sup>2</sup>).

Selon la dynamique  $COP_{ph}$ , on peut affirmer que dans l'intervalle 1984—1986, tous les lacs étudiés se sont maintenus dans un domaine ca-



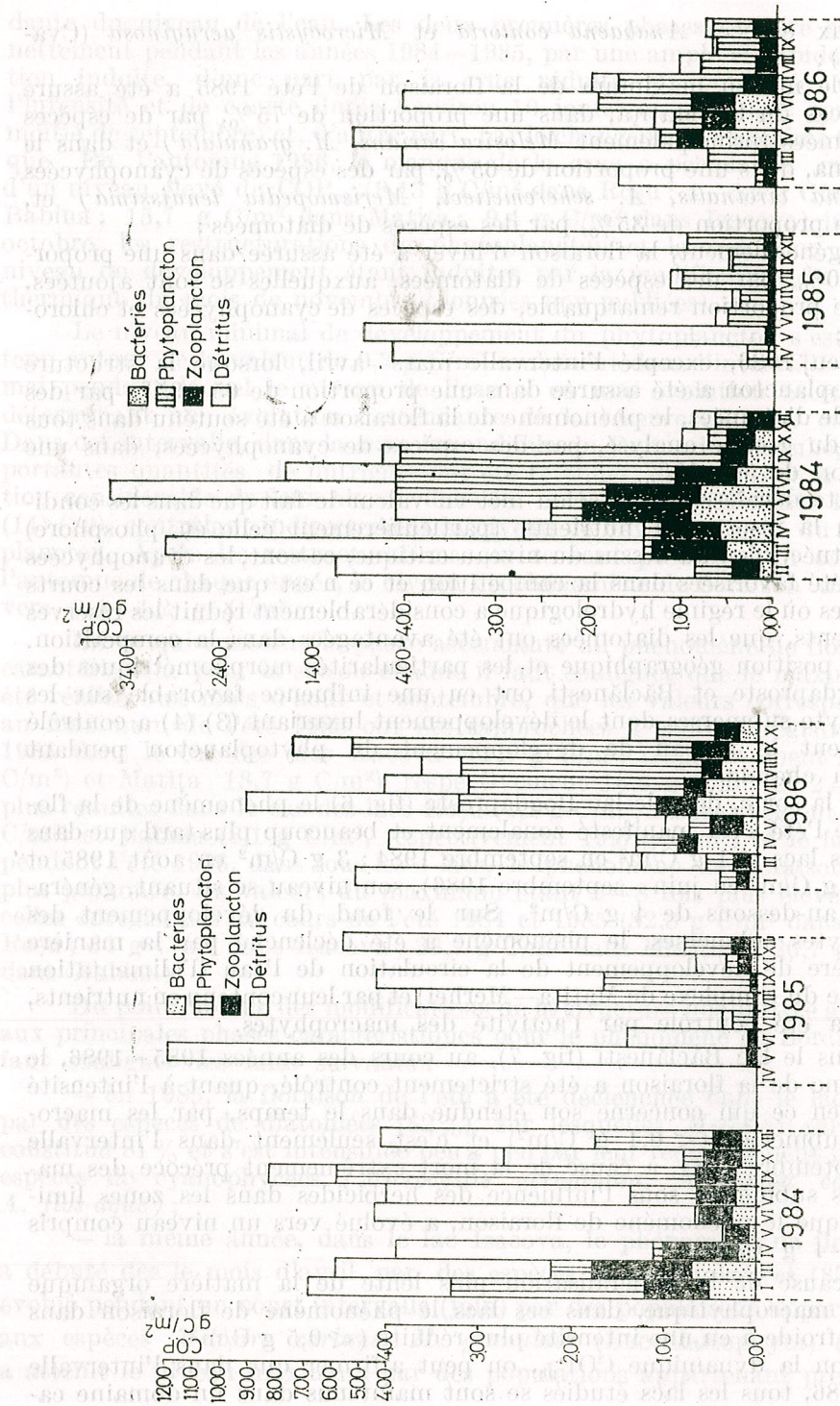


Fig. 6. — La dynamique du carbone organique particulé ( $COP_{tot}$ ) et de ses composantes dans le lac Babina.

caractérisé par des états très avancés de trophie, états comparables à ceux rapportés pour d'autres bassins aquatiques (13) (8) (9).

#### LE BACTÉRIOPLANCTON ( $COP_b$ )

La dynamique de la quantité de carbone associée au bacterioplancton a couvert un domaine général compris entre  $0,026 \text{ g C/m}^2$  et  $5,38 \text{ g C/m}^2$  (fig. 2—7) et a poursuivi la dynamique de phytoplancton ou des macrophytes submerses, compartiments qui ont soutenu un niveau constant élevé de la substance organique dissoute ( $30 - 90 \text{ mg C/l}$  — données non-publiées).

Une analyse détaillée de la dynamique de cette composante, représente l'objet d'un travail distinct (10) et, par conséquent, nous nous résumons à souligner le fait que dans tous les écosystèmes étudiés le bacterioplancton a constitué une source abondante d'énergie pour les micro-filtrateurs.

#### LE ZOOPLANCTON ( $COP_z$ )

La diversité spécifique du zooplancton filtrateur s'est modifiée dans tous les bassins sous l'influence du niveau de développement du COP et de la composition spécifique du phytoplancton, du chargement de l'eau en suspensions et du degré de développement du bacterioplancton.

Les valeurs maximales absolues enregistrées (fig. 4, 5) au cours de l'évolution du  $COP_z$  ont été assurées ( $9 - 13 \text{ g C/m}^2$  en avril—mai 1984 dans le lac Matiaș;  $3,76 \text{ g C/m}^2$  en septembre 1986 dans le lac Babina et  $6,12 \text{ g C/m}^2$  en juillet 1985 dans le lac Matiaș) en proportion de 83% par les populations de cladocères de grande taille (*Daphnia magna*, *D. galeata*, *D. longispina*, *Leptodora Kindtii*). Il est à remarquer que dans les lacs où le phytoplancton avait représenté le principal compartiment des producteurs primaires sur l'entier parcours de l'année, le zooplancton a réalisé, au point de vue de la biomasse (fig. 2—5) et de la structure qualitative, une dynamique caractéristique, étroitement corrélée à la dynamique du phytoplancton, respectivement du bacterioplancton. De la sorte, aux périodes d'évolution ascendante du phytoplancton — particulièrement par ses composantes de grande taille — correspond une période où le zooplancton est dominé par les formes de petite taille: *Bosmina longirostris*, *B. coregoni*, *Chidorus sphaericus* (Cladocera), *Brachionus diversicornis*, *B. angularis*, etc. (Rotatoria). Le microplancton qui utilise la source riche en bacterioplancton, maintient dans cette période un niveau élevé de la biomasse (fréquemment entre  $0,9 - 2 \text{ g C/m}^2$ ) beaucoup supérieur au niveau réalisé par ce compartiment dans la période 1977—1980 (17). Dans les périodes où se sont produites les restructurations qualitatives du phytoplancton et le déclin du  $COP_{ph}$ , s'est développé d'une manière explosive le zooplancton de grande taille (fig. 2—5).

Dans les lacs Bogdaproste et Băclănești dans lesquels les macrophytes submerses (3) ont représenté le principal compartiment des producteurs primaires, la quantité de carbone ( $COP_z$ ) associée au zooplancton s'est située (à l'exception des premiers mois de l'année 1984) à des valeurs inférieures à  $0,5 \text{ g C/m}^2$  (fig. 6). Ce phénomène est corrélé en grande mesure à



la dynamique de la biomasse du phytoplancton accessible au macrozooplancton et à la dynamique du  $COP_{ph}$  utilisé spécialement par le microzooplancton.

Nous soulignons cependant que sur le fond des floraisons qui se sont produites dans la période juin—septembre 1986 (2,3—4,6 g C/m<sup>2</sup>) dans le lac Bogdaproste, le niveau de développement du zooplancton (0,2—0,41 g C/m<sup>2</sup>) a été en général inférieur au niveau de développement du bactérioplancton (0,33—0,68 g C/m<sup>2</sup>). Il est à supposer que ce phénomène a été la conséquence des oscillations temporelles et surtout spatiales (données non-publiées), fréquentes aussi dans de larges limites de la structure qualitative et de la biomasse du phytoplancton, qui ont induit à leur tour des restructurations fréquentes dans la composition du zooplancton et, respectivement, une pression plus réduite sur le bactérioplancton. La dynamique du  $COP_z$  et de sa structure qualitative a été, elle aussi, spécifique à la phase avancée de trophie (8).

#### DÉTRITUS ( $COP_d$ )

Quant au carbone organique associé au détritit en suspension ( $COP_a$ ), on a constaté que les fluctuations sont très inégales, couvrant un domaine largement délimité par les valeurs 0,02—75 g C/m<sup>2</sup> (fig. 2—7). Les valeurs inférieures à l'unité ont été caractéristiques aux lacs Bogdaproste et Băclănești, dans la période de développement des macrophytes submerses. Prenant en considération les particularités morphométriques des écosystèmes étudiés (2) ainsi que l'un des principaux éléments du climat du delta — le vent — nous apprécions que la dynamique du  $COP_a$  a été conditionnée par la fréquence et l'intensité du vent et par le degré de développement des macrophytes submerses et, respectivement, du phytoplancton. Dans les conditions où les vents sont fréquents et puissants et les macrophytes submerses manquent l'entière colonne d'eau (16) est agitée, favorisant d'importants retours de détritit dans la masse de l'eau (25,5—59,2 g C/m<sup>2</sup> en janvier 1984; 48—75 g C/m<sup>2</sup> en décembre 1985 dans les lacs Roșu et Isacova). De même, dans les périodes qui ont suivi le développement maximal du phytoplancton, on a enregistré des niveaux élevés du  $COP_a$  (9,4—28,7 g C/m<sup>2</sup> en novembre 1986 et 13,6—31 g C/m<sup>2</sup> en octobre 1986) dans les lacs dépourvus de macrophytes submerses, bien que le degré d'agitation de la colonne d'eau fût très réduit.

#### LE CARBONE ORGANIQUE PARTICULÉ TOTAL ( $COP_{tot}$ )

Le domaine de fluctuation du  $COP_{tot}$  (0,33—76,9 g C/m<sup>2</sup>) a été déterminé par les domaines de fluctuation de ses composantes, ce qui met en évidence que ce compartiment de la structure des écosystèmes aquatiques caractéristiques pour le delta a été un compartiment clef pour leur fonctionnalité. Son poids de représentation dans la structure de ces écosystèmes est caractéristique pour des états très avancés de trophie. Il faut souligner particulièrement le fait que la dynamique du  $COP_{tot}$  a été pour la plupart conditionnée par la dynamique du  $COP_d$  (fréquemment 40—98%) et par la dynamique du  $COP_{ph}$  (dans la période des floraisons estivales : 23—85%).

#### BIBLIOGRAPHIE

1. BERGMAYER U. H., 1974, *Methods of enzymatic analysis* vol. 4, Academic Press, New York — London, p. 2100.
2. BOTNARIUC N., VĂDINEANU A., IGNAT GH., DIACONU I., 1985, St. comun. ecol., Delta Dunării, 1, p. 234—244.
3. CRISTOFOR S., ISVORANU V., CIOPLAN O., 1985, St. comun. ecol. Delta Dunării 1, 218—224.
4. CRISTOFOR S., 1987, Rev. Roum. Biol., Sér. Biol. Anim., 32, 2, p. 129—138.
5. DE LUCA M., 1977, *Advances in Enzymology* (A. Meister ed.), vol. 44, John Wiley & Sons, New York, p. 37.
6. DESERTOVA B., 1981, Int. Rev. ges. Hydrobiol., 66, 2, p. 153.
7. HOLM HENSEN O., BOOTH R. C., 1966 Limnol. Oceanogr., 11, p. 510.
8. KARABIN A., 1985 Ekol. pol. 33, (4), p. 617—645.
9. MANUELS W. M., POSTMA H., 1974, Neatherlands J. Sea Res. 8(2—3), p. 292.
10. NICOLESCU DORINA, VĂDINEANU A., CRISTOFOR S., 1987 Rev. Roum. Biol., Biol. Amine., 32, 2, p. 93—98.
11. STRICLAND I. N. A., PARSONS R. T., 1968, *A practical handbook of seawater analysis*, Fish Res. Board, Canada, Bull., 167.
12. SOMLYODY L., 1983, in *Analysis of ecological systems: state of the art in ecological modeling* (Lauenroth W. K., SKOGERBOE V. G. ed.) p. 825, Elsevier Sci. Publ. Company.
13. SPODNIIEWSKA J., 1983, Ekol. pol., 31 (2), p. 353—383.
14. VĂDINEANU A., HIL'EKUETA, CRISTOFOR, S., 1986, St. cerc. biol. seria biol. veget., 38 (1), p. 45—50.
15. VĂDINEANU A., HIL'EKUETA, CRISTOFOR S., RUGEA IRINA, 1985, St. com. ecol. Delta Dunării (1), p. 155—168.
16. VĂDINEANU A., CRISTOFOR S., 1987, Rev. Roum. Biol., Sér., Biol. Anim., 32, 2, p. 83—91.
17. ZINEVICI V., LAURA TEODORESCU, 1987, Rev. Roum. Biol., Sér. Biol. Anim., 32, 2, p. 111—119.



# L'ÉVOLUTION DE L'ÉTAT TROPHIQUE DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES CARACTÉRISTIQUES DU DELTA DU DANUBE

## 4. LA DYNAMIQUE DU ZOOPLANCTON

V. ZINEVICI et LAURA TEODORESCU

Les causes complexes de nature anthropique, agissant à l'échelle de l'entier bassin hydrographique du Danube, déterminent au cours des dernières années des modifications de l'état de trophicité des écosystèmes aquatiques du delta du fleuve. A la suite de ce fait, au niveau de la cénose zooplanctonique d'importantes modifications structurales ont lieu : le nombre de taxa diminue 4—5 fois, la densité numérique et la biomasse augmente 5, 3 respectivement 6, 4 fois.

A partir de 1981 la biocénose planctonique des écosystèmes du type lacustre du Delta du Danube comprend des modifications évidentes. Elles sont la conséquence du cumul successif dans le temps, de certaines modifications de la chimie de l'eau, parmi lesquelles celles liées à la concentration du phosphore et de l'azote jouent un rôle tout particulier. Mais le moment du déclenchement de ces changements biocénotiques est déterminé par des causes de nature hydrologique qui agissent sélectivement au niveau des producteurs primaires, déterminant le remplacement des macrophytes submerses par le phytoplancton. Recirculant d'une manière plus efficace que les macrophytes submerses les réserves de phosphore et d'azote, le phytoplancton produit au cours des années suivantes de puissants phénomènes de « floraison de l'eau ». Par conséquent, la transparence de l'eau baisse fortement, inhibant, par cette voie aussi, le développement des macrophytes submerses. Ces puissantes modifications sont ressenties dans 80—85% des écosystèmes du type lacustre du Delta du Danube, mais les autres écosystèmes les ressentent, eux aussi, dans une mesure quelconque.

Les changements importants intervenus au niveau de la cénose phytoplanctonique, corrélés à ceux de certains paramètres hydrochimiques ou hydrologiques, ont déterminé des modifications structurales et fonctionnelles dans le cadre de la cénose zooplanctonique. Dans le présent travail nous allons nous référer aux premières.

### MATÉRIEL ET MÉTHODES

L'évolution du zooplancton est étudiée par niveaux trophiques en six écosystèmes du type lacustre, représentatifs du point de vue typologique pour le Delta du Danube. En quatre de ces écosystèmes (Roşu, Isacova, Matiţa et Babina) la production primaire s'est réalisée, à partir de 1981, surtout au compte de la cénose phytoplanctonique ; dans les deux autres (Bogdaproste et surtout Băclăneşti) a prédominé la production primaire du type macrophytique. Ces six écosystèmes ont été sélectionnés sur la base de l'indice de similitude d'une gamme de 17 écosystèmes la-



eustres différents au point de vue des dimensions, de l'emplacement ou de l'état d'évolution. Le collectage du matériel a été fait mensuellement au cours des mois de mars—octobre (novembre) pendant 5 années (1982—1986). Chaque échantillon provient du filtrage d'une quantité d'eau de 75 l collectée à l'aide d'une bouteille Patalas de 5 l, de 5 stations et de 3 niveaux. Les valeurs de la biomasse ont été exprimées en mg/l substance humide.

### RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

L'analyse globale de la structure qualitative du zooplancton effectuée pour tous les six écosystèmes et pendant l'entière durée de la recherche relève un spectre taxonomique large qui comprend 261 composantes (226 consommateurs primaires, 35 consommateurs secondaires) (tableau 1). Causes : le caractère hétérogène des écosystèmes et la grande

Tableau 1

La composition taxonomique du zooplancton dans des écosystèmes du type lacustre du Delta du Danube

Ecosystème	Consommateurs primaires						Consommateurs secondaires					
	1982	1983	1984	1985	1986	$\bar{X}_a$	1982	1983	1984	1985	1986	$\bar{X}_a$
Roşu	28	43	48	53	54	105	5	7	7	15	11	21
Isacova	29	46	54	50	44	92	6	8	6	9	10	14
Matifa	32	46	56	50	42	95	6	7	6	10	8	18
Babina	30	50	61	52	45	101	5	7	4	6	9	12
Bogdaprote	45	58	49	56	69	125	7	8	9	11	10	23
Băclăneşti	24	73	55	48	42	126	4	6	6	8	8	17
Complexe d'écosystèmes	90	109	103	104	110	226	12	11	13	18	20	35

amplitude des variations annuelles. Par ailleurs, les analyses effectuées différemment pour chaque écosystème et en même temps pour chaque cycle annuel, mettent en évidence des structures relativement pauvres qui varient entre 28—79 composantes. Une situation complètement différente était rencontrée avant 1981. Des recherches entreprises il y a 8—12 ans dans quelques écosystèmes du type lacustre du Delta du Danube (Iacub, Roşu, Porcu, Puiu, Matifa et Merhei) (1), (2), (3), (4), (7) avaient relevé des structures taxonomiques annuelles bien plus riches qui variaient entre 141 taxa (Porcu, 1976) et 188 (Iacub, 1975).

La diminution du spectre taxonomique est valable surtout pour les écosystèmes dont les macrophytes submerses ont été remplacées par le phytoplancton et c'est la conséquence de la disparition des formes zooplantoniques phytophiles, dominantes dans les anciennes conditions écologi-

ques. De telles diminutions ont été mises en évidence, dans le cas des écosystèmes de Roşu et de Matifa (de 184 taxa en 1975 à 28—54 dans les années 1982—1986, respectivement de 150 à 32—56 taxa) et il est à présumer que de pareils phénomènes ont eu lieu dans les écosystèmes Isacova et Babina.

En échange, dans les écosystèmes où les macrophytes submerses représentent encore le principal producteur primaire, le zooplancton se fait remarquer par des spectres taxonomiques riches, où les formes phytophiles ont un apport important. A la suite de ce fait, les plus riches spectres taxonomiques annuels de la période 1982—1986 ont été identifiés dans les écosystèmes Bogdaprote et Băclăneşti (45—69, respectivement 24—73 taxa), ce qui est en complète discordance avec les dimensions de la surface des lacs étudiés.

L'analyse annuelle de la diversité taxonomique met en évidence, dans la plupart des cas, une tendance de remplacement partiel des pertes massives de taxa intervenues en 1981 à la suite de l'assimilation des formes caractéristiques pour les eaux fortement eutrophes.

La densité numérique moyenne du zooplancton, calculée globalement pour tous les six écosystèmes et sur l'entière période des investigations est de 766,1 ex/l (tableau 1).

Une valeur plus élevée (993,1 ex/l) correspond à une moyenne multiannuelle du groupe d'écosystèmes caractérisé par de puissantes floraisons phytoplanctoniques. Le maximum multiannuel de ce groupe (1454,4 ex/l) est propre à l'écosystème Babina et le minimum (608,5 ex/l) à l'écosystème Roşu. Toutes ces valeurs sont spécifiques aux eaux ayant un degré élevé d'eutrophes. La situation est complètement différente par rapport à celle d'avant 1981. Des recherches entreprises au cours de la période 1976—1980 dans les complexes lacustres de Roşu—Puiu—Porcu et Matifa—Merhei (1), (2), (3), (4), (7) avaient relevé des valeurs plus réduites, comprises entre 17,6—344,8 ex/l (Porcu, 1977, respectivement Matifa 1980). La valeur moyenne calculée pour les deux complexes d'écosystèmes était de 188,2 ex/l. Si l'on se rapporte seulement au premier, la moyenne était plus réduite (123,8 ex/l).

Comparant les valeurs moyennes des densités numériques des années 1976—1980 et 1982—1986 il résulte une augmentation générale de 4,1 fois ; mais si l'on se rapporte aux écosystèmes aux « floraisons alguales » l'augmentation est de 5,3 fois.

Le principal moment de cette augmentation, qui provoque une vraie « explosion » des paramètres quantitatifs du zooplancton, est enregistré en 1981. De la sorte, dans l'écosystème de Matifa, la densité numérique augmente 9,4 fois de 1980 vers 1981 (de 331 à 3111 ex/l) et, à Merhei, 10,7 fois (de 204 à 2185 ex/l) (7). De nouvelles augmentations sont remarquées au cours des années suivantes. Mais, elles n'ont plus l'ampleur de celles de 1981 et même alternent avec certaines diminutions. En général, les valeurs les plus élevées ont été enregistrées en 1983.

Par contre, dans les écosystèmes où l'équilibre écologique basé sur la prédominance des producteurs primaires macrophytiques est maintenu, la moyenne multiannuelle de la densité numérique du zooplancton (311,8 ex/l) se maintient dans les limites rapprochées à celle mise en évidence



Tableau 2

Densité et abondance numérique du zooplancton dans des écosystèmes du type lacustre du Delta du Danube

Ecosystème	Année	Total zoopl. n/l	Consommateurs primaires										Consommateurs secondaires				
			Abondance (%)										Abondance (%)				
			Total c <sub>1</sub> n/l	Cil.	Test.	Rot.	Lam.	Clad.	Ostr.	Cop.	Total c <sub>1</sub> n/l	Rot.	Clad.	Cop.			
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15			
	1982	392,5	328,3	24,15	0,60	24,15	4,69	61,84	—	9,32	64,2	9,34	4,21	86,45			
	1983	906,4	872,7	25,39	0,60	23,14	0,95	25,79	0,02	24,11	33,7	24,63	3,56	71,81			
	1984	422,4	412,3	29,08	0,99	23,77	0,46	26,71	—	18,99	10,1	46,54	18,81	34,65			
	1985	416,3	394,7	45,59	1,34	24,78	2,25	14,39	—	11,65	21,6	61,11	2,78	36,11			
	1986	904,7	867,1	46,44	0,76	15,87	0,92	24,44	—	11,24	37,6	50,80	4,52	44,68			
	$\bar{X}_a$	608,5	575,0	32,15	0,73	21,37	1,48	28,17	—	16,10	33,5	30,75	4,78	64,48			
	1982	689,8	570,6	35,82	0,17	45,99	0,17	45,99	—	18,02	99,2	29,44	2,32	68,26			
	1983	1989,5	1916,1	17,11	0,13	14,47	0,09	51,91	0,05	16,24	73,4	34,20	4,90	60,90			
	1984	1216,2	1176,9	61,36	0,57	19,75	0,19	6,72	0,03	11,38	39,3	52,42	2,80	44,78			
	1985	785,9	727,6	12,70	0,97	34,57	0,14	37,64	—	13,98	58,5	56,92	6,50	36,58			
	1986	864,5	807,7	13,06	0,41	16,22	0,26	44,36	—	25,69	56,8	4,58	3,34	92,09			
	$\bar{X}_a$	1105,1	1039,7	24,01	0,37	21,09	0,15	37,87	0,02	16,50	65,4	33,94	3,82	62,24			
	1982	1154,3	1125,0	49,14	0,79	9,67	2,92	23,63	—	13,85	29,3	54,61	8,53	36,86			
	1983	952,6	921,3	29,82	0,47	29,41	3,04	14,51	—	22,75	31,3	48,88	1,60	49,52			
	1984	373,6	357,3	4,20	1,57	52,93	1,11	14,08	—	26,11	16,3	57,09	22,08	20,87			
	1985	461,3	446,1	36,29	0,49	18,76	2,04	25,32	—	17,10	15,2	23,03	13,81	63,16			
	1986	1081,4	1037,4	33,38	0,02	8,36	1,24	41,51	—	15,49	44,0	7,95	1,59	90,46			
	$\bar{X}_a$	804,6	777,4	34,76	0,54	19,01	2,24	25,56	—	17,89	27,2	34,93	6,99	58,09			
	1982	2365,4	2329,3	51,37	0,60	31,48	0,58	7,08	—	8,89	36,1	53,46	9,42	37,12			
	1983	1240,9	1156,8	28,07	1,90	40,70	4,34	8,48	0,33	16,18	54,1	57,12	5,18	37,70			
	1984	934,5	871,8	58,06	0,57	27,69	0,99	5,31	0,02	7,36	62,7	96,49	2,55	0,96			
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15			
	1985	568,6	511,0	28,30	0,78	31,58	3,29	18,12	—	17,93	57,6	87,85	2,26	9,89			
	1986	2192,9	2150,5	45,29	0,10	6,57	0,04	39,13	—	8,88	42,4	17,45	2,12	80,43			
	$\bar{X}_a$	1454,4	1403,9	44,82	0,67	24,90	1,28	17,71	0,06	10,56	50,5	66,73	3,96	29,31			
	1982	708,2	700,1	12,01	2,51	18,51	0,37	11,55	—	55,05	8,1	87,67	—	12,33			
	1983	1477,7	1364,0	42,36	1,88	24,72	0,26	14,98	0,13	15,67	113,7	77,92	0,97	21,11			
	1984	112,9	111,0	0,71	5,99	28,90	—	6,98	0,80	56,62	1,9	—	—	100,00			
	1985	98,7	94,5	0,32	5,71	43,81	0,21	4,34	—	45,61	4,2	83,33	—	16,67			
	1986	329,0	301,5	3,35	2,45	53,74	—	17,15	0,13	23,18	27,5	95,27	—	4,73			
	$\bar{X}_a$	545,4	514,3	26,17	2,45	27,32	0,25	13,55	0,12	30,15	31,1	80,71	0,64	18,65			
	1982	10,6	9,5	5,26	44,21	27,37	1,05	3,16	1,05	17,90	1,1	90,91	—	9,09			
	1983	149,8	127,8	1,33	9,15	29,03	0,08	15,18	0,55	44,68	22,0	90,45	2,73	6,82			
	1984	69,0	68,7	10,92	10,19	27,51	0,87	2,91	0,14	47,46	0,3	33,34	33,33	33,33			
	1985	102,8	98,3	0,10	13,53	15,67	0,20	36,32	0,41	33,77	4,5	—	—	100,00			
	1986	59,5	58,1	1,03	6,54	15,49	—	27,02	0,17	49,75	1,4	—	—	100,00			
	$\bar{X}_a$	78,3	72,5	2,90	11,03	22,90	0,28	20,14	0,41	42,34	5,8	72,41	1,72	25,87			
Complexe d'éco-systèmes	$\bar{X}_a$	766,1	730,5	33,56	0,97	22,74	1,07	24,80	0,04	16,82	35,6	49,16	3,93	46,91			

Zoopl. = zooplancton ; Cil. = Ciliata ; Test. = Testacea ; Rot. = Rotifera ; Lam. = Lamellibranchia ; Clad. = Cladocera ; Cop. = Copepoda ; Ostr. = Ostracoda.



Tableau 3  
Biomasse et abondance de la biomasse du zooplancton dans des écosystèmes du type lacustre du Delta du Danube

Ecosystème	Année	Total zoopl. mg/l	Consommateurs primaires										Consommateurs secondaires				
			Total C <sub>1</sub> mg/l										Total C <sub>2</sub> mg/l				
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Roşu	1983	12,236	11,487	0,06	0,02	1,30	0,04	91,78	—	6,80	0,749	1,74	16,42	81,84			
	1984	3,394	3,144	0,19	0,06	1,53	0,03	82,76	—	15,43	0,250	12,00	58,80	29,20			
	1985	2,100	1,718	0,64	0,17	6,81	0,35	69,85	—	22,18	0,382	27,49	15,97	56,54			
	1986	6,345	5,520	0,44	0,09	2,95	0,09	88,93	—	7,50	0,825	18,47	20,25	61,28			
	$\bar{X}_a$	6,019	5,497	0,22	0,05	2,18	0,07	88,06	—	9,42	0,552	13,77	22,46	63,77			
Isacova	1983	31,387	29,866	0,01	0,003	0,88	—	92,48	0,06	6,57	1,521	11,44	17,88	70,68			
	1984	4,440	3,707	0,92	0,08	5,75	0,03	72,72	0,19	20,31	0,733	17,60	11,32	71,08			
	1985	5,786	4,704	0,13	0,08	3,57	0,02	82,75	—	13,45	1,082	24,58	34,85	40,57			
	1986	10,062	8,444	0,07	0,02	0,92	0,02	89,12	—	9,85	1,618	1,29	11,74	86,97			
	$\bar{X}_a$	12,919	11,680	0,10	0,02	1,54	0,01	89,33	0,05	8,95	1,239	11,95	18,56	69,49			
Matiţa	1983	6,777	5,538	0,11	0,04	3,29	0,33	71,35	—	24,88	1,239	14,53	7,86	77,61			
	1984	2,373	1,788	0,06	0,17	7,10	0,17	63,65	0,03	28,91	0,585	13,88	67,46	18,66			
	1985	3,029	2,611	0,38	0,04	1,99	0,23	76,48	0,01	20,87	0,418	5,62	42,37	52,01			
	1986	8,042	7,544	0,28	—	1,29	0,11	86,05	—	12,27	0,498	3,93	1,01	95,06			
	$\bar{X}_a$	4,922	4,370	0,21	0,02	2,61	0,20	77,72	—	19,24	0,552	9,06	24,64	66,30			
Babina	1983	5,879	5,069	0,06	0,22	4,46	0,65	69,66	1,87	23,08	0,810	14,57	35,31	50,12			
	1984	2,240	1,726	1,39	0,17	11,12	0,23	68,72	0,35	18,02	0,514	73,35	24,70	1,95			
	1985	4,576	3,943	0,23	0,08	5,17	0,28	79,73	—	14,51	0,633	63,99	20,69	15,32			
	1986	19,568	18,957	0,31	0,01	0,79	—	94,80	—	4,10	0,611	9,76	15,55	74,69			
	$\bar{X}_a$	8,066	7,424	0,32	0,07	2,60	0,16	86,99	0,34	9,52	0,642	37,38	24,92	37,70			
Bogdaproste	1983	9,314	8,416	0,02	0,11	4,53	0,02	81,56	0,04	13,71	0,898	19,38	26,50	54,12			
	1984	0,559	0,527	0,01	0,57	2,47	—	37,37	3,80	50,78	0,032	—	9,37	90,63			
	1985	0,368	0,314	—	0,95	11,45	0,03	39,48	0,01	48,08	0,054	51,85	—	48,15			
	1986	1,853	1,710	0,04	0,28	9,99	—	72,07	0,58	17,04	0,243	86,44	—	13,56			
	$\bar{X}_a$	3,049	2,742	—	0,57	2,47	—	37,38	3,79	55,79	0,307	33,55	19,54	46,91			
Băcăneşti	1983	0,808	0,689	—	0,87	4,35	—	66,77	2,47	25,54	0,119	18,49	48,74	32,77			
	1984	0,193	0,184	—	1,63	5,43	—	32,07	1,09	59,78	0,009	—	44,44	55,56			
	1985	0,711	0,540	—	1,30	2,04	0,02	76,83	1,30	18,51	0,171	—	—	100,00			
	1986	0,540	0,504	0,01	0,55	2,02	—	80,54	0,50	16,38	0,036	—	—	100,00			
	$\bar{X}_a$	0,554	0,479	—	1,04	3,13	—	69,94	1,46	24,43	0,075	7,23	18,07	74,70			
Complexe d'éco-systèmes	$\bar{X}_a$	5,921	5,360	0,19	0,06	2,39	0,07	85,69	0,15	11,49	0,561	18,51	21,35	60,14			

Zoopl. = zooplancton; Cil. = Ciliata; Test. = Testacea; Rot. = Rotifera; Lam. = Lamellibranchia; Clad. = Cladocera; Ostr. = Ostracoda; Cop. = Copepoda.



avant 1981. Détaillant au niveau de l'écosystème, on remarque quand même la moyenne assez élevée de l'écosystème de Bogdaproste (545,4 ex/l) à la suite des augmentations qui avaient eu lieu en 1982 et surtout en 1983. En échange, celle de l'écosystème de Băclănești (78,3 ex/l) est entièrement comparable aux valeurs déterminées avant 1981.

Le rapport moyen multiannuel entre la densité numérique des consommateurs primaires et secondaires est de 20,5/l.

L'abondance numérique des consommateurs primaires et secondaires est déterminée surtout par l'apport des copépodes et des rotiphères. Par rapport à la situation existante avant 1981, on remarque une augmentation importante de l'apport numérique des cladocères et une diminution correspondante de l'abondance des rotiphères.

L'augmentation de la densité numérique du zooplancton des écosystèmes du type lacustre du Delta du Danube au cours des dernières années est en corrélation avec une augmentation évidente de la biomasse. La dimension des valeurs de la biomasse n'est pas seulement la conséquence de la dynamique ascendante de la densité numérique, mais aussi l'effet de l'augmentation de la taille des individus (à la suite de la modification de la composition taxonomique).

La moyenne arithmétique de la biomasse zooplanctonique calculée pour l'intervalle 1983—1986 pour tous les six écosystèmes est de 5,9 mg/l substance humide (tableau 3), valeur 4,8 fois plus grande que la moyenne des déterminations effectuées au cours des années 1976—1980 pour les écosystèmes de Roșu, Puiu, Matița et Merhei (4), (5), (6).

Au cas des écosystèmes aux « floraisons alguales », le sens ascendant de la dynamique de la biomasse est plus évident. La moyenne multiannuelle de ce groupe d'écosystèmes, calculée pour la période 1983—1986 (8,0 mg/l) est 6,4 fois plus grande que la moyenne des déterminations de la période 1976—1980. Le maximum multiannuel de ce groupe est situé à des valeurs particulièrement élevées (12,9 mg/l) et il est propre à l'écosystème de Isacova, pendant que le minimum (4,9 mg/l) est mis en évidence dans l'écosystème de Matița.

Tout comme dans le cas de la dynamique des autres paramètres analysés dans le travail, le moment du « bond » de la biomasse est représenté par l'an 1981. Ainsi, de 1980 à 1981, la biomasse des écosystèmes de Matița et Merhei augmente 5,1 respectivement 9,0 fois (5). Mais le moment de sommet de la dynamique de la biomasse zooplanctonique des écosystèmes pris en étude dans le présent travail est représenté par l'an 1983. La valeur enregistrée pour cette année est remarquable dans l'écosystème d'Isacoava : 31,4 mg/l.

En échange, la moyenne multiannuelle du zooplancton des écosystèmes envahis par des macrophytes submerses est plus réduite (1,8 mg/l) se situant ainsi à des valeurs comparables à celles des années 1976—1980.

Dans le groupe mentionné, des valeurs très réduites sont enregistrées dans l'écosystème de Băclănești (0,5 mg/l) et, un peu plus élevées, dans celui de Bogdaproste (3,0 mg/l).

Le rapport moyen multiannuel entre la biomasse des consommateurs primaires et secondaires est de 9,5/l.

L'abondance gravimétrique des consommateurs primaires est déterminée particulièrement par l'apport des cladocères et celle des consommateurs secondaires par l'apport des copépodes.

#### CONCLUSIONS

La modification de l'état de trophicité dans la plupart des écosystèmes du type lacustre du Delta du Danube, concrétisée au niveau des producteurs primaires par de puissantes « floraisons alguales » et par la disparition des macrophytes submerses, détermine, à partir de 1981, d'importantes modifications d'ordre structural dans le cadre de la cénose zooplanctonique, à savoir : le nombre de taxa diminue 4—5 fois et la densité numérique et la biomasse augmentent 5,3 respectivement 6,4 fois.

Dans les écosystèmes où les macrophytes submerses continuent de représenter le principal type de producteur primaire, le zooplancton maintient, l'ancienne structure caractérisée par un grand nombre de composantes, prédominance des formes phytophiles, taille réduite des individus, valeurs réduites de la densité numérique et de la biomasse.

#### BIBLIOGRAPHIE

1. GODEANU S., ZINEVICI V., 1979, XIX. Jubiläumstagung Donauforschung, Bulgarien, 26, IX — 2X, 1976, Sofia, 515—532.
2. GODEANU S., ZINEVICI V., 1979, St. cerc. biol., Seria biol. anim., 31, 1, 53—61.
3. GODEANU S., ZINEVICI V., 1981, *Producția și productivitatea ecosistemelor acvatice*, Ed. Academiei, București, 116—124.
4. GODEANU S., ZINEVICI V., 1983, *Hydrobiologia*, 104, 247—257.
5. ZINEVICI V., TEODORESCU LAURA, 1983, *Delta Dunării*, St. com. ec., L, 225—230.
6. ZINEVICI V., TEODORESCU LAURA, St. cerc. biol., Seria biol. anim., 1986, 38, 2, 140—145.
7. ZINEVICI V., TEODORESCU LAURA, 1986, *Hidrobiologia*, 19.

Reçu le 20 janvier 1987

Institut de Sciences Biologiques Bucarest,  
Splaiul Independenței 296



# L'ÉVOLUTION DE L'ÉTAT TROPHIQUE DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES CARACTÉRISTIQUES AU DELTA DU DANUBE

## 5. LA STRUCTURE ET LA DYNAMIQUE DE LA FAUNE BENTHONIQUE

N. BOTNARIUC, GH. IGNAT, I. DIACONU et A. VĂDÎNEANU

Les modifications survenues dans la structure de la faune benthonique de six écosystèmes aquatiques du Delta du Danube ont été établies dans l'intervalle 1982 — 1985, par des estimations de l'abondance numérique et en biomasse des composantes benthoniques. Au fur et à mesure de l'évolution de l'état trophique des écosystèmes, on met en évidence un processus continu de simplification de la faune benthonique, manifesté par la réduction du nombre des groupes d'organismes benthoniques. Pendant qu'au niveau de l'association des chironomides on constate une réduction numérique et gravimétrique de plusieurs d'entre elles, dans le cas des oligochètes se manifeste une tendance de différenciation spécifique qui implique un accroissement du nombre d'espèces.

Dans le contexte des recherches plus amples qui concernaient l'évolution de la productivité des écosystèmes aquatiques du Delta du Danube, en étroite corrélation avec l'évolution de leur état trophique, une analyse détaillée des réponses reflétées par les paramètres structuraux de la faune benthonique et de ses composantes s'imposait.

### MATÉRIEL ET MÉTHODE

La dynamique des paramètres structuraux de la faune benthonique a été étudiée au cours des années 1982 — 1985, en six écosystèmes aquatiques du Delta du Danube, représentés par les lacs Roșu, Isacova, Matîța, Bogdaproste, Babina et Băclănești [fig. 1, (1)].

Les échantillons de benthos ont été prélevés en juin et septembre 1982, en mars, avril, juillet et octobre 1983, dans l'intervalle mars — décembre 1984 (à l'exception des mois de février, juillet et septembre) et aussi au cours des mois d'avril, mai, juin, août et septembre 1985. Dans chaque lac on a établi 5 stations, en prélevant mensuellement 3 échantillons de chaque station, à l'exception du lac Băclănești où l'on n'a établi que 3 stations (9 échantillons par mois). Les échantillons ont été extraits à l'aide d'une sonde ayant la surface de 50 cm<sup>2</sup>, lavés dans l'eau du lac dans des tamis dont les mailles ont eu 230 μ, fixés ensuite en formol 4%.

Le triage, l'identification et les mesurages des organismes benthoniques ont été effectués à l'aide d'un stéréomicroscope équipé d'un microscope oculaire. Les données quantitatives ont été interprétées à l'aide des méthodes d'analyse statistique et ont servi à l'estimation des indices d'abondance numérique et en biomasse (mg substance sèche).



## RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Dans les figures 1—6 on présente la dynamique de l'abondance numérique et en biomasse de la faune benthonique des six écosystèmes étudiés.

A l'exception du lac Matîța où la faune benthonique a été représentée seulement par les chironomides et les oligochètes, dans les autres systèmes on a identifié, en 1982, 10 autres groupes d'organismes benthoniques : 1. Trichoptera, 2. Ephemeroptera, 3. Ceratopogonidae, 4. Nematoda, 5. Mysidacea, 6. Amphipoda, 7. Copepoda, 8. Cladocera, 9. Cumacea, 10. Mollusca (*Dreissena polymorpha*).

Parmi les chironomides on a identifié 11 espèces : 1. — *Chironomus plumosus*, 2 — *Procladius* sp., 3 — *Prosilocerus danubialis*, 4 — *Polypedilum nubeculosum*, 5 — *Tanytarsus gregarius*, 6 — *Tanytarsus lauterborni*, 7 — *Leptochironomus tener*, 8 — *Parachironomus pararostratus*, 9 — *Einfeldia carbonaria*, 10 — *Cryptocladopelma viridula*, 11 — *Limnochironomus nervosus*. Parmi les oligochètes — 12 espèces : 1 — *Limnodrilus hoffmeisteri*, 2 — *Tubifex tubifex*, 3 — *Stylaria lacustris*, 4 — *Nais communis*, 5 — *Pelosclex ferox*, 6 — *Ilyodrilus templetoni*, 7 — *Potamotrix hammoniensis*, 8 — *Branchiura sowerbyi*, 9 — *Limnodrilus claparedianus*, 10 — *Pelosclex valutinus*, 11 — *Psamorichtides barbatus* et 12 — *Eiseniella tetraedra*.

Ainsi que l'on peut voir dans les figures 1—6, en 1982, dans les lacs Roșu, Matîța et Bogdaproste c'étaient les chironomides qui dominaient du point de vue numérique, représentant entre 45—90% du total des organismes benthoniques. Les espèces dominantes ont été *P. danubialis* dans le lac Roșu (75%), *Ch. plumosus* dans le lac Matîța (29%) et *T. gregarius* dans le lac Bogdaproste (12,3%). Dans les lacs Isacova et Babina, le groupe dominant a été représenté par les copépodes qui ont réalisé 56%, respectivement 86% de l'effectif de la faune benthonique, Dans le lac Băclănești la dominance numérique a été représentée par les éphéméroptères (54%). Du point de vue de la biomasse, les chironomides ont constitué le groupe dominant, réalisant entre 35% (Babina) et 80% (Roșu) du total de la biomasse de la faune benthonique, à l'exception du lac Bogdaproste où les trichoptères (37%) ont dominé comme biomasse. Des chironomides, les espèces dominantes comme biomasse, ont été *P. danubialis* dans le lac Roșu (42%) et *Ch. plumosus* dans le lac Isacova (80%), Matîța (77%), Babina (25%) et Băclănești (32%).

A partir de 1983, la faune benthonique a été représentée seulement par des espèces qui appartiennent à deux groupes d'organismes : chironomides et oligochètes. Les chironomides ont constitué le groupe dominant du point de vue numérique dans les lacs Roșu et Bogdaproste, tandis que les oligochètes ont dominé numériquement dans les autres lacs. Les espèces dominantes des chironomides ont été *P. danubialis* dans le lac Roșu (42%) et *Procladius* sp. dans le lac Bogdaproste (20%), et, parmi les oligochètes, *L. hoffmeisteri* dans les lacs Isacova et Băclănești (27%, respectivement 44%). A la suite de l'analyse des valeurs de l'abondance en biomasse, on constate qu'en 1983 aussi, les chironomides ont constitué le groupe dominant dans la plupart des écosystèmes, tandis que les oligochètes ont dominé comme biomasse seulement dans les lacs Babina

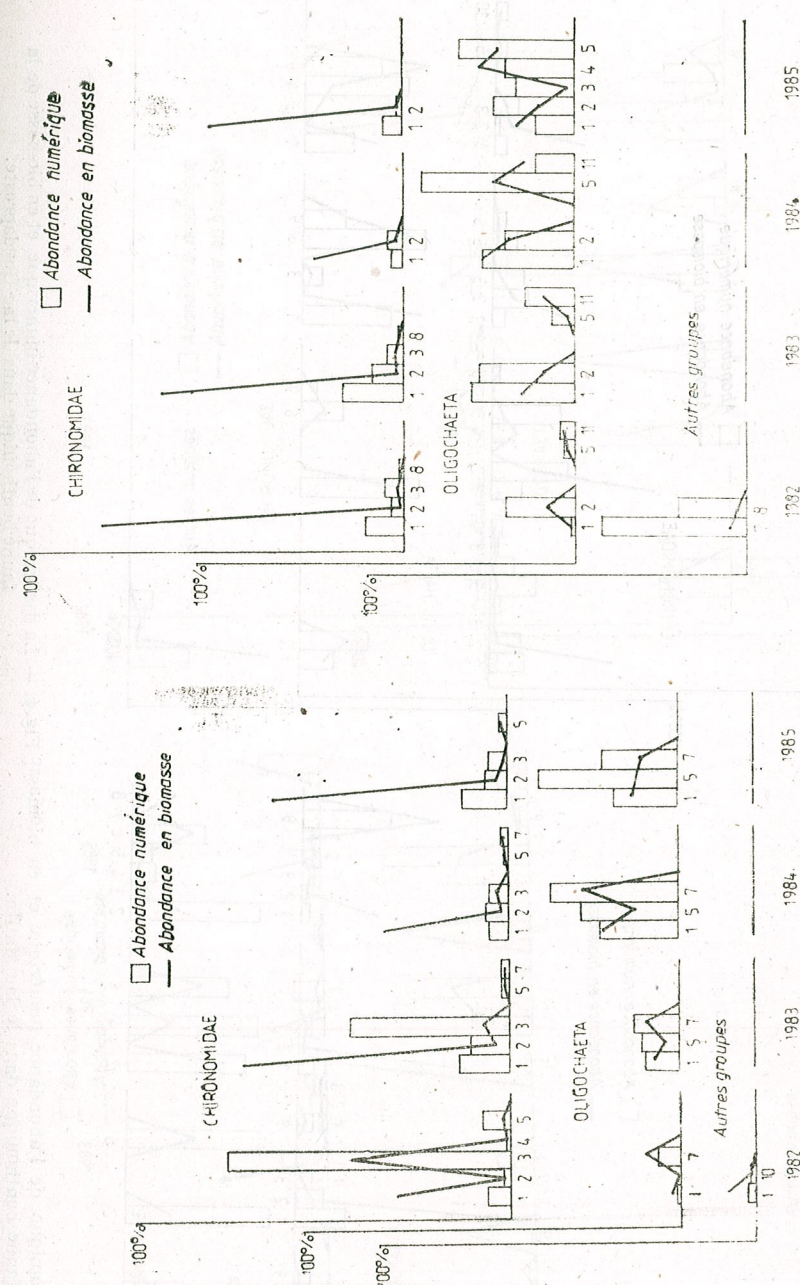


Fig. 1. La dynamique de l'abondance numérique et en biomasse de la faune benthonique dans le lac Roșu (la numérotation des espèces et des groupes d'organismes benthoniques est indiquée dans le texte).

Fig. 2. — La dynamique de l'abondance numérique et en biomasse de la faune benthonique dans le lac Isacova.



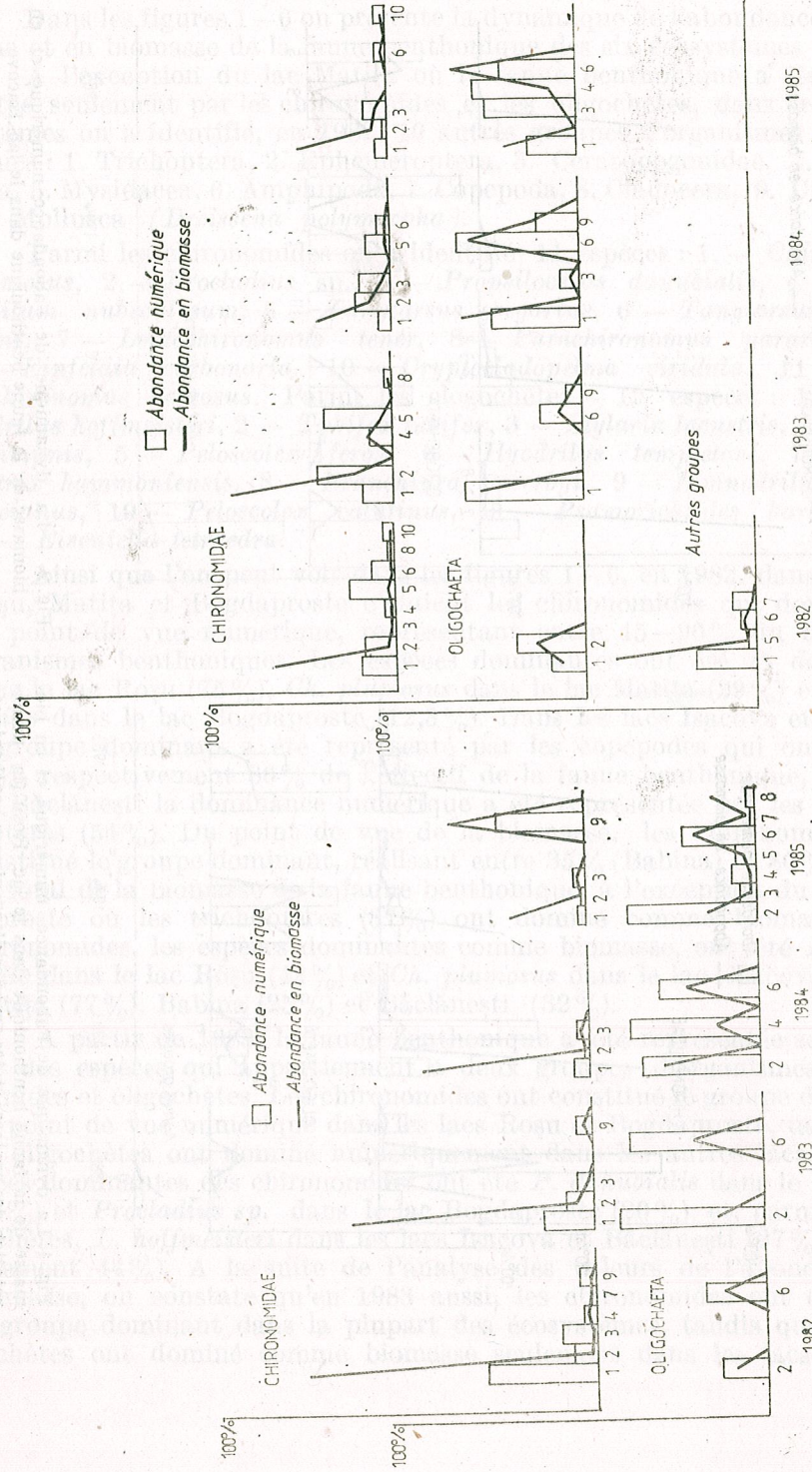


Fig. 3 — La dynamique de l'abondance numérique et en biomasse Fig. 4. — La dynamique de l'abondance numérique et en biomasse de la faune benthonique dans le lac Matija.

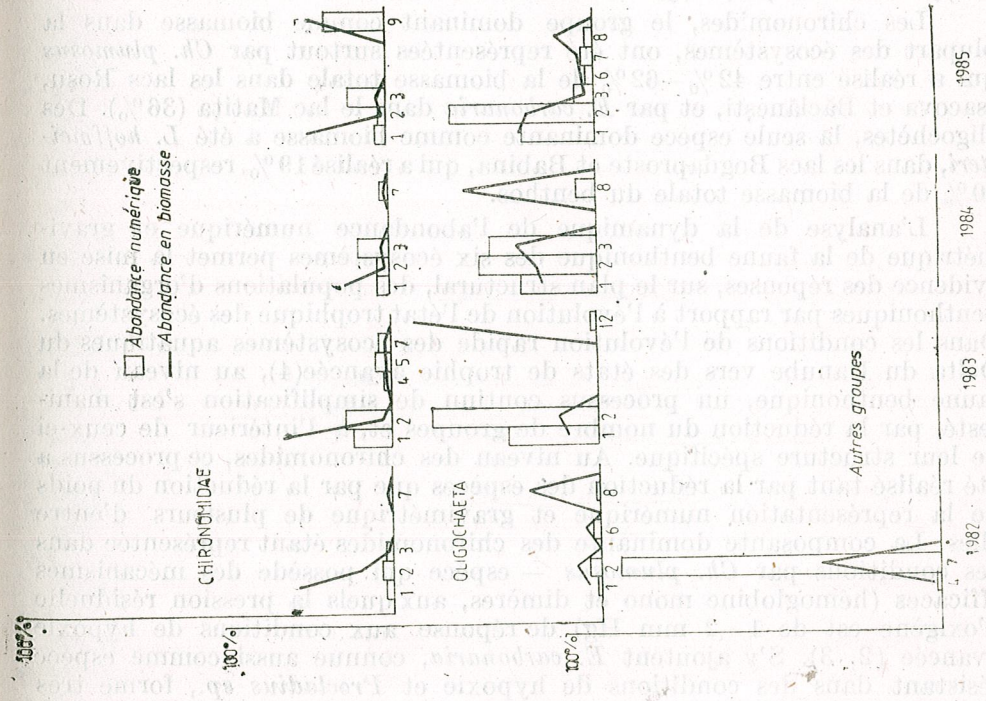


Fig. 5. — La dynamique de l'abondance numérique et en biomasse de la faune benthonique dans le lac Babina.

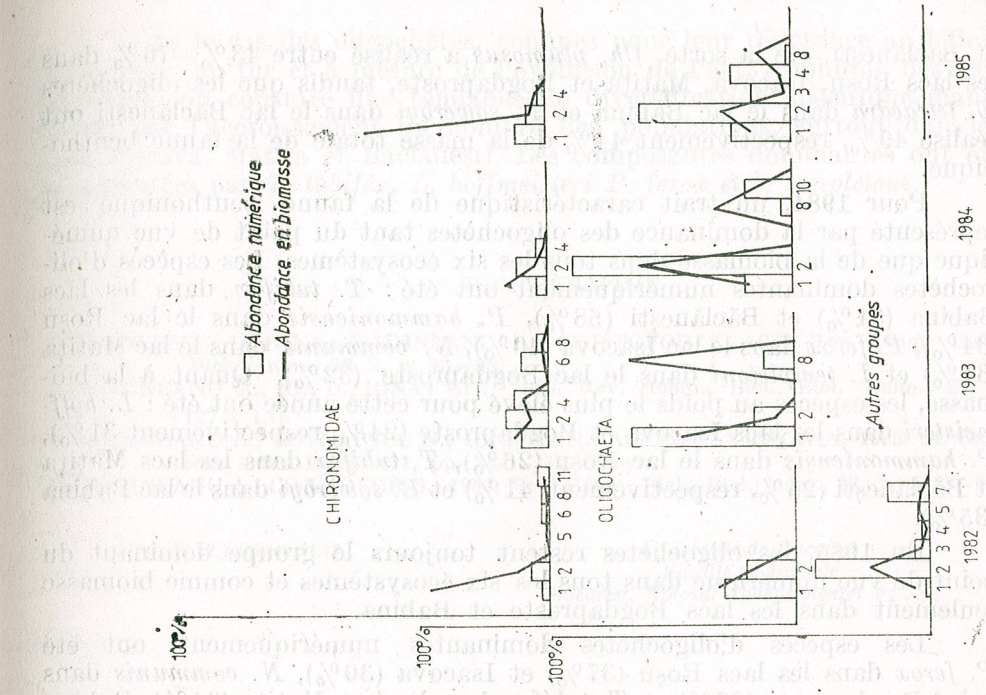


Fig. 6. — La dynamique de l'abondance numérique et en biomasse de la faune benthonique dans le lac Băcănești.



et Băclănești. De la sorte, *Ch. plumosus* a réalisé entre 43%—70% dans les lacs Roșu, Isacova, Matița et Bogdaproste, tandis que les oligochètes *E. tetraedra* dans le lac Babina et *B. sowerbyi* dans le lac Băclănești ont réalisé 49%, respectivement 44% de la masse totale de la faune benthonique.

Pour 1984, un trait caractéristique de la faune benthonique est représenté par la dominance des oligochètes tant du point de vue numérique que de la biomasse dans tous les six écosystèmes. Les espèces d'oligochètes dominantes numériquement ont été : *T. tubifex* dans les lacs Babina (31%) et Băclănești (58%), *P. hammoniensis* dans le lac Roșu (34%), *P. ferox* dans le lac Isacova (40%), *N. communis* dans le lac Matița (34%) et *I. templetoni* dans le lac Bogdaproste (32%). Quant à la biomasse, les espèces au poids le plus élevé pour cette année ont été : *L. hoffmeisteri* dans les lacs Isacova et Bogdaproste (24%, respectivement 31%), *P. hammoniensis* dans le lac Roșu (26%), *T. tubifex* dans les lacs Matița et Băclănești (25%, respectivement 41%) et *B. sowerbyi* dans le lac Babina (35%).

En 1985, les oligochètes restent toujours le groupe dominant du point de vue numérique dans tous les six écosystèmes et comme biomasse seulement dans les lacs Bogdaproste et Babina.

Les espèces d'oligochètes dominantes numériquement ont été *P. ferox* dans les lacs Roșu (37%) et Isacova (30%), *N. communis* dans le lac Bogdaproste (27%) et *T. tubifex* dans les lacs Matița (34%), Babina (28%) et Băclănești (40%).

Les chironomides, le groupe dominant comme biomasse dans la plupart des écosystèmes, ont été représentés surtout par *Ch. plumosus* qui a réalisé entre 42%—62% de la biomasse totale dans les lacs Roșu, Isacova et Băclănești, et par *E. carbonaria* dans le lac Matița (36%). Des oligochètes, la seule espèce dominante comme biomasse a été *L. hoffmeisteri*, dans les lacs Bogdaproste et Babina, qui a réalisé 19%, respectivement 20% de la biomasse totale du benthos.

L'analyse de la dynamique de l'abondance numérique et gravimétrique de la faune benthonique des six écosystèmes permet la mise en évidence des réponses, sur le plan structural, des populations d'organismes benthoniques par rapport à l'évolution de l'état trophique des écosystèmes. Dans les conditions de l'évolution rapide des écosystèmes aquatiques du Delta du Danube vers des états de trophie avancée(4), au niveau de la faune benthonique, un processus continu de simplification s'est manifesté, par la réduction du nombre de groupes et, à l'intérieur de ceux-ci de leur structure spécifique. Au niveau des chironomides, ce processus a été réalisé tant par la réduction des espèces que par la réduction du poids de la représentation numérique et gravimétrique de plusieurs d'entre elles. La composante dominante des chironomides étant représentée dans ces conditions par *Ch. plumosus* — espèce qui possède des mécanismes efficaces (hémoglobine mono et dimères, aux quels la pression résiduelle d'oxygène est de 1—2 mm Hg) de réponse aux conditions de hypoxie avancée (2, 3). S'y ajoutent *E. carbonaria*, connue aussi comme espèce résistant dans des conditions de hypoxie et *Procladius sp.*, forme très euritope.

Dans le cas des oligochètes, connues pour leur résistance au déficit d'oxygène, au fur et à mesure de l'évolution de l'état trophique des écosystèmes, on constate une tendance de diversification spécifique, manifestée par l'accroissement du nombre des populations, surtout dans les lacs Isacova, Matița et Băclănești. Les composantes dominantes ont été représentées par *T. tubifex*, *L. hoffmeisteri*, *P. ferox* et *I. templetoni*.

## BIBLIOGRAPHIE

1. NICOLESCU DORINA, VĂDINEANU A., CRISTOFOR S., 1987, Rev. Roum. Biol., Biol. Anim., 32, 2, p. 93—98.
2. VĂDINEANU A., IGA D., IGNAT GH., 1980, Rev. Roum., Biol., Biol. Anim., 25, 2, 127—131.
3. VĂDINEANU A., BOTNARIUC N., IGNAT GH., ASPROIU VICTORIA, 1985, St. com. ecol. Delta Dunării, 1, pp. 244—252, Tulcea.
4. VĂDINEANU A., CRISTOFOR S., 1987, Rev. Roum. Biol., Biol. Anim., 32, 2, p. 83—91.

Reçu le 20 janvier 1987

Université de Bucarest  
Faculté de biologie  
Bucarest, Splaiul Independenței 91—95



# L'ÉVOLUTION DE L'ÉTAT TROPHIQUE DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES CARACTÉRISTIQUES DU DELTA DU DANUBE

## 6. RÉPONSES DE LA VÉGÉTATION SUBMERSE EN FONCTION DE LA RÉSERVE DE NUTRIENTS ET DU RÉGIME HYDROLOGIQUE

S. CRISTOFOR

Sur la base de la description de la structure et de la production des macrophytes submerses (tableau 1 et fig. 4) de sept lacs du Delta du Danube (fig. 1), on confirme la généralisation d'un niveau avancé de trophie dans l'intervalle 1980—1986. Les symptômes différenciés d'un lac à l'autre et même dans l'espace d'un seul lac ont été décrits en tant que réponses aux modifications des réserves de nutriments et de régime hydrologique, étant présentés dans un scénario général de déclin de ces populations. Les principaux mécanismes impliqués dans ce processus ont été caractérisés de la perspective d'un modèle conceptuel d'intégration systémique dans l'écosystème (fig. 3).

Les interrelations des populations végétales submerses avec l'écosystème auquel elles appartiennent sont déterminées, dans un sens, par l'action de stimulation de celui-ci à l'aide de ses facteurs déterminants, et en sens inverse, par la réaction de la population, concrétisée dans la modification de son état.

L'objectif moderne de l'écologie de ces populations consiste dans la détermination quantitative de la valeur des stimuli et des réponses, des relations causales ainsi définies, sur les circuits informationnels dans lesquels les macrophytes submerses sont intégrées.

Cet objectif est d'une complexité qui pourrait sembler décourageante s'il n'était pas pris en étude d'une manière adéquate. Or, de ce point de vue, l'utilité de l'analyse systémique comme seule voie méthodologique de solution efficiente, ainsi que ses principes fondamentaux, ont été suffisamment mis en relief et décrits au cours des dernières années (5) (23) (24) et ils ne nécessitent plus d'être argumentés spécialement dans le cas de la végétation submerse.

Les difficultés d'envisager ce problème en totalité sont tout à fait particulières dans les conditions des complexes d'écosystèmes intimement interdépendants, tels ceux du Delta du Danube. Les dernières années, sur le fond de certains symptômes de transition accélérée de ces eaux vers d'états de trophie avancée, toute une série d'évolutions défavorables de certaines populations végétales submerses (7) (8) ont été déjà décrites. Bénéficiant des possibilités d'un programme de recherche intensif et extensif en temps et en espace, on a formulé un modèle conceptuel de l'intégration au milieu de cette importante catégorie de producteurs primaires. C'est ainsi qu'on a décrit certaines tendances apparemment contradictoires dans la dynamique de l'organisation de quelques populations végétales submerses, en tant que réponse en fonction de la réserve de



nutriants et du régime hydrologique. On fait ici seulement la description générale de ces tendances, du modèle homomorphe de base ainsi que des principaux mécanismes impliqués, en suivant que dans les autres travaux soient détaillées la présentation des sous-modèles différenciés et la description quantitative des relations causales surprises.

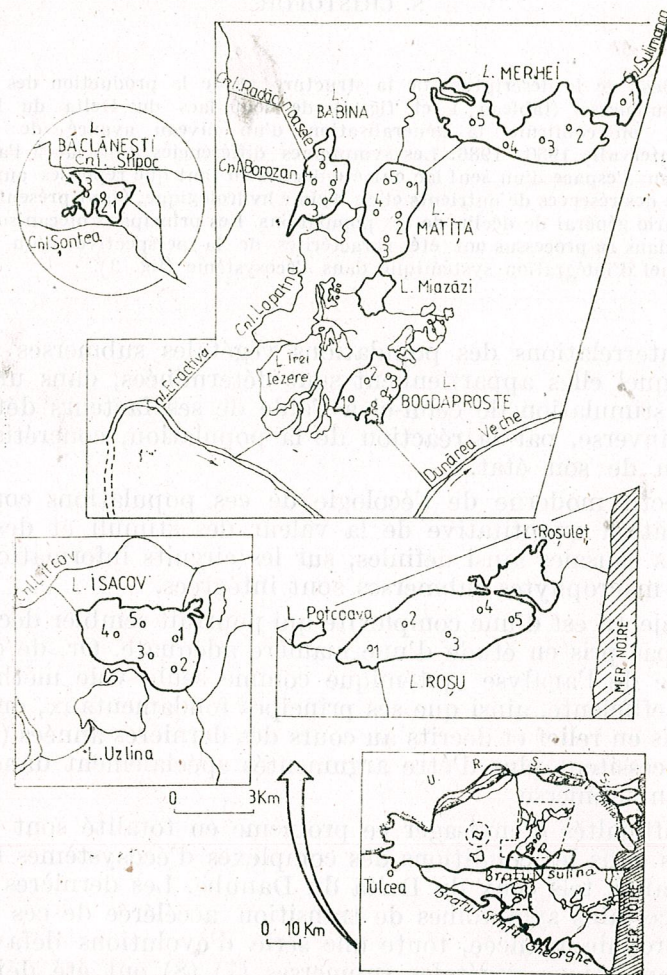


Fig. 1. — Emplacement des lacs étudiés dans le Delta du Danube et des stations de prélèvement dans les lacs.

#### MATÉRIEL ET MÉTHODE

Les échantillons ont été récoltés dans l'intervalle 1980—1986 de 33 stations réparties en 7 lacs représentatifs du Delta du Danube : Băclănești (3 stations), Babina, Merhei, Bogdaproste, Isacova et Roșu (à raison de 3 stations ; fig. 1).

De chaque station on a récolté 3 échantillons, ayant la dimension de 0,16 m<sup>2</sup>, à l'aide d'un dispositif conçu pour être manipulé même d'une petite embarcation (fig. 2). Ayant un squelette métallique réduit, prévu d'un filet à pêche aux mailles de 5 mm et d'une tige articulée et détachable, le dispositif a permis le lavage de l'échantillon d'eau au bord de l'embarcation.

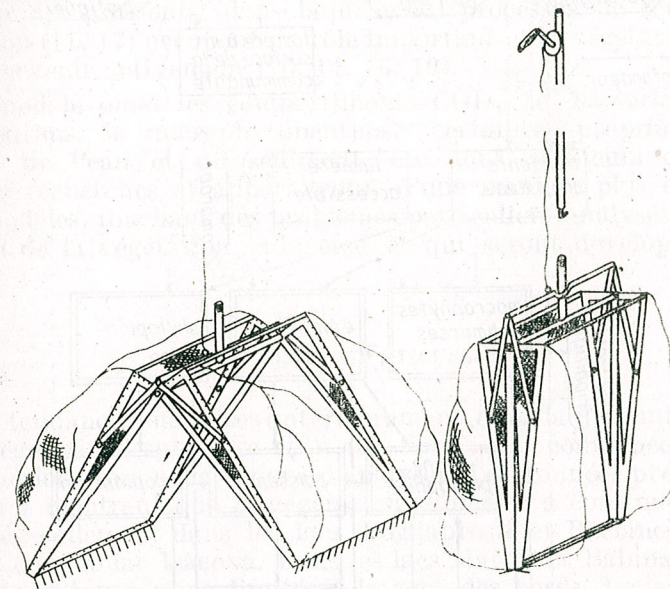


Fig. 2. — Dispositif pour récolter et laver préliminairement la végétation submersive.

Après le lavage, le matériel végétal divisé par espèces a été séché dans l'étuve, à 105°C pendant 3 heures et pesé ; avec les échantillons frais on a procédé immédiatement à l'extraction en acétone en vue de l'analyse pigmentaire ; les échantillons secs ont été pilés dans un mortier en vue d'une ultérieure minéralisation et analyse chimique.

Parallèlement, l'équipe a réalisé l'essayage des autres principaux compartiments de l'écosystème dans le réseau d'interrelations duquel sont intégrées les macrophytes submerses.

La dynamique saisonnière a été exprimée dans les moyennes arithmétiques des échantillons. La production primaire a été estimée selon la méthode des accroissements de biomasse, sans l'application d'un coefficient de turnover.

#### LE MODÈLE HOMOMORPHE DE L'INTÉGRATION DES MACROPHYTES SUBMERSES DANS L'ÉCOSYSTÈME

Dans la figure 3, les macrophytes submerses nous apparaissent comme un compartiment principal des producteurs primaires, à côté du phytoplancton et l'épiphyton. Les relations de nature trophique des principaux compartiments de la biocénose sont figurées par des flèches grosses.





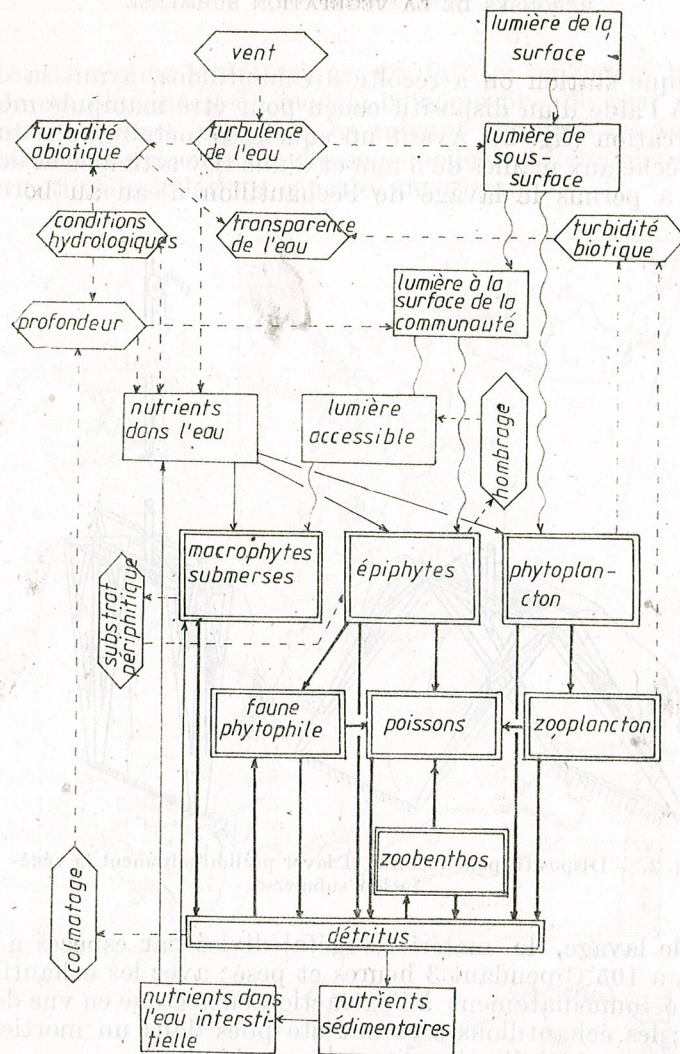


Fig. 3. — Le modèle homomorphe de l'intégration des macrophytes submerses dans l'écosystème.

La lumière et les nutriments agissent différemment sur les producteurs primaires tant de point de vue qualitatif que spatial. A remarquer les barrières successives qui fonctionnent contre l'accès à la lumière de la végétation submerses : 1) les pertes à la surface de séparation air-eau déterminent la quantité de lumière dans la couche superficielle de l'eau et sont influencées surtout par l'angle d'incidence de la radiation directe (15) et par l'agitation de l'eau ; 2) l'extinction de la lumière dans l'eau en tant que somme des extinctions dues à l'eau, à la turbidité biogène et à la turbidité abiotique (9) (13) (17) (18), associée à la profondeur, déter-

mine la quantité de lumière disponible au complexe de macrophytes — épiphytes ; 3) les pertes dues à l'ombrage réalisé par les épiphytes (18) et par le limon sédimenté sur les feuilles (20) déterminent avec l'auto-ombrage (9) (15) la quantité de lumière disponible dans chaque horizon de la végétation submerses. D'une manière similaire est représentée dans le modèle la source double de nutriments des macrophytes submerses, l'eau du lac et l'eau interstitielle (1, 6, 21, 27, 28). Le modèle ne néglige pas la recyclation des nutriments, dans laquelle les processus de sédimentation-resuspension (11, 17) occupent un rôle important et la végétation submerses y peut intervenir activement (10, 14, 16, 19).

Le modèle omet les compartiments COD, le bactérioplancton, le bactériobenthos, le microphytobenthos, certaines propriétés physico-chimiques de l'eau et du sédiment, etc. dont plusieurs ont constitué l'objet des recherches et apparaîtront, d'une manière plus explicite, sur les sous-modèles, touchant des problèmes particuliers analysés dans l'étude écologique de la végétation submerses et qui seront développés ultérieurement.

### RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Les tendances surprises antérieurement dans la dynamique de l'état de la végétation submerses (7) (8), ont été confirmées aussi pour l'entière période que nous venons d'analyser. Les données présentées dans le tableau 1 montrent que la végétation submerses a continué d'être bien représentée seulement dans les lacs Bogdaproste et Băclănești et temporairement dans le lac Isacova. Dans les lacs Matifa et Babina, la présence a été isolée et temporaire, limitée à la zone des bords. Le lac Roșu a été complètement dépourvu de végétation submerses au cours des dernières années.

La cause majeure de l'absence ou de la présence réduite en temps et espace des macrophytes submerses des lacs ci-haut mentionnés ainsi que du lac Merhei, a été le maintien de la trophicité des eaux respectifs au-delà de la limite d'atténuation sévère des conditions de lumière à la suite du développement exagéré du phytoplancton. Dans ces conditions, ce sont seulement les populations au développement vertical et précoce qui ont réussi à se maintenir. C'est le cas des populations de *Potamogeton pectinatus* des lacs Isacova et Merhei qui ont réussi des régénérations annuelles régulières. Sur le fond des restructurations phytoplanctoniques du printemps, terminées par l'augmentation temporaire de la transparence de l'eau, ces populations ont réussi d'atteindre en temps utile les couches supérieures de la colonne de l'eau afin de pouvoir se maintenir et de venir à maturité. La baisse de la transparence de l'eau favorise les espèces qui développent des surges longs et dont le coronnement se trouve immédiatement sous la surface de l'eau (4, 18, 20). Le phénomène de répression sélective du développement de la végétation submerses a été mieux mis en évidence dans le lac Babina. Ici, à part les groupes à croissance verticale de *P. pectinatus*, *P. trichoides* et *Vallisneria gigantea* au développement précoce (commencement de juin) et insulaire, ont enregistré des tendances de régénération



les populations de *C. demersum*, *Nitellopsis obtusa* et *Najas marina*, stoppées dès les phases de début par la génération de « la floraison » d'été.

Au cours de la différente évolution de la végétation submersive dans les lacs analysés, on a distingué les trois étapes possibles dans le processus de déclin de celle-ci sur le fond de l'eutrophisation accélérée (8) : 1) la modification de la composition spécifique, sans une baisse significative de la production globale ou même accompagnée de son accroissement (Bogdaproste, Băclănești et Merhei en 1981) ; 2) la baisse de la diversité et de la production jusqu'à l'extinction (Isacova, Merhei, Babina) ; 3) la disparition complète des macrophytes submerses (Roșu). Ce sont des réponses

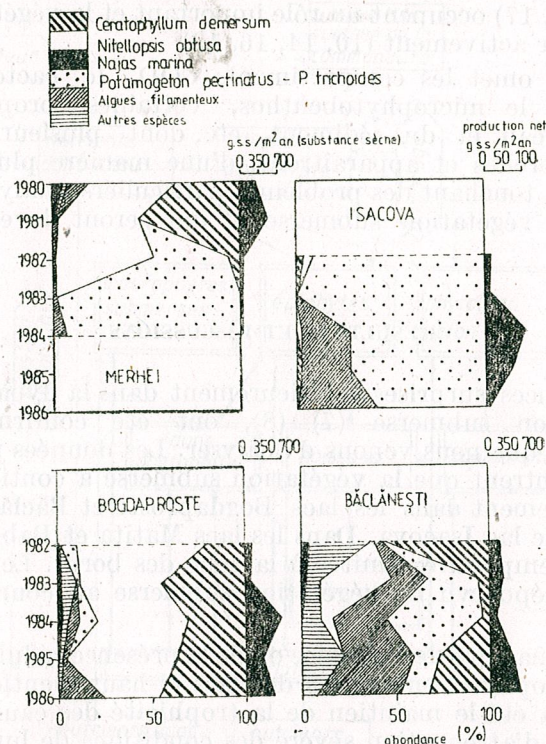


Fig. 4. — La dynamique de la structure et de la production de la végétation submersive de quatre lacs du Delta du Danube, dans l'intervalle 1980—1986.

de la végétation submersive en fonction du niveau de l'augmentation de la réserve des nutriments, processus nuancé par la circulation de l'eau, dépendante à son tour du régime hydrologique du fleuve et des connexions complexes des lacs du Delta du Danube (25).

De la sorte, la situation particulière des lacs Băclănești et Bogdaproste dont la production primaire est encore dominée par les macrophytes submerses, représente en somme, le résultat de leur position favorable dans ces connexions. Leur alimentation s'est réalisée surtout dans les secteurs du Danube dont le développement écotonal leur a offert une capacité

Tableau 1

Données concernant la structure et la production de la végétation submersive du Delta du Danube, dans l'intervalle 1980—1986

Lac	Année	Nombre d'espèces	Diversité (Simpson)	Production nette (g.s.s./m <sup>2</sup> /an)
ROȘU	1982	1	0	38
	1983	sans macrophyte submersive		
MATIȚA	1980—1986 sans macrophyte submersive			
ISACOVA	1982	3	0,14	16
	1983	1	0	10
	1984	3	0,41	100
	1985	3	0,39	69
	1986	2	0,48	4
BABINA	1982—1986 sans macrophyte submersive			
MERHEI	1980	7	0,65	281
	1981	6	0,51	493
	1982	3	0,55	11
	1983	2	0,04	9
	1984	2	0,11	3
BOGDAPROSTE	1982	9	0,46	123
	1983	9	0,61	112
	1984	9	0,63	695
	1985	10	0,50	344
	1986	10	0,65	550
BĂCLĂNEȘTI	1982	11	0,66	196
	1983	10	0,74	276
	1984	7	0,63	155
	1985	12	0,75	423
	1986	10	0,68	547

de rétention des nutriments. Plus encore, à la suite de la différenciation de la circulation dans l'espace des lacs à alimentation et écoulement multiple, on fait la différence entre les réponses de la végétation submersive de l'espace du même écosystème. C'est le cas du lac Bogdaproste, qui a différencié en 1985 et 1986 une zone de nord et de nord-ouest dont la production primaire s'est transférée du compte des macrophytes à celui du phytoplancton. Pour les mêmes raisons, un développement des macrophytes a été possible dans l'extrémité du sud du lac Matița—zone adjacente au canal du sud et qui bénéficie temporairement d'une entrée plus pauvre en nutriments.

D'autres facteurs qui pourraient déterminer le déclin des macrophytes submerses dans les phases avancées de trophie, tels l'effet toxique des niveaux élevés d'azote sur *C. demersum* (3) ou de phosphore sur les Characées (12) ainsi que des sels putrides (12), le développement des algues épibenthiques à effet mécanique direct sur la croissance des surgéons des



21. SMART M. M., 1977, *Nitrogen and phosphorus cycling by Nymphaea tuberosa and Ceratophyllum demersum in Lake Onalaska*, Master's Thesis, Univ. Wisconsin, La Crosse.
22. SZCZEPANSKI A., 1971, *Hydrobiologia*, **12**, 193—197.
23. VADINEANU A., 1982, *Pontus Euxinus*, St. cerc., II (Constanța), 347—348.
24. VADINEANU A., 1982, *Pontus Euxinus*, St. cerc., (Constanța) II, 59—63.
25. VADINEANU A., CRISTOFOR S., 1987, *Rev. Roum. Biol., Biol. anim.* **32** (2) 83—91.
26. VADINEANU A., CRISTOFOR S., DORINA NICOLESCU, CORNELIA DOROBANȚU, GAVRILA L., 1987, *Rev. Roum. Biol., Biol. anim.* **32** (2)
27. WAISEL Y., AGAMI M., 1983, *Proc. Int. Symp. Aquatic Macrophytes*, 18—23, sept. 1983, Nijmegen, pp. 287—291.
28. WAISEL Y., AGAMI M., SHAPIRA Z., 1982, *Aquat. Bot.*, (Amsterdam), **13**, 179—186.
29. WETZEL R. G., HOUGH R. A., 1973, *Pol. Arch. Hydrobiol.*, **20** (1); 9—19.

Reçu le 20 janvier 1987

Université de Bucarest  
Station hydrobiologique  
Brăila, str. Vapourclor 1

## PARTICULARITÉS DU DÉVELOPPEMENT QUANTITATIF DU PHYTOPLANCTON DU LITTORAL ROUMAIN DE LA MER NOIRE PENDANT LA PÉRIODE 1983—1986

N. BODEANU

In order to present the features of the quantitative development of the phytoplankton of the Romanian Black Sea littoral waters for the period 1983—1986, the author's synthetical data for the above mentioned period are compared with those for two previous periods which were distinct from the view-point of eutrophication (1960—1970 and 1971—1982). Maintaining the quantitative characteristics of an intense eutrophication, the phytoplankton of 1983—1986 had some peculiar features: reduction of total biomass, diminishing of some blooming phenomena, splitting of the mass species into two categories with opposite tendencies — increasing or decreasing their numerical densities, respectively.

Le processus d'eutrophisation de la partie nord-ouest de la mer Noire a déterminé une série de modifications d'ordre qualitatif et quantitatif du phytoplancton, les nouvelles caractéristiques du développement quantitatif et de sa structure étant analysées en détail (4), (6), en comparant nos données synthétiques de la période 1970—1982, de renforcement du processus respectif (2), (3) (4), (6) avec celles de la période antérieure, 1960—1970. Le problème qui suscite l'intérêt est d'établir si les caractéristiques respectives, surtout celles concernant le développement quantitatif, ont continué à se maintenir aussi pendant les années suivantes de la période mentionnée, et dans quelle mesure. En ce qui suit, nous répondons à cette question, en rapportant nos données des quatre dernières années (1983—1986) à celles correspondant aux deux périodes de référence (1960—1970 et 1971—1982). En même temps, l'examen, dans la rétrospective d'une période plus longue, de 11 années (1976—1986), des quantités moyennes annuelles de l'algoflore planctonique des eaux de Constanța parallèlement à celles des stocks de nutriments, par l'intermédiaire de ce travail, nous permet aussi une représentation sur la tendance générale de développement quantitatif du phytoplancton du littoral roumain.

Les données pour la période 1983—1986 ont résulté de l'analyse d'environ 700 échantillons quantitatifs de phytoplancton prélevés d'un réseau de stations périodiques (mensuelles pendant la période mai—septembre, saisonnières au reste de l'année) qui couvrent l'espace aquatique situé entre la côte et environ 30 Mm vers le large; à ces échantillons on a ajouté encore quelque 350 échantillons quantitatifs prélevés à des intervalles de 2—3 jours dans les eaux côtières de Constanța pendant la période mai—septembre de chaque année.

★

En concordance avec l'existence de certains stocks encore grands de nutriments dans les eaux du littoral roumain, le phytoplancton a maintenu au cours des dernières années, 1983—1986, ses caractéristiques d'ordre quantitatif induites pendant la période 1971—1982 (4), (6) par les conditions de l'eutrophisation de la mer, caractéristiques définies par :



1. *Biomasses et densités grandes.* Pour les eaux du littoral roumain, jusqu'à approximativement 30 milles marins distance de la côte, pendant la période 1983–1986 la biomasse moyenne a atteint 5176,61 mg. m<sup>-3</sup>, et la densité 1.862.319 cell.l<sup>-1</sup> (tableau 1), valeurs 3,2 fois et 1,5 fois respectivement plus grandes que les moyennes correspondantes du même espace aquatique de la période 1960–1970, quand on enregistrerait 1627 mg. m<sup>-3</sup> et 1.256.000 cell. l<sup>-1</sup> (4).

Tableau 1

Moyennes annuelles des quantités du phytoplancton dans les eaux du littoral roumain (entre Constanța et Portița) pendant la période 1983–1986

Années	cell.l <sup>-1</sup>	mg.m <sup>-3</sup>
1983	1.179.631	2766,48
1984	1.213.830	9065,50
1985	2.454.973	4742,16
1986	2.600.844	4132,32
M	1.862.319	5176,61

2. *Grand nombre des espèces de masse.* Le nombre total des espèces qui ont réalisé, pendant l'intervalle 1983–1986, des densités supérieures à 100 milles cell. l<sup>-1</sup> a été de 54, dont 18 avaient les densités maximales de l'ordre des millions de cellules par litre (tableau 2). Précisons qu'au cours des 11 années consécutives comprises dans la période 1960–1970 le nombre des espèces à des densités supérieures à la valeur de 100 milles cell. l<sup>-1</sup> a été de 38, presque égal à celui des espèces qui ont dépassé la valeur respective seulement dans une année de la période 1983–1986 (en 1984–34 espèces).

3. *Amplés et fréquents phénomènes de floraison de l'eau.* Les espèces impliquées dans les phénomènes de floraison (ayant leurs densités maximales pour 1983–1986) ont été *Exuviaella cordata* Ostf. (276,6 × 10<sup>6</sup> cell. l<sup>-1</sup> en 1986), *Skeletonema costatum* Grun. (141,4 × 10<sup>6</sup> cell. l<sup>-1</sup> en 1984), *Eutreptia lanowii* Steuer (51,5 × 10<sup>6</sup> cell.l<sup>-1</sup> en 1984), *Cyclotella caspia* Grun. (23 × 10<sup>6</sup> cell. l<sup>-1</sup> en 1986), *Nitzschia delicatissima* Cl. (17,2 × 10<sup>6</sup> cell. l<sup>-1</sup> en 1986), *Goniaulax polygramma* Stein (12,85 × 10<sup>6</sup> cell. l<sup>-1</sup> en 1986), *Cerataulina bergonii* Perag. (5,2 × 10<sup>6</sup> cell. l<sup>-1</sup> en 1984 et

Tableau 2

Nombre des espèces aux développements massifs du phytoplancton du littoral roumain pendant les périodes 1960–1970, 1971–1982 et 1983–1986

Densités maximales	1960–1970	1971–1982	1983–1986
100 milles – 1 million cel.l <sup>-1</sup>	29	37	36
1–10 millions cell. l <sup>-1</sup>	5	16	12
plus de 10 millions cell. l <sup>-1</sup>	4	8	6
Total	38	61	54

1985; les densités plus réduites de cette dernière sont compensées par la taille, implicitement la biomasse, nettement supérieure aux autres espèces qui produisent des floraisons). Les valeurs numériques enregistrées en 1983–1986 par toutes les espèces ci-dessus, à l'exception de *N. delicatissima*, sont nettement au-dessus de celles qu'elles avaient atteintes durant la période 1960–1970 (4).

En maintenant les caractéristiques générales mentionnées ci-dessus, le phytoplancton a enregistré, au cours de son évolution quantitative de l'intervalle 1983–1986, quelques particularités propres à la période donnée, c'est-à-dire :

1. *Réductions de la biomasse globale* (concordant à une diminution correspondante des stocks de nutriments). Les valeurs de biomasse moyenne pour tout le littoral roumain, que nous avons enregistrées en 1985 et 1986–4742 mg. m<sup>-3</sup> et 4132 mg. m<sup>-3</sup> respectivement – apparaissent réduites à seulement 52% et 45% respectivement, par rapport à la biomasse évaluée en 1984 – 9065 mg. m<sup>-3</sup> (tableau 1). Les observations sur le phytoplancton des eaux côtières de Constanța, effectuées à des intervalles de 1-3 jours pendant la période avril–octobre, durant 11 années consécutives – 1976–1986 – mettent en évidence une réduction quasi-continue de la biomasse jusqu'à la pénultième année de la période donnée – 1985 – où l'on a enregistré les moindres valeurs de l'entier intervalle de temps. La réduction de la biomasse du phytoplancton concorde avec les diminutions de tous les nutriments pris en considération, à l'exception des

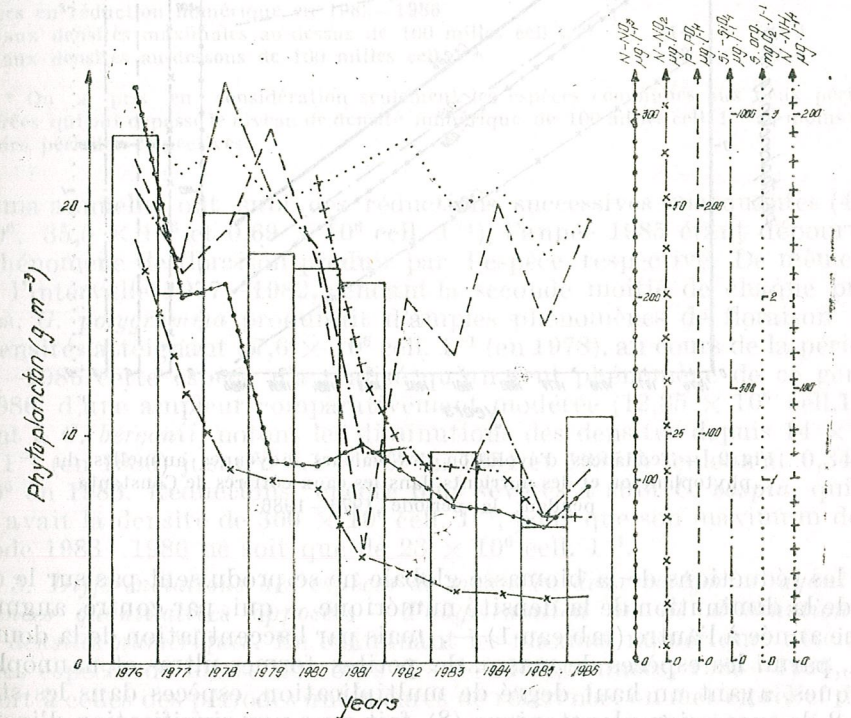


Fig. 1 — Evolution des valeurs moyennes annuelles de la biomasse du phytoplancton (histogramme) et du taux de nutriments (courbes) dans les eaux côtières de Constanța pendant la période 1976–1986. (Les déterminations des nutriments ont été faites par A. Cociașu, L. Popa et L. Dorogan — IRCM Constanța)

phosphates, jusqu'à atteindre en 1985 les plus bas niveaux de la période donnée (fig. 1). Le processus de réduction des stocks de nutriments des eaux côtières a subi une interruption pendant la dernière année de la période,



1986, quand leur augmentation correspond à une croissance de la biomasse du phytoplancton. Les niveaux atteints par les nutriments, ainsi que par le phytoplancton, à la suite de ces augmentations, restent néanmoins inférieurs à ceux de la seconde moitié des années '70 (fig. 1).

Les évolutions globales des quantités du phytoplancton et des nutriments mentionnés vers la réduction sont nettement mises en évidence par les droites de régression linéaire qui expriment la variation de leurs valeurs moyennes annuelles durant l'intervalle 1975–1986 (fig. 2). Notons

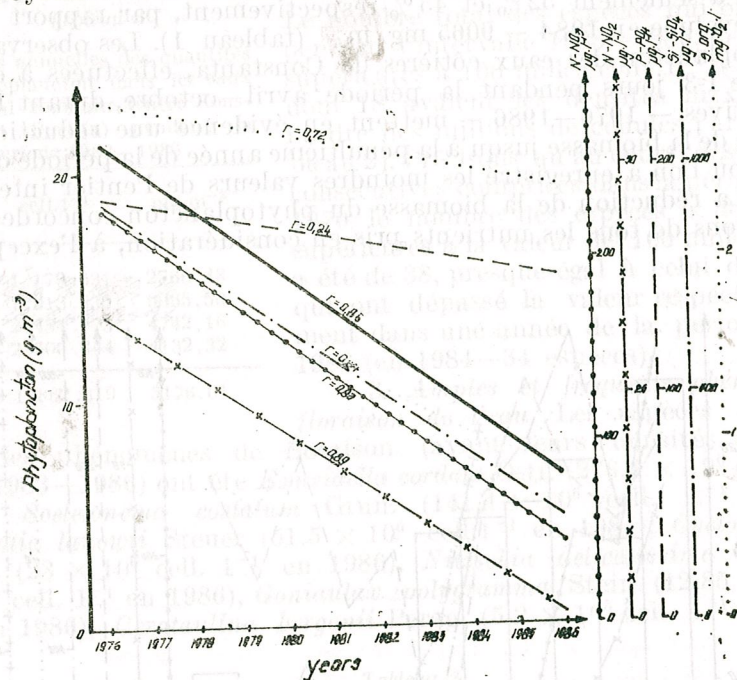


Fig. 2. — Tendances d'évolution des valeurs moyennes annuelles du phytoplancton et des nutriments dans les eaux côtières de Constanța pendant la période 1976–1986.

que les réductions de la biomasse globale ne se produisent pas sur le compte de la diminution de la densité numérique — qui, par contre, augmente d'une année à l'autre (tableau 1) —, mais par l'accentuation de la domination, parmi les espèces de masse, de petites formes ultra- et nannoplanktoniques, ayant un haut degré de multiplication, espèces dans les stades 1 et 2 de succession planctonique (8), fait avec une signification d'instabilité de l'écosystème pélagial, instabilité caractéristique à la partie nord-ouest de la mer Noire.

2. *Diminution de l'ampleur de certains phénomènes de floraison.* Les diminutions numériques de certaines espèces impliquées dans les plus amples phénomènes de floraison de la période antérieure, 1971–1982 (3), (4) sont à remarquer. C'est le cas des espèces des stades finales de succession planctonique — les péridiniens *Exuviaella cordata* et *Goniaulax*

*polygramma* et les diatomées *Cerataulina bergonii* et *Cyclotella caspia* — qui, toutes, ont subi, au cours des années 1983–1985, d'importantes réductions successives, et les densités augmentées en 1986 sont inférieures à celles de l'intervalle 1971–1982. Par exemple, si pendant l'été 1982 *E. cordata* atteignait une densité de  $463 \times 10^6$  cell.  $l^{-1}$ , la valeur numérique de cette espèce pendant l'été 1986, bien que très grande, a été nettement inférieure —  $276,6 \times 10^6$  cell.  $l^{-1}$  (tableau 3); durant l'intervalle 1983–1985, ses

Tableau 3

Nombre des principales espèces phytoplanctoniques en croissance numérique et de celles en réduction numérique durant 1983–1986 par rapport à leurs densités des années 1971–1982\*

Catégories d'espèces	No	%
Espèces communes aux périodes 1983–1986 et 1971–1982	67	100,0
Espèces en croissance numérique en 1983–1986	40	59,7
Espèces en réduction numérique en 1983–1986.		
aux densités maximales au-dessus de 100 milles cell. $l^{-1}$	14	20,9
aux densités au-dessous de 100 milles cell. $l^{-1}$	13	19,4

\* On a pris en considération seulement les espèces communes aux deux périodes comparées qui ont dépassé le niveau de densité numérique de 100 milles cell.  $l^{-1}$  au moins dans l'une des périodes respectives.

maxima annuelles ont subi des réductions successives marquantes ( $43,4 \times 10^6$ ,  $35,5 \times 10^6$  et  $0,69 \times 10^6$  cell.  $l^{-1}$ ), l'année 1985 étant dépourvue du phénomène de floraison produit par l'espèce respective. De même, si dans l'intervalle 1977–1982, pendant la seconde moitié de chaque printemps, *G. polygramma* produisait d'amples phénomènes de floraison (4), ses densités atteignant  $97,6 \times 10^6$  cell.  $l^{-1}$  (en 1978), au cours de la période 1983–1986 cette espèce n'a réalisé qu'un seul phénomène de ce genre, en 1986, d'une ampleur comparativement modérée ( $12,85 \times 10^6$  cell.  $l^{-1}$ ). Quant à *C. bergonii*, notons les diminutions des densités depuis  $14 \times 10^6$  cell.  $l^{-1}$  (en 1980) jusqu'à  $5,1 \times 10^6$  en 1984 et 1985 à seulement  $0,34 \times 10^6$  en 1986. Réductions encore plus sévères a subi *C. caspia*, qui en 1981 avait la densité de  $300 \times 10^6$  cell.  $l^{-1}$ , pour que son maximum de la période 1983–1986 ne soit que de  $23 \times 10^6$  cell.  $l^{-1}$ .

3. *Différenciations des espèces de masse en deux catégories ayant des tendances quantitatives opposées — d'augmentation ou de diminution de leurs densités numériques.* En examinant les maxima numériques atteintes par les espèces de masse au cours des dernières années, 1983–1986, par rapport à celles des périodes antérieures de référence, on met en relief deux tendances opposées de l'évolution quantitative des espèces respectives — d'augmentation et de diminution de leurs densités. Conformément à ces tendances, on distingue deux catégories d'espèces de masse, l'une formée des espèces qui ont une croissance numérique par rapport aux périodes antérieures, et l'autre — des espèces en réduction numérique.

Parmi les 67 espèces communes des périodes 1983–1986 et 1971–1982, qui ont enregistré des densités supérieures à 100 milles cell.  $l^{-1}$  au moins dans l'une des périodes données, 40 espèces — représentant 59,7%



du total — ont marqué des croissances numériques dans l'intervalle 1983 — 1986 (tableau 3). La proportion respective a été augmentée à la suite des développements plus amples pendant la dernière année de la période discutée (car si l'on considère seulement les trois premières années — 1983 — 1986 — de la période donnée, la même catégorie comprend un nombre plus petit — de 33 espèces).

Entre les espèces de masse qui ont enregistré ces dernières années des densités numériques augmentées, on distingue tout d'abord les formes responsables de floraison *Scletonema costatum*, *Eutreptia lanowii* et *Nitzschia delicatissima*, ensuite celles à des développements plus modérés, parmi lesquelles les plus fréquentes sont *Thalassiosira subsalina* Pr. — Lavr., *Detonula confervacea* (Cl.) Gran., *Leptocylindrus danicus* Cl., *Chaetoceros rigidus* Ostf., *C. insignis* Pr. — Lavr., *Nitzschia tenuirostris* Mer., *Prorocentrum micans* Ehr., *Phalacroma rotundatum* Clap. et Lachm., *Dinophysis sacculus* Stein., *Goniaulax polyedra* Stein., *Coccolithus huxleyi* Lohm.

Les espèces de masse en réduction numérique sont en nombre un peu plus petit que celles de la première catégorie (un total de 27), mais les diminutions de la densité de ces formes, dont plusieurs ont eu de grands développements pendant la période antérieure, 1971—1982, ont déterminé les diminutions de la quantité du phytoplancton entier pendant les quatre dernières années. Dans cette catégorie, on distingue premièrement le groupe des quatre espèces productrices de floraison — *Exuviaella cordata*, *Goniaulax polygramma*, *Cerataulina bergonii* et *Cyclotella caspia* — dont nous avons présenté plus haut les importantes diminutions numériques au cours des dernières années, puis le groupe de quelques espèces aux densités en diminution, mais continuant d'être supérieures à la valeur de 100 milles cell.  $l^{-1}$  (*Thalassiosira parva* Pr. — Lavr., *Leptocylindrus minimus* Gran., *Rhizosolenia fragillissima* Berg., *Chaetoceros socialis* Lauder, *C. similis* f. *solitarius* Pr. — Lavr., *C. lorenzianus* Grun., *Gymnodinium rhomboïdes* Schütt.). A celles-ci s'ajoute un groupe de 13 espèces dont les densités se sont diminuées de l'ordre des centaines de milles de cellules par litre, enregistrées pendant la période 1971—1982, à des valeurs toujours au-dessous de la limite de 100 milles cell.  $l^{-1}$ , de telle manière qu'au cours des quatre dernières années elles ont perdu le statut d'espèces de masse. De ce groupe, mentionnons ici *Chaetoceros similis* Cl., *C. curvisetus* Cl., *Thalassionema nitzschioides* Grun., *Gymnodinium splendens* Labour, *Glenodinium apiculatum* Zach., *Dictyosphaerium pulchellum* Wood.

Les raisons concrètes de ces processus contradictoires — de réduction ou de croissance numérique — de l'évolution quantitative des principales espèces sont multiples, différant d'une espèce à l'autre et impliquant toute la série de facteurs écologiques, parmi lesquels ceux hydrologiques et climatiques — très variables sur le littoral roumain — ont un rôle particulièrement important. Mais, en considérant les processus donnés seulement en rapport avec le facteur nutritionnel, les grandes réductions de densité subies par une bonne partie des plus importantes espèces au point de vue quantitatif apparaissent liées directement aux diminutions du stock des nutriments pendant les dernières années, tandis que les augmentations des densités, enregistrées par l'autre catégorie des espèces de masse,

mettent en évidence une fois de plus que les ressources nutritives du milieu restent grandes, capables de soutenir à l'avenir des développements massifs de l'algoflore planctonique.

✱

Notant le fait que, de nos données pour la dernière période de quatre ans, il résulte certaines tendances de réduction des quantités de phytoplancton global, ainsi que des populations d'un groupe important d'espèces de masse, y compris de l'ampleur de certains phénomènes de floraison de la plus grande intensité dans la période antérieure, nous jugeons utile de préciser que les processus respectifs, bénéfiques pour l'écosystème, restent pour le moment fragiles, peu consolidés.

Pendant 10 années consécutives — depuis 1976 jusqu'en 1985 — les immenses quantités du phytoplancton des eaux côtières ont eu une réduction quasi-permanente, produite parallèlement à la diminution des stocks des sels minéraux et des substances organiques (fig. 1.) En dépit des réductions respectives, qui ont déterminé en 1985 les moindres biomasses de phytoplancton et les plus petits taux de nutriments de toute l'étape de 10 ans, les valeurs de ceux-ci continuaient en fait à rester grandes. Le processus de réduction des quantités de nutriments et de phytoplancton ne s'est pas prolongé en 1986, la dernière année de la période concernée par ce travail, témoignant de croissances des stocks de sels minéraux — surtout phosphates et nitrates — ainsi que de la biomasse algale (fig. 1). Par conséquent, les niveaux de ces paramètres restent élevés, fait qui résulte aussi de la comparaison des stocks actuels (de 1986) des principaux nutriments et du phytoplancton des eaux côtières de Constanța avec ceux de la période antérieure au renforcement de l'eutrophisation de la mer (1960—1970) (tableau 4). La charge actuelle de nutriments confère, par la suite, aux eaux

Tableau 4

Valeurs moyennes des principaux nutriments et du phytoplancton des eaux de Constanța en 1986 et pendant la période 1960—1970

Paramètres	1986	1960—1970
P-PO <sub>4</sub> (μg.l <sup>-1</sup> )	193,9	10,5
N-NO <sub>3</sub> μg.(l <sup>-1</sup> )	96,0	22,5*
Phytoplancton (mg.m <sup>-3</sup> )	10.979	2004,0**

\* Données pour 1960 seulement (7)

\*\* Données pour 1962—1965 seulement (1)

du littoral roumain, la capacité de soutenir de grandes quantités de phytoplancton, d'amples phénomènes de floraison. Le processus de réduction des quantités d'algues planctoniques reste insuffisant et réversible, et si l'ampleur de certains phénomènes de floraison a diminué en 1983—1985, ces phénomènes ont continué à se produire avec assez d'intensité, quel-



ques espèces (*Skeletonema costatum* et *Eutreptia lanowii*) marquant même, dans la période respective, les plus grandes densités connues depuis l'existence des données concernant leur développement sur le littoral roumain.

Dans les conditions où le taux de nutriments — bien qu'en diminution — a continué à être grand, un rôle de grande importance dans les réductions de l'ampleur des floraisons et, implicitement dans les quantités totales de phytoplancton a revenu aux particularités hydrologiques et climatiques moins favorables de la période 1983—1985, à la production, au développement et à la persistance de certains phénomènes de floraison (5).

La conséquence des réductions des quantités du phytoplancton total et de l'ampleur de certains phénomènes de floraison a été bénéfique pour l'écosystème, ce fait impliquant la diminution de l'intensité des processus de mortalité des animaux benthiques.

La diminution, par la suite, de l'ampleur des floraisons, implicitement de leurs conséquences négatives, restent encore des exigences majeures, la voie principale de l'intervention anthropique dans ce but bénéfique étant la réduction de l'influx de nutriments directement en mer, ainsi que par l'intermédiaire des fleuves tributaires.

#### CONCLUSIONS

Les caractéristiques d'ordre quantitatif induites au phytoplancton du littoral roumain dès le renforcement de l'eutrophisation de la mer pendant les années '70 — biomasses et densités grandes, nombre élevé d'espèces de masse, d'amples et fréquents phénomènes de floraison — ont continué à se maintenir dans la période 1983—1986 aussi. En même temps, dans l'évolution quantitative du phytoplancton on a enregistré quelques caractéristiques propres à la période donnée : réductions de la biomasse globale (conformément à une réduction correspondante des stocks de nutriments), diminution de l'ampleur de certains phénomènes de floraison (surtout des floraisons de grande intensité des années antérieures, produites par des péridiniens et diatomées en stades finals de succession planctonique), ainsi qu'une différenciation des espèces de masse en deux catégories à des tendances opposées — d'augmentation ou de diminution de leurs densités numériques.

Le processus de réduction des quantités de phytoplancton — interrompu en 1986 — est insuffisant pour le moment, et les stocks de nutriments, malgré leur réduction pendant la période de référence, restent encore importants, conférant par la suite aux eaux du littoral roumain la capacité de soutenir d'amples phénomènes de floraison. Néanmoins, les réductions des quantités de phytoplancton et de l'ampleur des phénomènes de floraison enregistrées surtout durant l'intervalle de trois années, 1983—1985, ont eu des conséquences bénéfiques pour l'écosystème, ce fait impliquant des diminutions des processus de mortalité des animaux marins.

#### RÉFÉRENCES

1. BĂCESCU M., GOMOIU M.-T., BODEANU N., PETRAN A., MÜLLER G. I., CHIRILA V., In: *Ecologie marină*, 2, Ed. Academiei, București, 1967, 7—139.
2. BODEANU N., Rapp. Comm. int. Mer Médit., 1983, 28, 9, 91—92.
3. BODEANU N., Rapp. Comm. int. Mer. Médit., 1983, 28, 9, 93—95.
4. BODEANU N., Trav. Mus. Hist. Nat. "Gr. Antipa", 1984, 26, 69—83.
5. BODEANU N., Cercetări marine, 1984, 17, 63—84.
6. BODEANU N., In: VII<sup>es</sup> Journées Etud. Pollutions, Lucerne, CIESM (1984), Monaco, 1985, 745—752.
7. CHIRILA V., In: *Ecologie marină*, 1, Ed. Academiei, București, 1965, 139—185.
8. MARGALEF R., In: *Perspectives in Marine Biology*, Berkley, Los Angeles, 1960, 323—349.

Reçu le 20 janvier 1987

Institut Roumain de Recherches Marines  
Constanța, Bd. Lenin 300



# THE EUTROPHICATION PROCESS IN THE INSHORE ROMANIAN BLACK SEA

PIA ELENA MIHNEA

The phytoplankton community as eutrophication expression along the Romanian inshore waters, during 1979—1983 and 1985, on 1,396 samples, is analysed.

Species number usually ranged from 4 to 53, but exceptions with 3, 2 or even 1 species were found. A low number of abundant species was characteristic. The dominant species could reach 96.65% (III. 1980, *Skeletonema costatum* Grev. Cl.) or 99.92% (VI. 1981, *Prorocentrum cordatum* Dodge syn. *Exuviaella cordata* Ostf.; X. 1981, *Microcystis marina* Rossinsk).

The total phytoplankton densities had min and max limits (cell. no.  $l^{-1} \times 10^6$ ) of: 0.011—62.99(1979); 0.009—65.56(1980); 0.0003—422(1981); 0.001—91.04 (1982); 0.0004—40.73(1983) and 0.0015—56.32.(1985).

Chlorophyll *a* content variations (min and max in  $mg\ m^{-3}$ ): 0.025—54.59 (1982); 0.03—42.78(1983); 0.009—62.5 (1985) were noted, but extremely high concentrations were found during the blooms (up to 185, shallow waters, e.g. in May, 1983).

The consequences of the phytoplankton high level as well as the modifications of other communities of the ecosystem than phytoplankton are discussed.

Although the marine eutrophication is a common phenomenon it was not completely treated by any scientist.

What is well known is that eutrophication is caused by the natural phenomena — as upwelling — or by the pollution when outfalls or rivers with trophic compounds discharge into the sea.

The concept of eutrophication must be treated in whole ecosystem modifications occurred as a consequence of the trophic substances supply.

The Romanian area of the Black Sea influenced by the Danube river as well as by the outfalls discharge has undergone the modification of many physical, chemical and biological aspects throughout the last twenty years. Some of them were described in other papers (MIHNEA, 1978 a, b; 1980, 1984, 1985, 1986; MIHNEA, CUINGIOGLU & BILAL, 1980; MIHNEA & CUINGIOGLU, 1982, 1983, 1984).

## MATERIAL AND METHODS

1,396 phytoplanktonic samples from the southern part of the Romanian inshore Black Sea were analysed for the period between February and October 1979—1983 and 1985 at 13 stations on 5,10, 20 m isobaths each, as well as from a control zone 10, 20 and 30 Nm from the coast, at usual depth (Fig. 1).

Information referring to the level of the main chemical compounds were kindly put at our disposal by CUINGIOGLU to whom we extend our thanks.

Transparency measurements were performed by Secchi disc and the results converted into 50—1% isolume depth (SMAYDA, 1966; STRICKLAND, 1970).



Settling and direct optical microscopes were used for qualitative and quantitative analyses of the phytoplankton, of both micro- and nanoplankton.

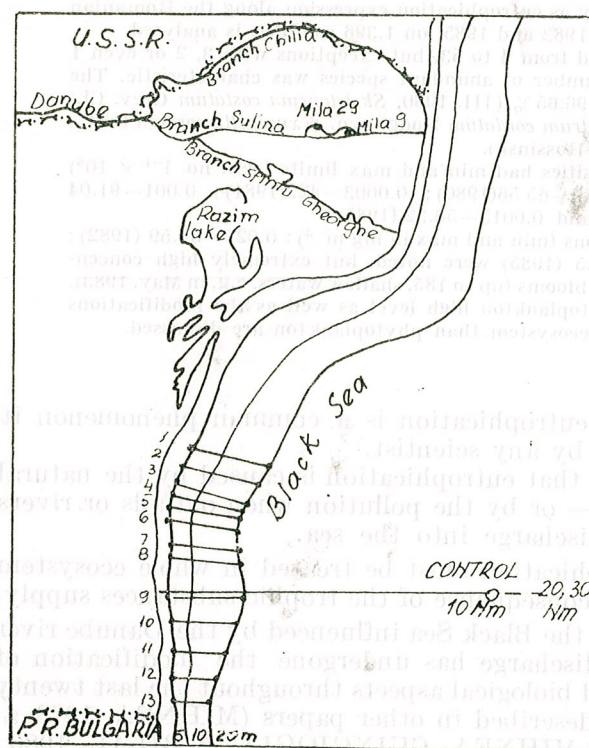


Fig. 1. — The location of sampling points along the southern Romanian shore. 1: Năvodari; 2: Casino Mamaia; 3: Romanian Institute for Marine Research; 4: Ion Rațiu; 5: Modern beach; 6: Costanța-South; 7: Eforie North; 8: Eforie South; 9: Tuzla; 10: Costinești; 11: Neptun; 12: Mangalia; 13: Vama Veche.

Chlorophyll *a* was extracted and quantified according to the SCOR-UNESCO methods.

Bibliography on other communities of the ecosystem has been used.

## RESULTS AND DISCUSSIONS

### A. ENVIRONMENTAL CONDITIONS

The level (in  $\mu\text{g} - \text{at l}^{-1}$ ) of  $\text{P}-\text{PO}_4$  (0.06–1,338.07),  $\text{N}-\text{NO}_2$  (0.01–5.40),  $\text{N}-\text{NO}_3$  (0.59–67),  $\text{N}-\text{NH}_4$  (0.10–54),  $\text{Si}-\text{SiO}_3$  (2.38–304.92) was constantly exceeding the level necessary to the mineral metabolism of the phytoplankton.

Analytical zero for  $\text{P}-\text{PO}_4$ ,  $\text{N}-\text{NH}_4$ , or  $\text{Si}-\text{SiO}_3$  had occurred only when the phytoplanktonic community produced blooms, but environmental replenishment quickly took place either from outfalls, the Danube river or sediments.

Oxygen (over 8, up to  $22.17 \text{ mg l}^{-1}$ ) and salinity ( $8.65-21.21 \text{ g S}^{\circ}/_{\text{oo}}$ ) remained usually within normal ranges, but situations with limited quantity of oxygen, when the phytoplankton bloomed were observed ( $7$  to  $4.77 \text{ mg l}^{-1}$ ).

The big quantities of organic matter determined  $\text{BOD}_5$  variations between  $0.23$  and  $85.03 \text{ mg l}^{-1}$ ; pH showed a tendency to values higher than  $7.5$ .

### B. PHYTOPLANKTONIC COMMUNITY

Representatives of *Bacillariophyta*, *Dinophyta*, *Cryptophyta*, *Chryso-phyta*, *Chlorophyta*, *Euglenophyta*, *Xanthophyta* and *Cyanophyta* division were present in different percentages whose frequency showed a temporal and spatial dependence.

*Bacillariophyta* and *Dinophyta* are the most important, but *Chryso-Cryptophyta* can join to *Dinophyta* representatives and have a position equal to it.

*Chlorophyta* and *Euglenophyta* are present all over the year but significant values in spring and autumn were noted.

*Cyanophyta* and *Xanthophyta* are sporadic divisions. They can reach a frequency of  $99.77\%$  but only in very poor communities with a density order around  $10^3 - 10^5 \text{ cell no. l}^{-1}$ .

Communities including 1 to 53 species were found but the highest frequency ( $84.74\%$ ) of samples containing 10–30 species was noted (Table 1).

Table 1

Species number identified in the phytoplankton community during 1979–1983 and 1985

Year	n	size class/n					
		0–10	11–20	21–30	31–40	41–50	51–60
1979	143	10	65	58	10	0	0
1980	145	2	70	61	12	0	0
1981	131	62	54	14	1	0	0
1982	350	101	196	52	1	0	0
1983	409	24	103	160	105	15	2
1985	218	25	90	61	37	5	0

In the inshore marine area the abundance showed two situations: (1) in the whole studied area a few species were dominant(s); (2) at the same time, in sampling stations different species dominated the phytoplanktonic community.

The former case was characteristic when blooms occurred; that was when *Prorocentrum cordatum* bloomed, e. g. in June, 1981. In the 25 explored samples its dominance was  $89.37 - 99.92\%$  while densities ranged between  $2.84$  and  $239.8 \times 10^6 \text{ cell l}^{-1}$ . *Prorocentrum cordatum* was the most abundant species in almost every summer along 1979–1983 and 1985.



*Skeletonema costatum* is the 'unique' dominant species in early spring (the end of February — the beginning of May) in the upper 10 m. In April, 1985, for instance, it reached up to 97.48% ( $46.11 \times 10^6$  cell  $l^{-1}$ ).

The second case of abundance is explained by the shore configuration, wind speed and direction, the presence of the outfalls, hydrological changes, etc. All the dominants that reach massive densities (*Skeletonema costatum*, *Gonyaulax polygramma* Stein., *Prorocentrum cordatum*, *Ceratulina bergonii* Per., etc.) end their biological cycle and then either disappear virtually from the association or remain in dam-shattered areas where they continue to vegetate. Sometimes they resume an active cellular division resulting in highly dense populations. After the height of the *Skeletonema costatum* bloom, in April, 1979 it continued to divide through May in the sampling points Mamaia ( $5.31 \times 10^6$  cell  $l^{-1}$  — 30.67% of the total phytoplankton) and Constanța South ( $4.35 \times 10^6$  cell  $l^{-1}$  — 38% of the total phytoplankton) together with the main dominant *Prorocentrum cordatum* ( $10.71 \times 10^6$  cell  $l^{-1}$  — 61.87% and  $35.05 \times 10^6$  cell  $l^{-1}$  — 78.82% in the cited sampling points).

The presence of different dominants can be due to the species that begin a new stage in the natural succession. Before *Prorocentrum cordatum* bloom, e. g. in May, 1979 it was found in April within a limited patch at Costinești station ( $0.017 \times 10^6$  cell  $l^{-1}$  — 30.6% from a community of  $0.332 \times 10^6$  cell  $l^{-1}$ ).

There are rare species that develop at moment when the community is very poor, they being related to the frontal systems of the outfalls discharge. Throughout the examined period a number of *Cyanophyta* developed close to an outfall: *Synechococcus marinus* Erecogovic, *Phormidium mico ideum* Frémy, *Aphanothecae clathrata* W. et G. S. West, *Microcystis marina* Kossinsk., *Merismopedia affixa* P. Richt, *Pleurocapsa* sp., etc. Their abundance in the order of above citation was: 99.53; 45.56; 88.9; 99.77; 78.92; 96.23 and 92.92%.

Table 2

The frequency (%) of size class diversity index during 1979–1983 and 1985

Year	Size class of diversity index H' (bits)				
	0–1	1–2	2–3	3–4	4–5
1979	27.27	20.28	50.35	2.10	0
1980	20.69	44.14	26.90	8.27	0
1981	55.72	21.37	17.55	5.34	0
1982	33.24	34.10	27.22	5.16	0.29
1983	8.58	19.85	39.95	29.90	1.71
1985	17.05	17.51	36.40	25.34	3.69

The diversity index H' (Shannon-Wiener eq.) scaled by units of 1,0 and one-month intervals showed a range variation between zero and 4.55 but the overwhelming frequency in the over zero up to three size class was obvious. On the whole, of the 1,396 analysed samples, 83.27% belonged to the 0–3 size class (Table 2).

The significance of this limited range of diversity index variation is the unequal representation of species in the community: no matter how many species exist in the phytoplanktonic community, 1–4 of them are strongly dominant.

The phytoplanktonic community reached a high density throughout the studied period. Average values ranged between  $0.059 \times 10^6$  and  $68 \times 10^6$  cell  $l^{-1}$  but a larger range of crude values was noted:  $0.03 \times 10^2$  —  $442 \times 10^6$  cell  $l^{-1}$  (Table 3). This variation was space and time-

Table 3

The monthly average phytoplanktonic density and the min and max values, during 1979–1983 and 1985

Year	Density (cell no $l^{-1} \times 10^6$ )	
	the range of monthly average	min and max values
1979	.539–20.386	.011–62.995
1980	.895–19.655	.009–65.562
1981	.173–68.045	.0003–422.144
1982	.059–15.498	.0011–91.041
1983	.070–2.470	.0004–40.735
1985	.0301–6.942	.0015–56.324

-dependent. The total phytoplankton densities had min and max values (cell no  $l^{-1} \times 10^6$ ) of: 0.011–62.99 (1979); 0.009–65.56 (1980); 0.0003–422 (1981); 0.001–91.041 (1982); 0.0004–40.73 (1983) and 0.0015–56.32 (1985). The highest values were noted during blooms while the lowest ones characterized especially depths exceeding 10 m or the control area (10–30 Nm).

Chlorophyll *a* ( $mg\ m^{-3}$ ) ranged within: 0.025–54.59 (1982); 0.03–42.78 (1983) and 0.009–62.50 (1985); extremely high concentrations were found during the *Prorocentrum cordatum* bloom (in May, 1983 up to  $185.32\ mg\ m^{-3}$ ).

A high increase of the phytoplanktonic community affects firstly the vertical light transmission. When great amounts of phytoplankton are present it adds to the suspended matter effect reducing the depth of the 50–1% isolumes (MIHNEA, 1984). During 1983 phytoplankton densities of  $8.39–10.96 \times 10^6$  cell  $l^{-1}$  ( $14.20–42.78\ mg\ chlorophyll\ a\ m^{-3}$ ) implied 50% isolumes depth of 0.5 m and 3.37 m for 1% isolumes (in front of South Constanța discharge). In the same month low quantities of phytoplankton ( $0.007–1.00 \times 10^6$  cell  $l^{-1}$  and  $0.21–2.19\ mg\ chlorophyll\ a\ m^{-3}$ ) determined a depth of 1.64 m for 50% isolumes and 10.8 m for 1% ones (Tuzla).

Phytoplanktonic blooms caused low oxygen values (up to  $4.77\ mg\ l^{-1}$ , CUINGIOGLU pers. comm.), high quantities of organic matter (BOD  $5.46–35.82$ , e. g., during 1979) and finally the mortalities of filter feeding animals and mainly of vertebrate fauna (GOMOIU, 1977). In a study performed during 1972–1981 on the sedimentary bottom within the Danube delta down to Constanța area ( $1,800\ Km^2$ ), the mass mortalities of *Mya*



*arenaria* L. were evaluated and they reached up to  $3.5 \times 10^6$  t. Almost half of the studied area is annually affected by mortalities due to the blooms phenomena (GOMOIU, 1983).

#### C. EUTROPHICATION AND THE OTHER LEVELS OF THE MARINE ECOSYSTEM

The zooplankton community increased from  $2.56 \text{ mg m}^{-3}$  in 1961 to  $18.30 \text{ mg m}^{-3}$  in 1967 and  $16.96$  up to  $155.66 \text{ mg m}^{-3}$  during 1976 — 1977 (PETRAN et al., 1977).

*Noctiluca miliaris* Suriray had an explosive increase, reaching 1,278 — 15,712 individuals  $\text{m}^{-3}$  and rather the same in the case of *Acartia clausi* Giesbrech: 766—5,835 individuals  $\text{m}^{-3}$  and *Pleopis polyphemoides* (Leuckart): 1,178 — 1,760 individuals  $\text{m}^{-3}$ . The regression eq. of *Paracalanus parvus* (Claus), *Centropages ponticus* Kanaw., *Oithona nana* Krietz. and *Penilia avirostris* Dana populations during 1972—1980 showed a decrease, while *Evadne spinifera* P. E. Müller and *Pleopis tergestina* (Claus) revealed a tendency to become rare species (PORUMB, 1980; 1984).

The diversity indices of zooplankton had low values due to a few opportunistic species, e.g. *Pleopis polyphemoides* and *Acartia clausi* that produced abundant populations (PETRAN, 1984).

The benthonic fauna showed qualitative and quantitative modifications consisting in the following:

— The extinction of the biotope and implicitly of the biomass of some species: *Mya arenaria* L. (up to 19,383 indiv.  $\text{m}^{-2}$  in front of the Danube river delta; in: GOMOIU, 1981), *Syndesmia fragilis* Mil. (1960: 200 indiv.  $\text{m}^{-2}$ ; 1976—1977: 1,000 indiv.  $\text{m}^{-2}$  cf. PETRAN et al. 1977; 1977—1980 hundreds of thousands indiv.  $\text{m}^{-2}$  cf. TIGANUS, 1982), *Melinna palmata* Grube (2,331 — 17,700 indiv.  $\text{m}^{-2}$  cf. GOMOIU, 1982);

— The meiobenthonic fauna very abundant in Kinorhynca, Nematodes, Oligochaets and Copepods increased ten-fold by comparison with the values noted during 1960 — 1961 (TIGANUS, 1982);

— The occurrence of new species, in the ecosystem e.g. *Scapharca inequivalvis* (BRUGUIÈRE), a resistant organism to the low quantities of dissolved oxygen and a very efficient consumer of marine organic carbon resources, situated at the lowest level of the intraspecific competition (GOMOIU, 1984 a);

— A drastic diminution of some species like *Mytilus galloprovincialis* Lam. (GOMOIU, 1984 b), *Spisula subtruncata* (Renier), *Cardium paucicostatum* Mil. (TIGANUS, 1982), *Corbula mediterranea* Costa (PETRAN et al., 1977; TIGANUS, 1982) and *Mesopodopsis slabberi* (VAN BENEDEEN) (GOMOIU, 1978; PETRAN et al., 1977);

— The total biomass of benthonic communities during 1976 — 1977 increased 5 — 6-fold over those noted within 1960 — 1961, but throughout 1978 — 1980, excepting *Mya a.* association, a decrease being observed concerning the communities belonging to sandy associations of *Corbula* and *Spisula* (2-fold lower) as well as that belonging to *Mytilus* (35-fold lower) (TIGANUS, 1982).

#### REFERENCES

- GOMOIU M. T., Rapp. Comm. Mer. Médit., 1977, **24**, 4, 121—122.
- GOMOIU M. T., Cerc. Mar. IRCM, 1978, **11**, 103—112.
- GOMOIU M. T., Cerc. Mar. IRCM, 1981, **14**, 145—158.
- GOMOIU M. T., Cerc. Mar. IRCM, 1982, **15**, 115—131.
- GOMOIU M. T., Rapp. Comm. int. Médit., 1983; **28**, 3, 203—204.
- GOMOIU M. T., Cerc. Mar. IRCM, 1984a, **17**, 131—141.
- GOMOIU M. T., Cerc. Mar. IRCM, 1984b, **17**, 143—163.
- MIHNEA P. E., Cerc. Mar. IRCM, 1978a, **11**, 225—233.
- MIHNEA P. E., IV<sup>e</sup> Journées, Etud. Pollutions, 1978b, 471—475, Antalya CIESM.
- MIHNEA P. E., V<sup>e</sup> Journées Etud. Pollutions, 1980, 863—868, Cagliari, CIESM.
- MIHNEA P. E., Cerc. Mar. IRCM, 1984, **17**, 47—61.
- MIHNEA P. E., Rapp. Comm. int. Mer. Médit., 1985, **29**, 9, 85—88.
- MIHNEA P. E., Rapp. Comm. int. Médit., 1986, **30**, 2, 186—187.
- MIHNEA P. E., CUIGIOGLU E., BILAL I., V<sup>e</sup> Journées Etud. Pollutions, 1980, 869—876, Cagliari, CIESM.
- MIHNEA P. E., CUIGIOGLU E., Cerc. Mar. IRCM, 1982, **15**, 27—57.
- MIHNEA P. E., CUIGIOGLU E., Cerc. Mar. IRCM, 1983, **16**, 271—284.
- MIHNEA P. E., CUIGIOGLU E., VII<sup>e</sup> Journées Etud. Pollutions, 1984, Lucerne, 417—422, CIESM.
- PETRAN A., Cerc. Mar. IRCM, 1984, **17**, 119—130.
- PETRAN A., GOMOIU M. T., BODEANU N., TIGANUS V., Cerc. Mar., IRCM, 1977, **10**, 77—93.
- PORUMB F., Cerc. Mar., IRCM, 1980, **13**, 103—123.
- PORUMB F., Cerc. Mar., IRCM, 1984, **17**, 85—118.
- SMAYDA J. T., Inter. Amer. Tropical Tuna Commiss. Bull., 1966 **2**, 5, 355—612.
- STRICKLAND J. D. H. (ed), Univ. Calif. Press., 1970, 1—103 Berkeley.
- TIGANUS V., Cerc. Mar. IRCM, 1982, **15**, 89—106.

Received January 20, 1987

Romanian Institute for Marine Researches  
Boul. Lenin 300, Constanța



QUELQUES PROBLÈMES CONCERNANT LE SYNDROME  
D'EUTROPHISATION MARINE AU NIVEAU DU BENTHOS  
DE LA PARTIE NORD-OUEST DE LA MER NOIRE

M.-T. GOMOIU

The paper presents a few changes which occur within the associations of zoobenthic organisms living in the coastal ecosystem in the north-western part of the Black Sea, changes considered by the author to be syndroms of marine eutrophication. Some peculiarities of the present state of the ecosystems are also presented in the paper. The general qualitative and quantitative impoverishment, the overabundant development, the obvious dominance of very few forms with great ecological plasticity (*Melinna*, *Mya*, *Scapharca*, etc.) and the high quantitative oscillations of all benthic populations are the main processes which characterize the present distortions in the structure and functioning of the communities of benthic organisms. The author compares the present situation with the one recorded 20 years ago and concludes that the general condition of coastal ecosystem is precarious. The ecosystems strongly modified in a negative, regressive sense by what numerous specialists call marine eutrophication, temporarily undergo dystrophic phases at the benthic level.

Au cours des 15 — 20 dernières années, de profondes modifications de la structure et du fonctionnement de tous les écosystèmes marins côtiers ont été enregistrées, à la suite d'une sévère interférence, toujours grandissante, du métabolisme de la population humaine dans le milieu marin. Les déformations des écosystèmes se produisent ainsi par l'extraction, mais surtout par l'addition, du et dans le milieu marin, de substances et énergies, processus qui acquièrent aujourd'hui une distribution généralisée et un caractère de loi.

Les écosystèmes de la mer Noire, et particulièrement ceux de sa partie nord-ouest, y compris le littoral roumain, ne font pas exception à la règle des déformations, enregistrant, pendant les dernières années, des modifications complexes touchant tous les côtés du cadre écologique général, à savoir : géomorphologique (modifications de la ligne du littoral et de la bathymétrie sous l'influence des processus d'érosion et des décompensations dans la balance des sédiments), sédimentologie (changements de la structure des types de sédiments), physique et chimie (modifications du régime de la température, du régime optique, de la structure chimique, etc.) et biologie (3), (5), (6 — 8), (10 — 15), (17—21), (22), (24), (32), (33), (36), etc.

On a décrit une série de modifications biologiques de la mer Noire comme résultat de l'eutrophisation de cette mer (4), (13 — 14), (25 — 27), (30), (34 — 35), etc. Les processus qui ont actuellement lieu dans les écosystèmes côtiers peuvent être comparés à une réaction en chaîne qui commence par une augmentation des quantités de nutriments et autres substances chimiques dans les eaux marines côtières — comme résultat des pressions anthropiques sur l'écosystème marin — et continue par toute une série de phénomènes, dont le chaînon essentiel est le développement excessif du phytoplancton (Fig. 1).

Il semble que le phytoplancton représente un sous-système coordonnateur qui détermine de façon décisive la mobilisation des réserves et



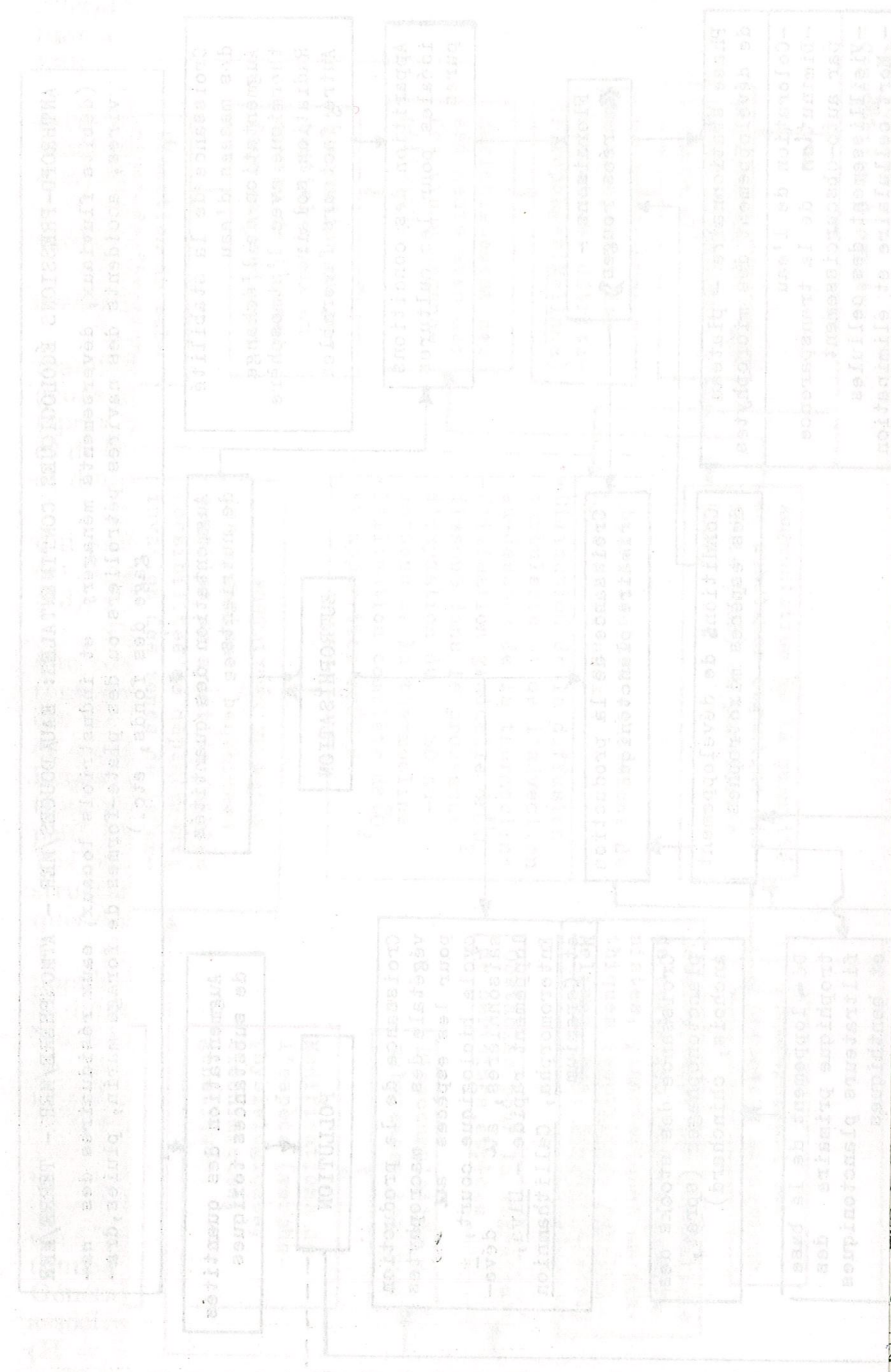
des substances minérales du sous-système hydrochimique donné, ainsi que le fonctionnement des chaînons consommateurs et décomposants. Par conséquent, l'état de trophie d'un bassin pourrait être jugé selon l'état du phytoplancton. Sans doute, la valeur de la biomasse phytoplanctonique reflète en grande mesure le degré de fonctionnement des producteurs primaires, leur capacité d'absorption et d'utilisation de certains facteurs de milieu, mais pas celui de tout l'écosystème. L'eutrophisation devrait être un phénomène de l'écosystème entier, non seulement de certaines composantes de celui-ci. L'abondance excessive du phytoplancton ne constitue point — ainsi que le prouvent les réalités actuelles de plusieurs zones marines (23) — un signe de bonne qualité du milieu ; les apports exogènes de nutriments déterminent un hyper-développement des producteurs primaires, mais finalement l'écosystème a une évolution plus lente ou plus rapide vers des stades dystrophiques temporaires, de durée plus longue ou plus courte, présentant de nombreux syndromes maladiés.

Dans une étude antérieure (20) nous avons discuté que le concept d'eutrophisation — tel qu'il a été défini pour les lacs d'eau douce — ne peut pas être entièrement appliqué aux écosystèmes marins. Nous estimons que l'eutrophisation devrait représenter un processus complexe d'amélioration des conditions trophiques à tous les niveaux de l'écosystème, processus qui commencerait par l'enrichissement en nutriments des eaux d'un aquatoire et continuerait jusqu'au niveau maximal de la capacité régulatrice des cycles biogéochimiques, sans dérèglements de l'écosystème de référence (premièrement sans produire la diminution du taux d'oxygène à des niveaux critiques) et avec une grande production biologique à tous les niveaux trophiques ; au moment où l'alimentation avec des nutriments, sans tenir compte de sa nature, dépasse le niveau maximal de la capacité régulatrice des cycles biogéochimiques de l'aquatoire et le flux d'énergie qui détermine le flux cyclique de la matière est dérégulé, le processus d'eutrophisation devient processus de pollution (20).

Avant d'établir si l'on a affaire, dans le milieu marin, à un processus typique d'eutrophisation, nous avons considéré que plusieurs dérèglements biologiques observés dans les écosystèmes marins côtiers de la partie ouest de la mer Noire peuvent être acceptés comme étant, pour employer des termes pondérés, des syndromes des processus d'eutrophisation (20).

Ce qui a été défini dans la mer Noire, sur le littoral roumain ou dans d'autres zones marines, comme eutrophisation ou conséquences du phénomène d'eutrophisation, et que nous serions tentés de nommer syndromes d'eutrophisation marine, peut être résumé comme suit :

- croissance des quantités de nutriments (6) ;
- augmentation des quantités globales de phytoplancton, chronification et succession plus fréquente des phénomènes de floraison, parallèlement à la croissance du niveau de développement de ces « floraisons » (3 — 5), (25 — 27) ;
- croissance des quantités de substances organiques dissoutes (SOD) et particulées (SOP) dans l'eau de mer et dans les sédiments (17), (21) ;
- dérèglements du régime de l'oxygène dans l'eau de mer — apparition des conditions d'hypoxie et anoxie (8), (20) ;
- diminution du nombre des espèces zooplanctoniques, parallèlement à la croissance de la densité des espèces tolérantes (*Acartia clausi*,



e, per-  
(13),

de cer-  
elophe-  
phora,

s (11),

ve des

sons et  
l'estur-  
phages  
au bleu  
sphère)

lans ce  
is qu'à  
, (12),

d'avis  
e reflè-  
enthos  
natière  
de plus  
odifica-  
enthos  
giques.  
s de la  
benthi-

el, des  
ajeures  
autre-  
exem-  
lu ben-  
-10 m,  
-50 m,  
1984 —  
d'une  
profon-  
ions de  
'60 (1).  
ement,  
versité  
2 à 20  
0 m et



des su  
le fond  
quent.  
toplan  
en gra  
leur ca  
mais p  
nomèr  
de cel  
ainsi c  
un sig  
déterr  
finale  
stades  
présen

d'entr  
peut p  
que l'  
ration  
sus q  
aquat  
latrice  
réfère  
à des  
les ni  
sans t  
régula  
qui d  
troph

typiq  
biolog  
de la  
terme

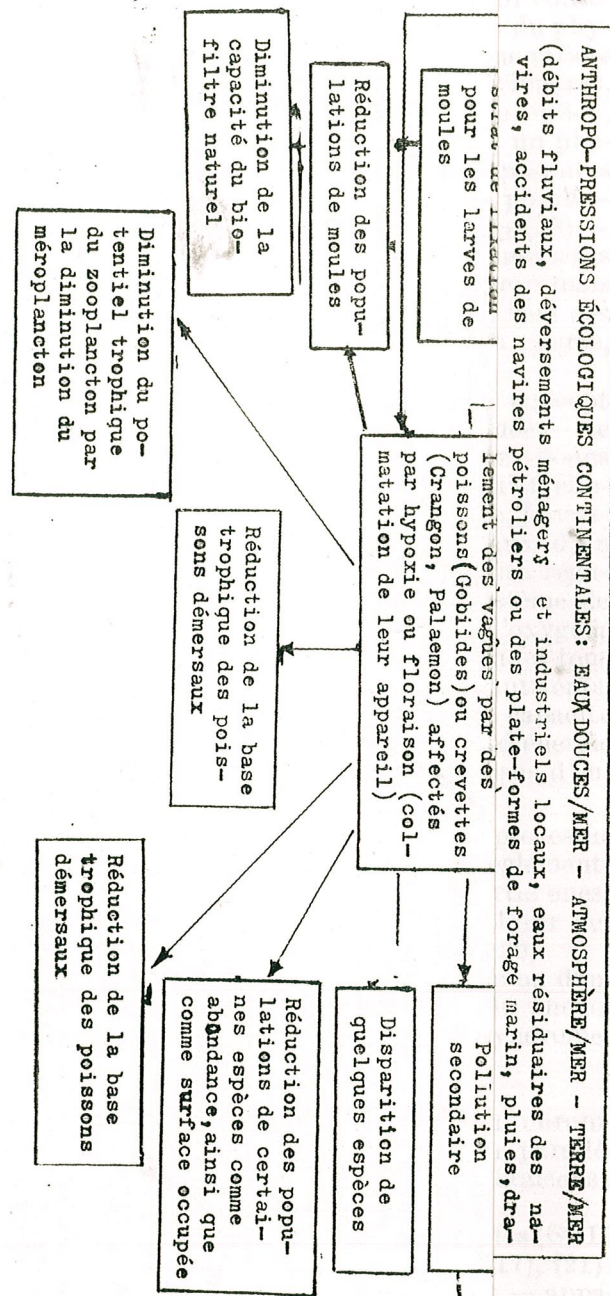
d'aut  
mène  
d'eut

cisati  
lemer  
(3 —

et pa  
ritior

lemer

Fig. 1. — Chaîne des modifications produites dans les écosystèmes marins côtiers de la partie nord-ouest de la mer Noire sous l'influence des pressions anthropiques.



*Pleopis polyphemoides*, Rotifères, etc.) et développement en masse, permanent ou explosif, de certaines formes (*Noctiluca*, *Aurelia*, etc.) (13), (30);

— disparition ou diminution des populations de *Zostera* et de certains algues brunes (*Cystoseira*) et rouges (*Phyllophora*) et développement de certaines populations d'algues vertes (*Enteromorpha*, *Cladophora*, etc.) (13);

— mortalités en masse de quelques organismes benthiques (11), (15);

— modifications dans la structure qualitative et quantitative des associations benthiques (10), (12), (13), (18), (19), (34), (35);

— modifications dans la structure des peuplements de poissons et mammifères de la mer Noire, par la réduction sévère des stocks d'esturgeons et turbots, augmentation des réserves de poissons planctonophages (sprat, anchois, chinchard), disparition presque totale du maquereau bleu et de la pélamide commune (due à la « barrière » de polluants du Bosphore) et diminution importante des populations de dauphins (22).

De tous les aspects mentionnés ci-dessus, on va commenter dans ce qui suit le problème des modifications benthiques, d'autant plus qu'à cet égard il y a beaucoup de données comparatives (1), (2), (10), (12), (13), (19), (34), (35), etc.

On insistera surtout sur ce problème puisque nous sommes d'avis que tous les dérèglements apparus dans les écosystèmes côtiers se reflètent, de la manière la plus synthétique, au niveau du benthos. Le benthos est un sous-système accumulatif, notamment par captation de matière et d'énergie du plancton, il subit des modifications plus lentes et de plus longue durée que le plancton et il garde des preuves certaines des modifications qu'il enregistre, surtout en tanatocénose. Par conséquent, le benthos peut être considéré comme un vrai paramètre des pressions écologiques. Les processus principaux qui marquent les déformations actuelles de la structure et du fonctionnement des communautés d'organismes benthiques du littoral roumain peuvent être résumés comme suit :

a. *Appauvrissement qualitatif et quantitatif*, presque continu, des populations animales et végétales, ayant comme conséquences majeures la diminution de la force du biofiltre (phénomène si caractéristique autrefois à la mer Noire) et l'uniformisation biocénotique accentuée. Par exemple, en 1983 par rapport aux années '60 (1), la biomasse moyenne du benthos de diverses zones bathymétriques a été de seulement : 13 % à 0–10 m, 99 % à 10–20 m, 39 % à 20–30 m, 61 % à 30–40 m, 30 % à 40–50 m, 19 % à 50–60 m, 10 % à 60–90 m et 7 % à 90–110 m (19). En 1984 — la dernière année où l'on ait contrôlé les populations benthiques d'une large zone sédimentaire (environ 20.100 km<sup>2</sup> de la côte à 90 m de profondeur) — le stock total du zoobenthos a été évalué à quelque 2 millions de tonnes, c'est-à-dire 27,6 % de celui déterminé au début des années '60 (1). Généralement, plus de 90 % de ce stock provient de 10 espèces seulement, associées par 3–7, ce qui a déterminé de très petits indices de diversité ( $H = - \sum p_i \log_2 p_i$  : -1,91 à 0,10 m - 2,00 à 10–20 m, -1,22 à 20–30 m, -1,20 à 30–40 m, -2,99 à 40–50 m, -3,03 à 50–60 m et 2,62 à 60–90 m).



KRUGLYAKOVA et STEPANOV (24) indiquent que, par rapport aux années '60, au cours des années '70, l'indice de diversité dans certaines biocénoses a diminué depuis 1,87 à 1,32 dans le golfe Odessa, dû aux constructions hydrotechniques (en tant que facteur anthropique prédominant), depuis 1,20 à 0,87 dans le secteur situé entre le Danube et le Dniestr et depuis 1,69 à 1,52 dans le golfe Novorossisk, dû à la pollution pétrolière. Ces auteurs, après avoir inventorié périodiquement certaines espèces de la mer Noire, prévoient une diminution de la qualité des fonds génétiques de cette mer, montrant que chaque année une espèce est en danger de disparition.

b. *Développement exubérant et domination nette des populations de peu de formes à grande plasticité écologique*, espèces opportunistes — dont les caractéristiques de reproduction et croissance les rendent aptes à profiter immédiatement d'un brusque changement du milieu, qui leur offre ainsi une niche favorable non exploitée (29) : *Melinna*, *Mya*, divers polychètes, mais aussi *Scapharca inaequivalvis*, espèce récemment pénétrée dans le bassin pontique (17).

Le polychète tubicole *Melinna palmata*, qui, avant 1970, était très rare sur le littoral roumain, est devenu, pendant les dernières années, une forme commune sur les fonds vaseux à 20—40 m de profondeur (13). Le développement exubérant des populations de *Melinna* et d'autres polychètes (qui en 1984 formaient 50 % de la biomasse du benthos à 40—50 m), peut être expliqué en bonne mesure comme résultat de la croissance de la quantité de SO dans les sédiments superficiels (12,21 — 20,77 % pour les sédiments secs des zones 20—60 m), donc, on pourrait dire qu'il s'agit d'un syndrome d'eutrophisation marine ou de supra-fertilisation; mais on peut croire aussi que le manque ou la pauvreté des consommateurs majeurs de ces organismes, c'est-à-dire les poissons de fond, a permis le développement libre des populations sédimentophages.

Depuis 1982, les populations de *Mya* n'ont plus été étudiées spécialement, et par conséquent nos connaissances sur ce bivalve pénétré dans la mer Noire vers la moitié des années '60 sont sporadiques. En 1982, les stocks de *Mya* du littoral roumain étaient beaucoup inférieurs à la moyenne de la période 1972—1982 (425,4 milles tonnes par rapport à la moyenne multiannuelle de 708,3 milles tonnes). Que pourrait-il être arrivé, ces quatre dernières années, aux populations de cette espèce considérée comme opportuniste, indicatrice de pollution organique? A partir des divers échantillons de benthos récemment analysés et des observations sur la plage, où l'espèce formait de grands dépôts après les orages (16), on tire la conclusion que les populations de *Mya* enregistrent un déclin. Pourquoi? C'est une question à laquelle nous devons répondre à l'avenir. La réponse à cette question, ainsi que les données sur l'évolution des populations de *Scapharca* (qui apparaît maintenant très souvent non seulement dans nos échantillons, mais aussi dans les dépôts des plages) peuvent apporter des arguments nouveaux et significatifs pour élucider les problèmes concernant l'adaptation des espèces immigrantes ou « contaminées » en milieux à de fortes influences anthropiques.

c. *Grandes oscillations quantitatives de toutes les populations benthiques*. Il est évident que le syndrome d'eutrophisation marine ou de supra-

fertilisation qui apparaît en formes paroxystiques en diverses zones et périodes en fonction de toute une série de facteurs (la circulation des eaux, les charges contaminatives et le degré de développement de certains processus, les conditions et le conditionnement biologique du milieu, etc.) doit produire de grandes fluctuations dans la grandeur des populations.

Dans les zones côtières les oscillations semblent normales grâce à l'action plus ou moins directe de certains facteurs stressants ou favorisants. Mais au large de la mer, où l'on suppose une plus grande stabilité des conditions de milieu, au moins au niveau du benthos, les populations enregistrent des variations selon l'intensité de l'effet fertilisateur ou inhibiteur de l'outwelling.

A présent, par rapport à la situation existante il y a 20 années (1), (2), l'état général des écosystèmes côtiers du littoral roumain — très modifié en sens négatif, régressif — est considéré comme précaire; les principales caractéristiques des écosystèmes (surtout de ceux aux fonds mobiles, sédimentaires) peuvent être résumées comme suit :

- la diversité des espèces, comme variété ainsi que comme équitabilité des composantes, est réduite (ce qui suppose aussi une faible diversité biochimique);
- la stratification et l'hétérogénéité spatiales, comme modèle de la diversité, sont simples, peu organisées;
- il y a des déséquilibres entre le benthos et le pélagial d'un côté, et entre les organismes végétaux et ceux animaux de l'autre côté;
- le rôle de la flore bactérienne a augmenté, les processus microbiens s'intensifient;
- les nutriments inorganiques de nature extrabiotique sont en grandes quantités et sont devenus des facteurs non-limitatifs;
- le rapport entre production et biomasse (P/B) est d'habitude élevé (la base trophique primaire étant en excès);
- les chaînes trophiques sont simples, linéaires (prédominant la nutrition sur le compte du phyto- et bactérioplancton);
- une faible résistance aux perturbations extérieures; instabilité permanente et grandes fluctuations;
- les processus et les phénomènes ont une nature discontinue, non-périodique.

Certes, tous ces attributs caractérisent, d'habitude, un écosystème dans le stade de début de son développement (28), mais ils reflètent aussi une évolution régressive, un état grave, on pourrait dire même maladif, d'un milieu écologique autrefois vigoureux, prospère.

Les affirmations présentées ci-dessus, parfaitement valables pour d'autres secteurs marins aussi (9), (23), (24), (31), (32), (33), (36), etc. prouvent que l'impact humain sur le milieu marin, sans tenir compte de son étiquette — eutrophisation ou pollution — s'est généralisé, étant un phénomène complexe en expansion de la côte vers le large et qui doit être arrêté. Les supra-fertilisations ou pollutions de diverses zones peuvent être limitées, annulées ou utilisées (9), (20), (31), etc. de telle manière que les écosystèmes côtiers soient capables d'accomplir leur rôle de producteurs de ressources à tous les niveaux.



## BIBLIOGRAPHIE

1. BĂCESCU M., 1960, Hidrobiologia, Ed. Academiei, București, 3, 17-46.
2. BĂCESCU M., MÜLLER G. I., GOMOIU M. -T., 1971, Ecologie marină 4, 1-357.
3. BODEANU N., 1984, Cercetări marine, IRCM, 17, 63-84.
4. BODEANU N., 1984, VII<sup>es</sup> Journées Etudes Pollutions, Lucerne, CIESM, 745-752.
5. BODEANU N., USURELU M., 1982, Pontus Euxinus, St. cerc. 2, 307-308.
6. COCIAȘU A., POPA L., 1976, Cercetări marine, IRCM, 9, 41-58.
7. COCIAȘU A., POPA L., DOROGAN L., 1981, Cercetări marine, IRCM, 14, 19-29.
8. COCIAȘU A., POPA L., DOROGAN L., 1983, Cercetări marine, IRCM, 16, 39-54.
9. GIOVANARDI F., MARCHETTI R., MONTANARI G., RINALDI A., BARNARD R., 1984, VII<sup>es</sup> Journées Etudes Pollutions, Lucerne, CIESM, 21-29.
10. GOMOIU M. -T., 1976, Cercetări marine, IRCM, 9, supl., 119-142.
11. GOMOIU M. -T., 1977, Rapp. Comm. int. Mer Médit., 24, 4, 121-122.
12. GOMOIU M. -T., 1981, Cercetări marine, IRCM, 14, 109-127.
13. GOMOIU M. -T., 1982, Symp. „Evoluție și adaptare”, Cluj-Napoca, 59-73.
14. GOMOIU M. -T., 1982, Valorificarea optimă a resurselor naturale. Lucrările Conferinței de Ecologie, Constanța, 26-29 mai 1981, Tipo Agronomia Cluj-Napoca, 89-91.
15. GOMOIU M. -T., 1983, Rapp. Comm. int. Mer Médit., 28, 3, 203-204.
16. GOMOIU M. -T., 1983, Cercetări marine, IRCM, 16, 7-24.
17. GOMOIU M. -T., 1984, Cercetări marine, IRCM, 17, 131-141.
18. GOMOIU M. -T., 1984, Cercetări marine, IRCM, 17, 143-163.
19. GOMOIU M. -T., 1985, Rapp. Comm. int. Mer Médit., 29, 5, 199-204.
20. GOMOIU M. -T., 1985, Cercetări marine, IRCM, 18.
21. GOMOIU M. -T., COCIAȘU A., 1985, Rapp. Comm. int. Mer Médit., 29, 5, 197-198.
22. IVANOV L., BEVERTON R. J. H., 1985, Etud. Rev. CGPM, 60, 1-135.
23. KELLY M., NAGUIB M., 1984, Unesco Reports in marine science, 29, 1-53.
24. KRUGLYAKOVA L. L., STEPANOV V. N., 1985, Ekologiya morya, 21, 26-32.
25. MIHNEA P. E., 1982, Pontus Euxinus - St. cerc., Constanța, 2, 297-304.
26. MIHNEA P. E., 1984, Cercetări marine, IRCM, 17, 47-61.
27. MIHNEA P. E., GUINGIOGLU E., 1984, VII<sup>es</sup> Journées Etudes Pollutions, Lucerne, CIESM, 417-422.
28. ODUM E. P., 1983, Basic Ecology, Saunders College Publishing, 1-613.
29. PEARSON T. H., ROSENBERG R., 1978, Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 16, 229-311.
30. PORUMB FL., 1980, V<sup>es</sup> Journées Etudes Pollutions, Cagliari, CIESM, 881-886.
31. RYTHER J. H., DUNSTAM W. M., TENORE K. R., HUGUENIN J. E., 1972, Bio-Scien ce., 22, 3, 144-152.
32. SAL'SKII V. A., 1977, Biologiya morya, Kiev, Naukova dumka, 43, 33-38.
33. TOLMAZIN D., 1985, Progr. Oceanogr., 15, 4, 217-276.
34. TIGANUS V., 1982, Pontus Euxinus - St. cerc. Constanța, 2, 311-312.
35. TIGANUS V., 1983, Rapp. Comm. int. Mer Médit., 28, 3, 205-206.
36. ZAITSEV Yu., 1979, Cercetări marine, IRCM, 12, 7-32.

Reçu le 20 janvier 1987

Institut Roumain de Recherches Marines  
Constanța, Boul. Lenin 300CERTAINS ASPECTS DU PROCESSUS DE FORMATION  
DES TRIHALOMÉTHANES DANS L'EAU BRUTE ET  
TRAITÉE DU DANUBE

VASILICA DĂESCU et CECILIA PETRESCU

## 1. INTRODUCTION

Le dernier temps la littérature spécialisée mentionne l'importance de l'identification et de l'élimination des trihalométhanes (THM) des eaux d'alimentation.

La nécessité d'assurer une eau qui ne présente pas de risques pour les consommateurs — coordonnée de la qualité de la vie — a mené à ce problème de grande actualité pour la technique du traitement des eaux d'alimentation.

L'augmentation du degré d'organisation, industrialisation et chimisation de l'agriculture a eu comme résultat l'augmentation des concentrations en substances organiques dans les eaux d'alimentation ce qui, par le processus de traitement au chlore, a déterminé la formation des THM dans les eaux potables, substances à action toxique qu'il est nécessaire de dépister et éloigner.

Le processus de formation des THM est corrélé au processus de chloration, les THM se formant par la réaction du chlore avec les substances humiques de l'eau.

Les principaux THM mis en évidence dans l'eau potable sont (1, 2)  $\text{CHCl}_3$  (trichlorméthane, chloroforme);  $\text{CHCl}_2\text{Br}$  (dichlorbrome-méthane);  $\text{CHBr}_2\text{Cl}$  (dibromochlorméthane);  $\text{CHBr}_3$  (tribrome-méthane, bromoforme).

Quant aux effets biologiques des THM, les données de la littérature spécialisée existante ont confirmé les effets oncogènes des THM bromurés des eaux et surtout du chloroforme. L'agence pour la protection de l'environnement des Etats Unis (U.S.Ep.A) a établi le niveau maximum de contamination à 0,1 mg/l pour le contrôle total des THM. En Roumanie on a adopté comme limite maximum la valeur de 0,1 mg/l, du contenu total de THM (STAS 1342-84 pour l'eau potable).

## 2. FORMATION DES THM

La formation des THM dans les eaux d'alimentation constitue un processus lent qui commence à la station de traitement et continue pendant le transport vers le consommateur. Elle concerne les suivants paramètres importants :

- concentration instantanée des THM (INST. THM), qui représente la concentration des THM au moment du prélèvement de l'échantillon, se rapportant aux espèces individuelles ou à leur somme ;
- concentration terminale des THM (TERM. THM) qui représente la limite à laquelle doit aboutir, dans le temps, la concentration des THM dans les conditions de chloration données ;



- le potentiel de formation des THM (THM. FP), qui représente la différence entre TERM. THM et INST. THM et correspond à la fraction de la quantité des précurseurs organiques restés dans l'eau dans un certain point du flux technologique. Ce paramètre indique l'efficacité du processus d'élimination des précurseurs des THM, représentant un indice sur le contenu en substances organiques susceptibles de produire des THM (3).

Parmi les facteurs qui influencent la formation des THM, il est utile de mentionner :

- le chargement organique de l'eau brute qui s'exprime par carbone organique non-volatile total (CONT) ainsi que le contenu d'algues vertes et bleues de l'eau (4);

- le traitement de l'eau par sa dédurisation et par l'augmentation du pH favorise la formation des THM tandis que le traitement de l'eau par le charbon actif en poudre ou granulé et le remplacement du degré de chloration par l'ozonisation aboutit à des concentrations négligeables de THM dans l'eau potable;

- la réaction de formation des THM peut être favorisée en présence du milieu alcalin, donc un pH élevé mène à l'augmentation de la concentration des THM;

- la température influence la formation des THM (durant la période d'été on a déterminé des concentrations accrues de THM pour la même dose de chlore, tandis que, durant la période d'hiver, donc à des températures plus basses, les concentrations des THM ont été plus réduites);

- en présence du chlore, l'anion Br<sup>-</sup> est oxydé et il se forme Br<sub>2</sub> ou/et l'acide hypobromeux, ceux-ci réagissant plus fortement que le chlore avec les substances humiques de l'eau, augmentant le rendement de formation des THM (5);

- le rôle très important dans la formation des THM, revient également à la dose de chlore utilisée dans le processus de préchloration.

On a démontré qu'aux doses de chlore très réduites, au-dessous de 0,5 mg/l, la quantité des THM formée est insignifiante, et la concentration du chlore résiduaire est presque nulle (6).

Dans ces conditions, le chlore est consommé rapidement et presque totalement par la réaction aux espèces inorganiques : S<sup>2-</sup>, Fe<sup>2+</sup>, NH<sub>3</sub>. Aux doses de chlore intermédiaires (0,5 — 3 mg/l) la concentration des THM augmente presque linéairement pour la période où il y a matériel organique suffisant.

On a constaté que dans de telles conditions, un modèle linéaire dont les paramètres ont été déterminés par la méthode des plus petits carrés, décrit fidèlement la relation existante entre la concentration des THM (y) et les doses de chlore utilisées (x).

Les paramètres du modèle dépendent des conditions concrètes, les auteurs trouvant l'expression suivante (6) :

$$y = -11,24 + 22,23x$$

Un tel modèle est variable dans les conditions d'une grande concentration de substances organiques (par exemple si l'on effectue la chloration sans filtration ou décantation préalable).

Enfin, le troisième domaine correspond aux doses de chlore très grandes (au-dessus de 3 mg/l) pour réagir aux espèces actives organiques ou inorganiques. Il en résulte une concentration résiduaire de chlore à long terme, et l'augmentation de la concentration des THM avec la dose de chlore est insignifiante, la concentration des THM atteint des valeurs semblables au paramètre TERM. THM. Quant à l'influence de la dose de chlore sur la formation des THM on arrive à la conclusion que les doses intermédiaires favorisent en grande mesure ce processus.

Le degré de formation des THM dépend également de la position du degré de chloration, dans le schéma de traitement, ceci étant en étroite corrélation avec le potentiel de formation des THM (THM.PF), qui dépend des opérations antérieures à la chloration et, d'autre part, la formation des THM dépend en grande mesure des conditions de travail dans les étapes postérieures à la chloration (pH, température, temps de contact, etc.).

### 3. SITUATION DES RECHERCHES EFFECTUÉES EN ROUMANIE

Le problème des trihalométhanes intensément étudié, étant donné l'importance de leur présence dans l'eau, exige d'une part l'élaboration d'une méthode d'analyse standardisée, qualitative et quantitative et, d'autre part, de trouver certaines solutions d'élimination, en premier lieu des précurseurs de la formation des THM.

Dans ce sens on peut également mentionner les études de recherche fondamentale de l'ICPGA effectuées ce dernier temps en collaboration avec les spécialistes de l'Institut Polytechnique de Bucarest.

Les méthodes d'identification des trihalométhanes ont été les suivantes : la gaz-chromatographie et les méthodes spectrales.

Par rapport aux essais effectués en utilisant la méthode gaz-chromatographique, les essais de détermination ont été effectués sur l'eau brute et traitée provenant de différentes stations de traitement de l'eau de Roumanie afin d'observer l'influence du traitement au chlore dans le processus de formation des THM.

De même, les déterminations ont été effectuées également sur l'eau provenant de différents consommateurs afin de démontrer que le processus de formation des THM continue sur le réseau de distribution lorsqu'il y a chlore résiduaire libre et précurseur en quantité suffisante.

Durant les années de 1985 à 1986, dans le cadre des recherches effectuées par l'ICPGA, Laboratoire d'Alimentation en Eau, concernant la détermination des concentrations des THM, on a analysé les stations de traitement de Drobeta-Turnu Severin, Brăila et Galați.

Les résultats obtenus en employant la méthode gaz-chromatographique, au détecteur avec capture d'électrons, ont mis en évidence les aspects suivants :

I En ce qui concerne la concentration des THM de l'eau brute du Danube qui alimente les stations de traitement ci-dessus mentionnées, les résultats obtenus confirment les données théoriques de la littérature spécialisée se rapportant au processus de formation des THM, à savoir :

- les substances organiques présentes dans l'eau du Danube ne sont pas de nature humique et les algues qui précèdent les THM sont dans de petites quantités ;



— parmi les autres facteurs qui influencent la formation des THM figure également la chloration et, surtout, la dose de chlore utilisée qui peut aboutir à de grandes quantités de THM.

Dans ces conditions les concentrations des trihalométhanes enregistrées dans les sections mentionnées (Drobeta-Turnu Severin, Brăila, Galați) ont oscillé entre 0,002 mg/l et 0,009 mg/l THM, la concentration maximum étant consignée à Drobeta-Turnu Severin.

II Parmi les résultats obtenus au sujet du degré de traitement et pour différents consommateurs des stations de traitement alimentées de l'eau du Danube, les suivants sont à mentionner ;

— on constate qu'après la chloration les trihalométhanes apparaissent dans des concentrations significatives et la concentration INST. THM de l'eau traitée se trouve en corrélation avec la concentration TOC de l'eau brute ;

— les échantillons d'eau traités après la chloration, donc l'eau potable, contiennent des THM dans des concentrations variables d'une station de traitement à l'autre.

Ainsi, les échantillons récoltés de la station de traitement Tiglina-Galați (février 1985 et juin 1986) ont mis en évidence les concentrations de THM les plus réduites des eaux potables étudiées (0,02—0,04 mg/l THM). Dans le cadre de la détermination des THM de l'eau potable et des consommateurs de la station de traitement de Brăila, au mois de juin 1986, on a enregistré des concentrations un peu plus élevées, respectivement 0,059 mg/l THM total, dans l'eau potable et 0,062 mg/l dans l'eau provenant des consommateurs.

La limite maximum admise par STAS étant de 0,1 mg/l THM total, on observe donc des valeurs qui tendent vers la limite maximum admise. Cela fut illustré dans le cadre des déterminations effectuées à la station de traitement de Drobeta-Turnu Severin, lorsqu'aux derniers prélèvements (juin 1986) on a enregistré dans l'eau potable des consommateurs des valeurs de 0,08 mg/l THM total ;

— Les résultats ci-dessus présentés sont également influencés par les variations de saison, dans le sens que, par exemple, durant l'hiver, les concentrations des THM sont plus réduites à cause des températures basses qui influencent négativement la réaction du chlore avec les précurseurs des THM.

De même, les concentrations plus réduites des précurseurs de la formation des THM, respectivement les substances humiques de la saison froide, mènent à des quantités réduites de THM.

D'autre part, durant l'été, lorsque les températures de travail sont plus élevées (25—30°C), les concentrations de THM s'accroissent aussi.

En ce qui concerne l'influence du contenu de substances organiques (matériels humiques) des eaux brutes et traitées par le chlore, les résultats obtenus indiquent d'une part l'élimination du contenu en substances organiques de l'eau brute par une coagulation efficace, par aération, oxydation à ozone, adsorption sur charbon actif granulé, et, d'autre part, le remplacement du degré de chloration par ozonisation ou utilisation des autres oxydants qui ont abouti à des effets cancérigènes et mutagènes.

Certes, la stérilisation de l'eau par le chlore est indiquée, mais à des doses très réduites.

#### 4. CONCLUSIONS

Les déterminations de THM effectuées dans le cadre de notre institut en collaboration avec les spécialistes de l'IPB ont mis en évidence l'existence de ces composés dans l'eau potable distribuée dans le système d'alimentation qui imposent aux spécialistes une attention toute particulière afin d'étudier cet indicateur de la qualité de l'eau.

Les études et les recherches effectuées jusqu'à présent aboutiront à l'élaboration de certaines technologies d'élimination tant des précurseurs de la phase de chloration, que des trihalométhanes formés après cette phase. L'élimination des INST. THM et des TERM. THM peut se réaliser, comme on l'a déjà mentionné, en utilisant les méthodes les plus modernes employées dans le traitement des eaux potables :

- adsorption sur charbon actif ;
- oxydation par ozone ou permanganate de potassium ;
- d'autres méthodes combinées.

La présence des trihalométhanes dans les eaux potables de Roumanie établie à la suite des recherches entreprises impose un intérêt tout particulier pour ce genre de polluant, de sorte que, pour l'avenir, les spécialistes vont se préoccuper tant de déterminer, par la suite aussi, les trihalométhanes des eaux, que de trouver certaines méthodes visant leur élimination quasi-totale.

#### BIBLIOGRAPHIE

1. RHODES TRUSSEL, R., UMPHRES, M.D., *The Formation of Trihalomethanes*, J.A.W.W.A., **70**, 11, nov. 1978, p. 604.
2. BELLAR, T., LICHTENBERG, J., KRONER R., *The Occurrence of Organohalides in Chlorinated Water*, J. A.W.W.A., **66**, 1974, 703.
3. STEVENS, A. A., SYMONS, J. M., *Measurement of Trihalomethane and Precursor Concentration Changes and THM*, J.A.W.W.A., **69**, 1977, 546.
4. R. KENT SORELL, EILLEN M. DALY, MICHAEL J. WEISNER, HEBERT J. BRANS, *In-Home Treatment Methodes for Removing Volatile Organic Chemicals*, in J.A.W.W.A., **77**, 3, 1985, 72.
5. MASSCHELEIN, W. J., DENIS, M., *Sur la signification des bromures dans l'eau*, **1**, 1982.
6. MOORE, G. S., TUTHILL R. W., POLAKOFF, D. W., *A Statistical Model for Predicting Chloroform Levels in Chlorinated Surface Water Supplies*, J. A. W. W. A., **71**, 1979, 37.

Reçu le 29 janvier 1987

ICPGA

Bucarest, Splaiul Independenței 294



Les chlorures de calcium et de magnésium sont les ions les plus abondants dans l'eau dure. Ils réagissent avec le chlore libre pour former des chlorures de calcium et de magnésium. Les chlorures de calcium et de magnésium sont les ions les plus abondants dans l'eau dure. Ils réagissent avec le chlore libre pour former des chlorures de calcium et de magnésium. Les chlorures de calcium et de magnésium sont les ions les plus abondants dans l'eau dure. Ils réagissent avec le chlore libre pour former des chlorures de calcium et de magnésium.

La formation des trihalométhanes est favorisée par la présence de matières organiques dans l'eau. Les matières organiques réagissent avec le chlore libre pour former des trihalométhanes. La formation des trihalométhanes est favorisée par la présence de matières organiques dans l'eau. Les matières organiques réagissent avec le chlore libre pour former des trihalométhanes. La formation des trihalométhanes est favorisée par la présence de matières organiques dans l'eau. Les matières organiques réagissent avec le chlore libre pour former des trihalométhanes.

### AVIS AUX AUTEURS

La « Revue roumaine de biologie — Série de biologie animale » publie des articles originaux d'un haut niveau scientifique de tous les domaines de la biologie animale : taxonomie, morphologie, physiologie, génétique, écologie, etc. Les sommaires des revues sont complétés par d'autres rubriques, comme : 1. La vie scientifique, qui traite des manifestations scientifiques du domaine de la biologie : symposiums, conférences, etc. ; 2. Comptes rendus des livres de spécialité.

Les auteurs sont priés d'envoyer les articles, notes et comptes rendus dactylographiés à double interligne (31 lignes par page) en deux exemplaires.

La bibliographie, les tableaux et l'explication des figures seront dactylographiés sur pages séparées et les diagrammes exécutés à l'encre de Chine noire sur papier calque.

Les tableaux et les illustrations seront numérotés en chiffres arabes.

La répétition des mêmes données dans le texte, les tableaux et dans les graphiques sera évitée. Les références bibliographiques citées par ordre alphabétique comporteront le nom de l'auteur, l'initiale du prénom, le titre de la revue abrégé conformément aux usances internationales, l'année, le tome, le numéro, la page.

Les travaux seront accompagnés d'un court résumé de 10 lignes au maximum, en anglais. Les textes des travaux ne doivent pas dépasser 7 pages (y compris les tableaux, la bibliographie et l'explication des figures).

La responsabilité concernant le contenu des articles revient exclusivement aux auteurs.