

**PEUPLEMENT PHYTOPLANCTONIQUE ET QUALITÉ DES EAUX EN MILIEU  
LACUSTRE ANTHROPIsé: CAS DU LAC MUNICIPAL DE YAOUNDÉ (CAMEROUN)**

Thomas NJINE <sup>(1)</sup>, Norbert KEMKA\* <sup>(1,2)</sup>, Serge Hubert ZEBAZE TOGOUET <sup>(1)</sup>, Moïse NOLA <sup>(1)</sup>, Domitille NIYITEGEKA <sup>(1)</sup>, Thomas Parfait AYISSI ETOUNDI <sup>(1)</sup>, Samuel FOTO MENBOHAN <sup>(1)</sup>

<sup>(1)</sup>Laboratoire de Biologie Générale, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I  
B.P. 812 Yaoundé (Cameroun).

<sup>(1,2)</sup>Centre de Recherches Hydrologiques (CRH), Institut de Recherches Géologiques et Minières (IRGM), BP 4110  
Nlongkak-Yaoundé (Cameroun).

\* Auteur correspondant: **Norbert KEMKA**  
BP. 8404 Yaoundé (Cameroun), Tel. +237 786 77 83  
E-mail : kemkan@yahoo.fr

**ABSTRACT:-** *An annual qualitative and quantitative evaluation of phytoplankton and chlorophyll-a, as well as of some physico-chemical parameters were recorded in the Yaounde Municipal Lake. Physico-chemical measurements were also regularly done in its main tributary (Mingoa stream). The study aimed at demonstrating the cultural eutrophication of this lake. The discharge of untreated urban effluents into the lake seriously threatens his health state. Indeed, the water transparency is globally low and exceptionally exceeds 1m. Water conductivity is higher near the lake bottom, reaching 408  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . The strong deficiency in oxygen contents recorded from 2.5m depth leads to the production of high quantities of ammonium nitrogen. The total phosphorus concentrations vary from 80 to 1650  $\mu\text{gP l}^{-1}$ , and the total Kjeldhal nitrogen concentrations fluctuate between 3 and 15  $\text{mgNH}_4^+ \text{l}^{-1}$ . Upstream, the Mingoa exhibits total phosphorus concentrations ranging from 600 to 3800  $\mu\text{gP l}^{-1}$ , and total Kjeldhal nitrogen concentrations ranging from 10 to 22  $\text{mgNH}_4^+ \text{l}^{-1}$ . Conditions prevailing in this biotope favour a massive growth of phytoplankton, dominated by Euglenophyta and Chlorophyta. Both spatio-temporal analysis of phosphorus, chlorophyll a, and the composition of the phytoplanktonic community, stress the anthropogenic impact on the ecosystem. The progression of this hydrosystem towards a dystrophic state is going on, and implies an urgent need for its restoration, followed by a rehabilitation of the "Grand Messa" sewage treatment plant, and the elimination process of solid materials in the tributary, upstream.*

**Key words:** sewage, lake, phytoplankton, eutrophication, central Africa.

## INTRODUCTION

Les écosystèmes lacustres constituent non seulement des réserves d'eau douce, mais ils peuvent être également des centres d'intérêt touristique et piscicole capables de stimuler des économies régionales (Burton, 1997). Face à l'explosion démographique actuelle, on se rend compte que les ressources en eau douce sont épuisables, et que les activités humaines représentent l'une des causes majeures du stress des écosystèmes aquatiques (Vasquez et Favila, 1998; Dokulil et al, 2000; Tazi et al., 2001). De

part le monde, de nombreux plans d'eau sont ainsi irréversiblement endommagés par la pollution et/ou l'eutrophisation, les plus vulnérables étant ceux situés proches des grandes agglomérations humaines (Zohary et al., 1996). L'unanimité semble se dégager sur le rôle prépondérant joué dans le processus d'eutrophisation par le phosphore (Lacaze, 1996), mais la vulnérabilité établie des écosystèmes lacustres tropicaux appelle à plus de vigilance et d'investigations hydrobiologiques dans cette région en vue de rechercher des facteurs qui pourraient lui être spécifiques.

Au Cameroun, dans la ville de Yaoundé notamment, plusieurs lacs et étangs, victimes de l'eutrophisation anthropique, sont en voie de disparition. A ce jour, l'état des étangs de Mélen et d'Obili où sont déversées les eaux résiduaires du campus universitaire de Ngoa-Ekéle et du Centre Hospitalier et Universitaire de Yaoundé (Njiné et al., 2001), est assez démonstratif de l'impact de l'action de l'homme sur les hydrosystèmes des milieux urbains. Le lac Municipal de Yaoundé, jadis un centre de sport nautique et de loisirs, subit depuis le début des années 80, une forte agression du fait des rejets d'effluents non épurés du lotissement SIC (Société Immobilière du Cameroun) de Grand Messa, et ceux émanant d'autres structures riveraines du plan d'eau. Depuis quelques années, on relève dans la zone pélagique du lac une prolifération d'algues unicellulaires qui confèrent à l'eau une couleur verte, d'une part, et un grand développement de macrophytes flottants, d'autre part. Une telle croissance du phytoplancton et des macrophytes laisse augurer d'un mauvais état de santé de l'écosystème.

L'objectif de ce travail est de rechercher l'influence des apports massifs en nutriments biogènes, aussi bien sur la qualité de l'eau que sur le peuplement phytoplanctonique

au lac Municipal de Yaoundé, dans un environnement climatique équatorial caractérisé par deux saisons de pluies et deux saisons sèches, et des températures relativement élevées toute l'année. Cette étude permettra de préciser la composition spécifique et les variations spatio-temporelles du phytoplancton conjointement avec les variables physicochimiques du milieu, susceptibles de rendre compte du niveau de dégradation de l'hydrosystème.

## SITE, MATÉRIEL ET MÉTHODES

### Présentation du site

Le lac Municipal de Yaoundé est situé en plein cœur de la ville de Yaoundé. Il résulte d'un barrage réalisé en 1951 sur le cours du Mingoa, affluent de la rivière Mfoundi. La carte bathymétrique du lac réalisée peu avant cette étude est présentée (figure 1), et ses caractéristiques morphométriques sont résumées dans le tableau 1. Le plan d'eau est alimenté principalement par le ruisseau Mingoa qui lui sert également d'émissaire, et dans une moindre mesure par le "petit lac".

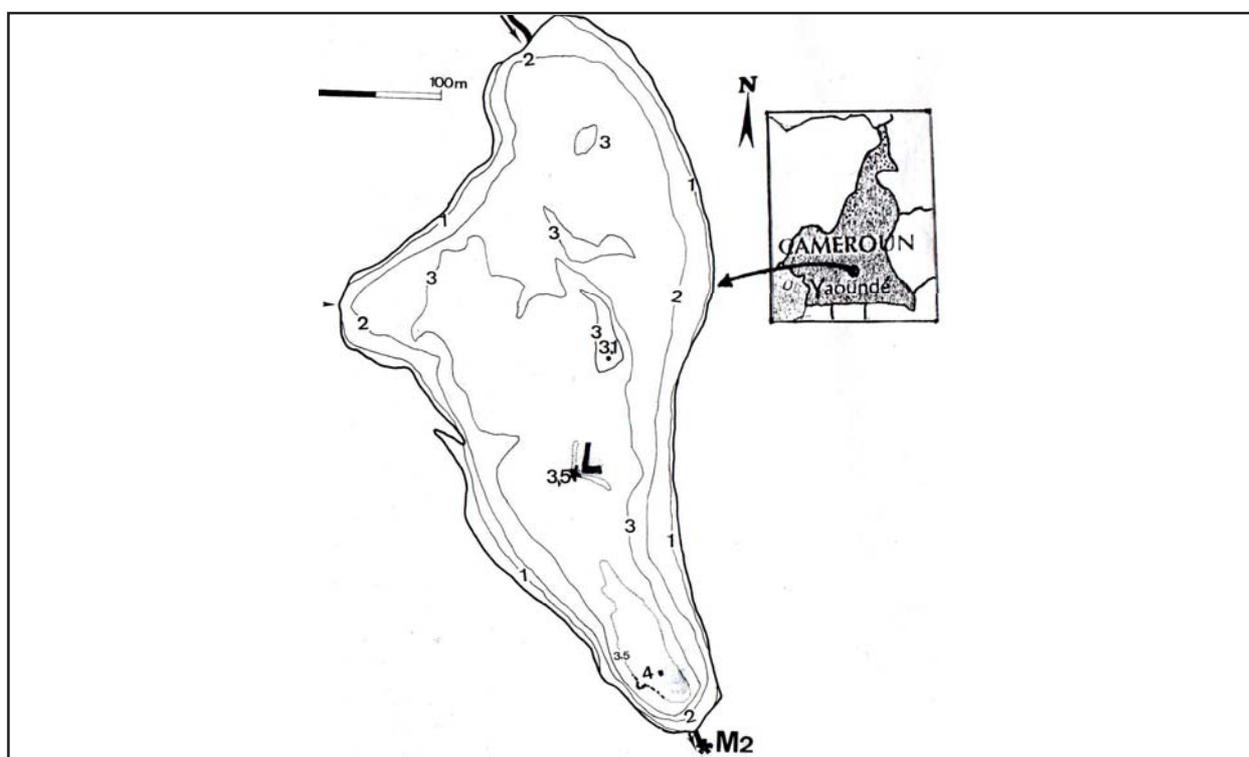


Figure 1: Carte bathymétrique du lac municipal de Yaoundé avec les stations d'échantillonnage (L) dans le lac, (M1, M2) dans le Mingoa. (3°52'N, 11°31'E, 710,8m asl)

Figure 1: Bathymetric map of the Yaounde Municipal Lake, with sampling stations (L) in the lake, (M<sub>1</sub>, M<sub>2</sub>) in the Mingoa stream (3°52'N, 11°31'E, 710,8m asl)

Peuplement Phytoplanctonique et Qualité des Eaux en Milieu Lacustre Anthropisé:  
Cas du Lac Municipal de Yaoundé (Cameroun)

**Tableau 1: Caractéristiques morphométriques du lac municipal de Yaoundé**

**Table 1: Morphometric characteristics of the Yaounde Municipal Lake**

| Caractéristiques         | Valeurs      |
|--------------------------|--------------|
| Altitude                 | 710,8 m      |
| Longueur                 | 576,5 m      |
| Largeur                  | 267,5 m      |
| Superficie               | 7,95 x104 m2 |
| Volume                   | 1,9 x105 m3  |
| Profondeur maximale (Zm) | 4,3 m        |
| Profondeur moyenne (Z)   | 2,4 m        |
| Rapport Z / Zm           | 0,6875       |
| Ligne de rivage          | 1420 m       |

### Échantillonnage

Les prélèvements, hebdomadaires, ont été effectués de novembre 1996 à décembre 1997, à l'aide d'une bouteille hydrologique de type Van Dorn en PVC opaque, d'une capacité de 6 litres, montée horizontalement en raison de la faible profondeur du plan d'eau. Trois stations de prélèvements ont été retenues (figure 1): en amont et en aval du lac dans le Mingoa (M<sub>1</sub> et M<sub>2</sub>), et dans la région centrale lac (L). Dans le lac, les niveaux d'échantillonnage ont été les suivants: 0 m; -0,5 m; -1 m; -1,5 m; -2,5 m.

### Analyses physicochimiques

La transparence de l'eau a été déterminée *in situ*, par la profondeur de disparition (Zs) d'un disque de Secchi blanc de 30 cm de diamètre. La profondeur de la couche euphotique (Zeu) a ensuite été évaluée en utilisant la relation  $Zeu = 2,42 Zs$  (Wetzel et Likens, 1995), assumant que 15% de la lumière incidente atteint la profondeur de disparition du disque de Secchi. Les mesures de la température ont été faites sur le terrain, immédiatement après chaque prise d'eau, à l'aide d'un thermomètre à colonne de mercure. Les données de la conductivité électrique et du pH des eaux ont été obtenues au moyen d'appareils électriques portatifs à lecture directe: un conductimètre Hach modèle 44 600; et un pH-mètre Schott Geräte GmbH modèle CG 818.

Les matières en suspension ont été déterminées par gravimétrie après filtration sur membrane en microfibrilles de verre Whatman GF/C de 0,45µm de porosité. Les teneurs en oxygène dissous ont été déterminées selon la méthode volumétrique de Winkler, et leur conversion en pourcentage de saturation faite au moyen de l'abaque de

Mortimer (1956). Le dosage du phosphore total a été réalisé par colorimétrie, au spectrophotomètre Hach DR/2000, en utilisant le Phosver III, après minéralisation de l'échantillon à chaud au persulfate de potassium. Pour chaque échantillon, le dosage a été fait sur une fraction d'eau brute et sur une autre débarrassée des matières en suspension. Les concentrations en azote ammoniacal ont été dosées par colorimétrie au réactif de Nessler. Les teneurs en silice ont été dosées par colorimétrie au spectrophotomètre Hach DR/2000 selon la méthode "blue heteropoly".

### Étude du phytoplancton

Au plan qualitatif, l'identification des espèces d'algues a été faite au microscope Orthoplan, aussi bien sur des échantillons récoltés au filet à plancton de 40µm de vide de maille, que sur ceux récoltés à la bouteille hydrologique. Les observations ont porté sur des spécimens vivants et sur ceux fixés au formol additionné de quelques gouttes de rouge neutre.

L'aspect quantitatif du peuplement phytoplanctonique a été appréhendé au moyen de numérations cellulaires faites au microscope inversé Olympus CK2, sur des échantillons fixés au Lugol (Bourrelly, 1990), dans des cuves de type Sedgwick-Rafter selon la méthode d'Utermöhl (1958). Le minimum d'unités (cellule, filament, cénobe ou colonie) dénombrées par répliquât d'un échantillon a été fixé à 400, afin d'avoir une exactitude de ± 10% à 95% d'intervalle de confiance (Lund et al., 1958). Les biomasses spécifiques ont ensuite été calculées par la méthode des biovolumes, les mensurations étant faites sur une centaine d'individus par espèce. Pour la conversion du biovolume en biomasse fraîche, nous avons utilisé la relation  $1\mu g = 10^6\mu m^3$ . Les concentrations en chlorophylle-a ont été déterminées au spectrophotomètre Hach DR/2000, après extraction à l'acétone, les calculs étant faits sur la base des équations du groupe Scor-UNESCO (1966).

## RÉSULTAT ET ANALYSES

### Environnement physico-chimique

Il ressort des résultats des analyses physico-chimiques que la qualité des eaux du lac Municipal de Yaoundé varie significativement de la surface au fond du lac (Anova,  $p < 0,05$  dans l'ensemble). La transparence au disque de Secchi a varié de 40 à 100 cm. Les plus faibles valeurs de la transparence ont été obtenues pendant les saisons sèches (décembre – février et juillet – août) (Figure 2A). Les variations spatio-temporelles des teneurs en MES sont très irrégulières et augmentent avec la profondeur. La

température des eaux du lac a varié de 20,3 à 27°C. Les fluctuations spatio-temporelles de la température de l'eau (figure 2B) montrent un léger refroidissement, lié aux conditions climatiques locales, de la surface au fond du lac, cependant sans stratification thermique remarquable. Ce refroidissement est particulièrement important dans toute la colonne d'eau en novembre, en avril, et en juin. Les valeurs du pH ont été dans l'ensemble comprises entre 6 et 8 (figure 2C), indiquant des eaux légèrement acides et épisodiquement alcalines.

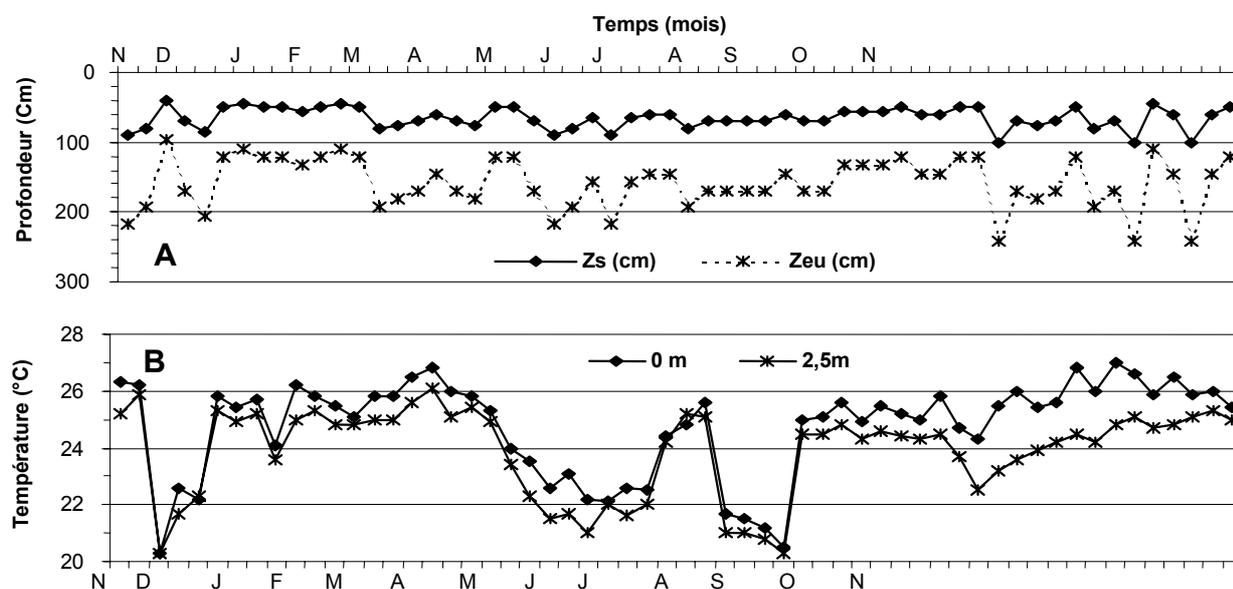
Les valeurs de la conductivité électrique sont dans l'ensemble comprises entre 152 et 437  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Elles varient peu de la surface à 1,5 m de profondeur. Ensuite l'on note une élévation bien marquée des valeurs, soulignant une accumulation des éléments conducteurs dans les masses d'eau profondes (figure 2D).

La distribution verticale de l'oxygène dissous est clinograde pendant toute l'année; les masses d'eau superficielles étant le siège d'une sursaturation bien marquée (figure 2E). Les zones profondes présentent au contraire un fort déficit en oxygène dissous, le taux de 50 % de saturation en oxygène dissous qui caractérise les conditions biologiques critiques étant rarement atteint à la profondeur de 1,5 m. Pendant les saisons sèches, on enregistre souvent à 2,5 m, une anoxie complète. Seules les fortes précipitations entraînent sporadiquement une légère élévation du taux de saturation en oxygène dissous à 2,5 m de profondeur.

Les teneurs en azote ammoniacal de ce lac subissent de grandes variations temporelles et augmentent avec la

profondeur. Verticalement on peut distinguer une zone superficielle (jusqu'à -1,5 m) relativement pauvre, et une zone profonde plus riche (figure 3A). Cette distinction est difficilement perceptible pendant les saisons pluvieuses où les plus faibles valeurs sont généralement enregistrées. Sa production est régulée essentiellement par les variations des tensions d'oxygène dissous à ces profondeurs, d'où les corrélations négatives hautement significatives ( $p < 0,001$ ) entre l'azote ammoniacal et le pourcentage de saturation en oxygène dissous.

Dans l'eau brute (non filtrée), les teneurs en phosphore total ont globalement varié de 80 à 1650  $\mu\text{gP}\cdot\text{l}^{-1}$  (figure 3B). Les teneurs les plus élevées ont toujours été relevées pendant les saisons de pluies (Mars et Octobre). Leur distribution verticale est à tendance hétérograde négative, plus marquée pendant les saisons de pluies (mars - juin et octobre). Cela dénoterait son relargage dans l'eau au niveau de l'interface eau-sédiment. Les concentrations en phosphore total dissous sont comprises entre 10 et 980  $\mu\text{gP}\cdot\text{l}^{-1}$ . Les teneurs les plus élevées de cette variable sont généralement relevées pendant les saisons de pluies (figure 3C). Sa distribution verticale est à tendance orthograde. Les fortes teneurs en phosphore total enregistrées dans les eaux du Mingo à l'entrée du lac et les teneurs relativement faibles relevées à l'exutoire du lac (figure 3D), montre le rôle épuratoire joué par ce plan d'eau. Ces fortes teneurs en phosphore enregistrées en amont du lac sont dues au fait qu'avant son rejet dans le lac, le Mingo reçoit les eaux usées domestiques non traitées émises par le lotissement SIC de Grand Messa. Les teneurs en silice ont varié de 1,3 à 9,4  $\text{mg SiO}_2\cdot\text{l}^{-1}$ . Ces valeurs varient peu de la surface au fond du lac.



Peuplement Phytoplanctonique et Qualité des Eaux en Milieu Lacustre Anthropisé:  
Cas du Lac Municipal de Yaoundé (Cameroun)

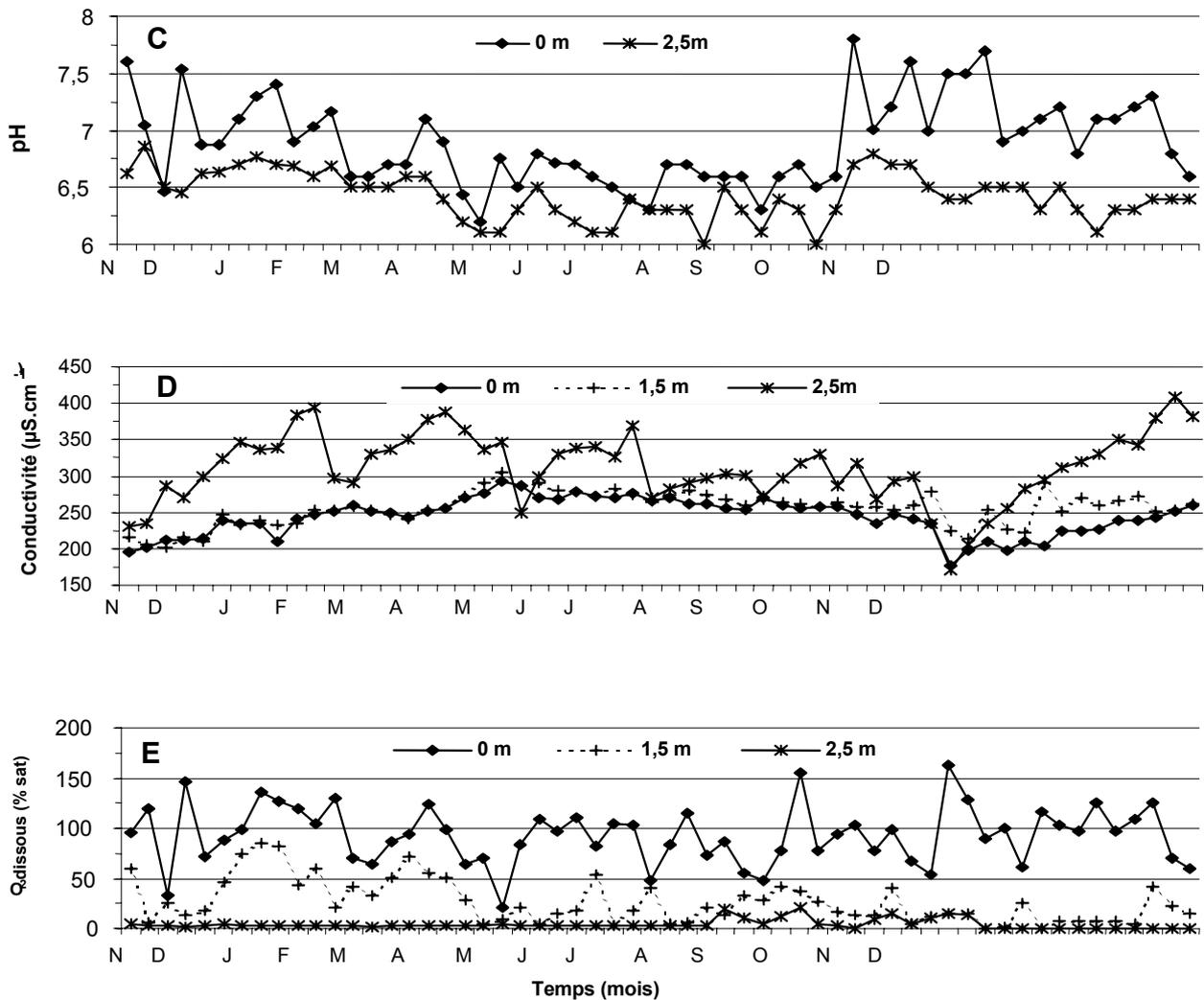
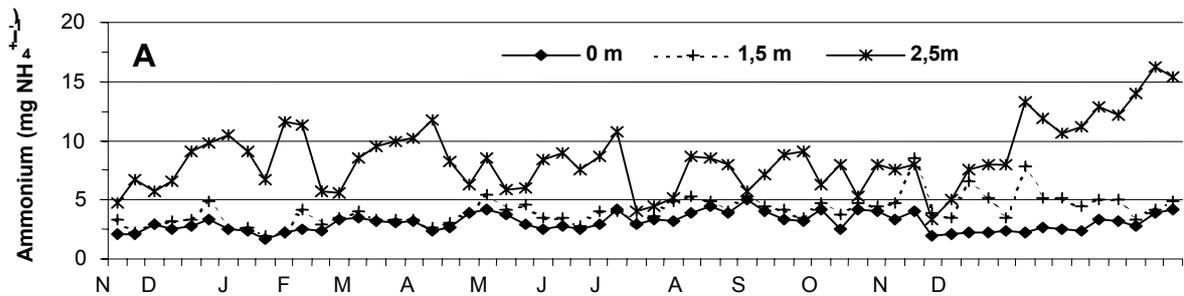


Figure 2: Variations spatio-temporelles de la transparence de l'eau (A), température (B), pH (C), conductivité électrique (D) et de l'oxygène dissous (E) de novembre 1996 à décembre 1997 au lac municipal de Yaoundé.  
Figure 2: Spatio-temporal variations of water transparency (A), temperature (B), pH (C), Electric conductivity (D), dissolved oxygen (E) from November 1996 to December 1997 in the Yaounde Municipal Lake.



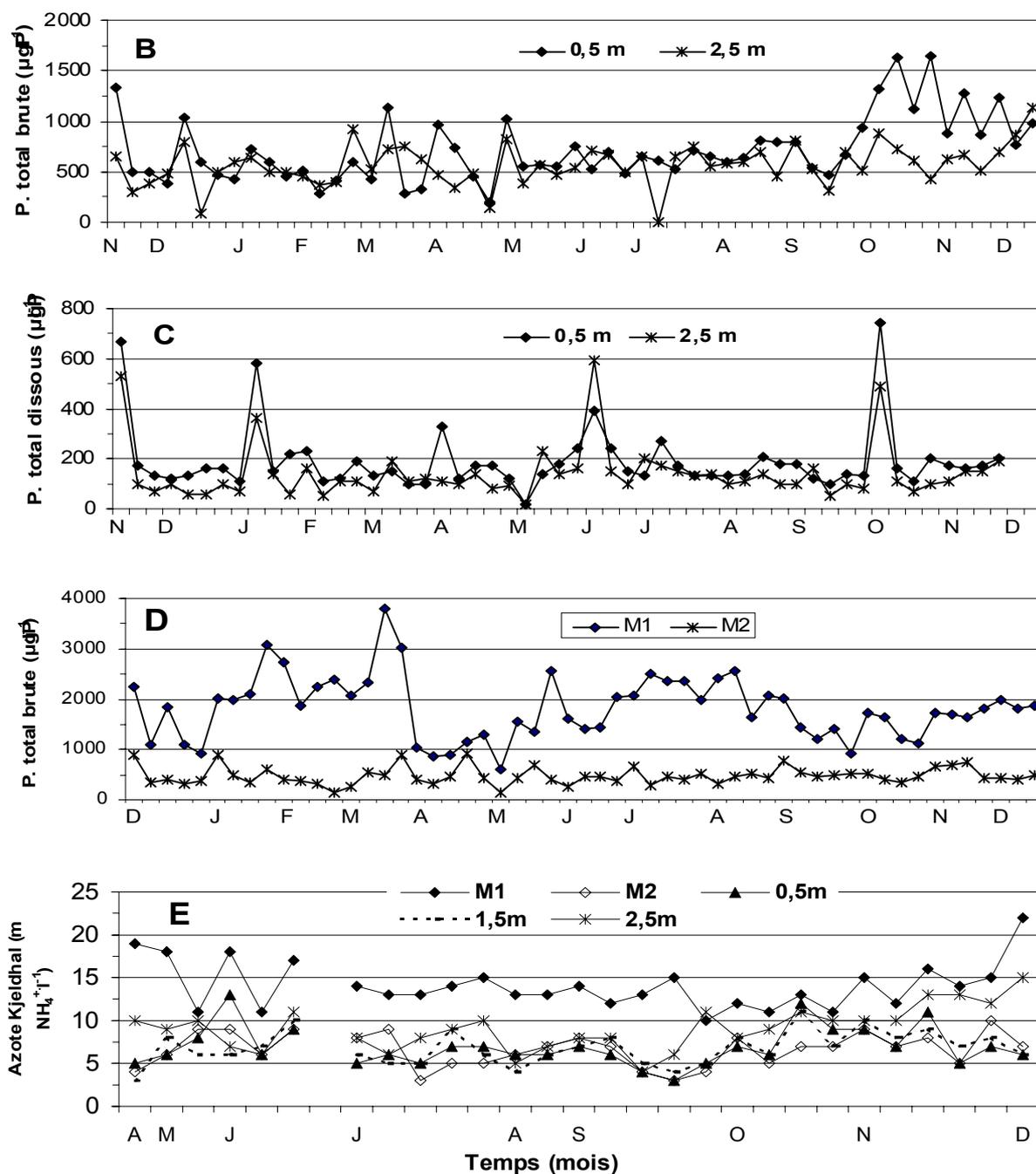


Figure 3: Variations spatio-temporelles de l'azote ammoniacal (A), phosphore total brute (B et D), phosphore total dissous (C) et de l'azote total Kjeldhal (E) de novembre 1996 à décembre 1997 au lac municipal de Yaoundé

Figure 3: Spatio-temporal variations of ammonium nitrogen (A), rough total phosphorus (B and D), dissolved total phosphorus (C) and total Kjeldhal nitrogen (E) from November 1996 to December 1997 in the Yaounde Municipal Lake

D'importantes quantités de substances azotées sont également introduites dans le plan d'eau par le Mingoa (figure 3E). Dans le lac, les teneurs en azote Kjeldhal relevées auprès du fond sont plus élevées que celles des zones superficielles.

### Le peuplement phytoplanctonique

Le lac Municipal de Yaoundé est le biotope de nombreuses espèces du phytoplancton regroupées dans 6 embranchements. La figure 4 illustre la consistance des différents embranchements en terme d'espèces, de genres et de familles, ainsi que de leur importance en terme de biomasse dans l'économie du lac. Le tableau 2 renseigne

sur la composition de chaque embranchement, ainsi que sur l'abondance des espèces, leur fréquence relative et leurs biomasses moyennes. Une analyse de la figure 4 et du tableau 2 montre que les Chlorophytes et les Euglénophytes sont représentés par 84 espèces (soit 82% de l'effectif total), les Cyanophytes, les Pyrrophytes, les Chromophytes et les Raphidophytes comptent 18 espèces (soit 18%). Les familles les plus représentées sont les Euglénacées et les Scénédsmacées avec respectivement 35 et 18 espèces. Les Euglénacées présentent la plus grande diversité générique (7 genres). La figure 5 montre que cette prédominance des Chlorophytes des Euglénophytes n'est pas saisonnière, mais est permanente dans cet écosystème.

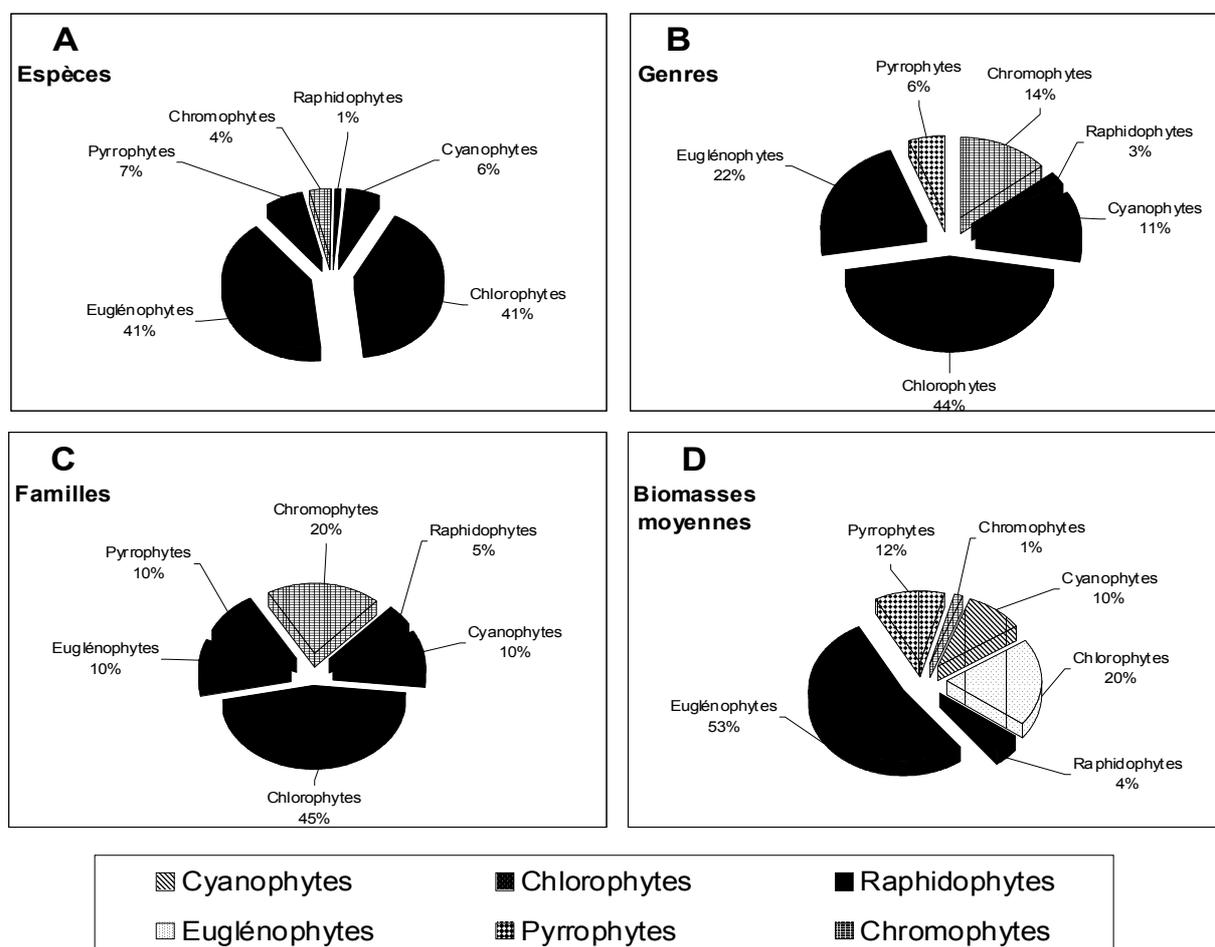


Figure 4: Importance des différents groupes phytoplanctoniques du lac municipal de Yaoundé, en terme d'espèces (A), genres (B), familles (C) et biomasse moyenne (D)

Figure 4: Consistance of different phytoplanktonic groups of the Yaounde Municipal Lake in term of species (A), genus (B), family (C) and average biomass (D)

Tableau 2: Fréquence relative, abondance et biomasse moyenne des espèces phytoplanctoniques au lac municipal de Yaoundé

Table 2: Relative frequency, average abundance and biomass of various phytoplanktonic species in the Yaounde Municipal Lake

| Embranchements                                | Familles                                      | Espèces  | Fréquence relative (%) | Abondance moyenne (x 10 <sup>6</sup> Cell/m <sup>2</sup> ) | Biomasse moyenne (g/ m <sup>2</sup> ) |
|---|---|--|------------------------|--|---------------------------------------|
| Cyanophytes                                   | Oscillatoriacées                              | <i>Oscillatoria tenuis</i> (Ag.) Gom.                              | 89,66                  | 2733,31  | 7,38                                  |
|   |   | <i>Oscillatoria putrida</i> Schmidle                               | 81,03                  | 364,75   | 0,20                                  |
|   | Chroococcacées                                | <i>Aphanocapsa elachista</i> *                                     | 3,45                   | 0,0004   |                                       |
|   |   | <i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz                                 | 65,52                  | 27,5   | 0,001                                 |
|   |   | <i>Merismopedia punctata</i> Meyen                                 | 77,59                  | 64,01  | 1,44                                  |
|   |   | <i>Microcystis wesenbergii</i> Kom. in Kondr.                      | 20,69                  | 10,80  | 0,49                                  |
| Chlorophytes                                  | Chlamydomonadacées                            | <i>Chlamydomonas sp.</i>   | 96,55                  | 4114,22  | 5,12                                  |
|   | Volvocacées                                   | <i>Eudorina elegans</i> Erh.                                       | 93,10                  | 194,85   | 4,68                                  |
|   |   | <i>Eudorina unicocca</i> Erh.                                      | 75,86                  | 47,18  | 0,28                                  |
|   | Chlorococcacées                               | <i>Tetraëdron minimum</i> (A. Braun.) Hansg.                       | 68,97                  | 18,30  | 0,01                                  |
|   |   | <i>Tetraëdron incus</i> (Teil.) G.M. Smith                         | 27,59                  | 13,44  | 0,01                                  |
|   |   | <i>Tetraëdron trigonum</i> (Näg.) Hansg.                           | 87,93                  | 36,30  | 0,02                                  |
|   |   | <i>Tetraëdron triangulare</i> Reinch.*                             | 3,45                   | 0,0004   |                                       |
|   |   | <i>Polyedriopsis spinulosa</i> (Schmidle) Schmidle                 | 74,14                  | 149,44   | 0,06                                  |
|   | Oocystacées                                   | <i>Oocystis sp.</i>  | 96,55                  | 483,07   | 0,13                                  |
|   |   | <i>Ankistrodesmus bibraianus</i> (Reinch)                          | 55,17                  | 51,75  | 0,02                                  |
|   |   | Korsh.   | 98,28                  | 431,59   | 0,07                                  |
|   |   | <i>Monoraphidium griffithii</i> Komark.-Legner.                    | 100                    | 624,16   | 0,02                                  |
|   |   | <i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret. in Bréb.) Komark.-Legner.) | 5,17                   | 0,0004   |                                       |
|   |   | <i>Monoraphidium munitum</i> (Näg.)                                | 3,45                   | 0,0002   |                                       |
|   |   | Komark.-Legner.*   | 98,28                  | 618,78   | 0,22                                  |
|   |   | <i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korsh.)                             | 60,34                  | 68,28  | 0,02                                  |
|   |   | Hind.*   | 53,45                  | 65,91  | 0,03                                  |
|   |   | <i>Kirchneriella contorta</i> (Schmidle) Bohlin.                   |                        |  |                                       |
|   | <i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchn.) Moeb.  |  |                        |  |                                       |
|   | <i>Kirchneriella obesa</i> (W. West) Schmidle |  |                        |  |                                       |
|   | Micractiniacées                               | <i>Micractinium pusillum</i> Fresen.                               | 94,83                  | 831,96   | 0,37                                  |
|   | Dictyosphaeriacées                            | <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood.                            | 63,79                  | 221,26   | 0,10                                  |
|   | Scenedesmacées                                | <i>Coelastrum astroideum</i> De Not.*                              | 3,45                   | 0,0003   |                                       |
|   |   | <i>Coelastrum microporum</i> Näg.                                  | 60,34                  | 22,69  | 0,06                                  |
|   |   | <i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchn.)                             | 50,00                  | 29,01  | 0,01                                  |
|   |   | W.G.S.West   | 72,41                  | 49,57  | 0,01                                  |
|   |   | <i>Crucigenia quadrata</i> Morren                                  | 55,17                  | 122,23   | 0,01                                  |
| <i>Crucigenia crucifera</i> (Wolle) Collins   |   | 100  | 266,71                 | 0,08   |                                       |
| <i>Crucigeniella pulchra</i>                  |   | 3,45   | 0,0002                 |  |                                       |
| <i>Crucigeniella rectangularis</i> (Näg.)     |   | 96,55  | 44,85                  | 0,02   |                                       |
| Kom.*   |   | 25,86  | 101,21                 |  |                                       |
| <i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.)       |   | 98,28  | 212,91                 | 0,02   |                                       |
| Chod.   |   | 29,31  | 46,23                  | 0,01   |                                       |
| <i>Scenedesmus coartatus</i> Hortob.          |   | 5,17   | 0,0001                 | 0,04   |                                       |
| <i>Scenedesmus denticulatus</i> Lagerh.       |   | 3,45   | 0,0001                 | 0,01   |                                       |
| <i>Scenedesmus acutus</i> (Meyen) Chod.       |   | 6,90   | 0,0003                 |  |                                       |
| <i>Scenedesmus arcuatus</i> Lemm.*            |   | 53,45  | 41,57                  | 0,04   |                                       |
| <i>Scenedesmus armatus</i> Chod.*             |   | 25,86  | 56,16                  | 0,14   |                                       |
| <i>Scenedesmus dimorphus</i> (Turp.) Kütz.*   |   | 39,66  | 14,06                  | 0,01   |                                       |
| <i>Scenedesmus denticulatus</i> var. linearis |   | 24,14  | 102,14                 | 0,03   |                                       |
| Hansg.  |   | 96,55  | 59,81                  | 0,03   |                                       |
| <i>Scenedesmus javanensis</i> Chod.           |   | 98,28  | 179,48                 | 0,04   |                                       |
| <i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen              |   | 100  | 80,25                  | 0,08   |                                       |
| <i>Scenedesmus opoliensis</i> P. Richt.       |   | 58,62  | 67,47                  | 0,05   |                                       |
| <i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Bréb.  |   | 87,93  | 54,41                  | 0,06   |                                       |
| <i>Scenedesmus serratus</i> (Corda) Bohling   |   |  |                        |  |                                       |
| <i>Scenedesmus smithii</i> Teil.              |   |  |                        |  |                                       |
| <i>Scenedesmus rostrato-spinosus</i> Meyen    |   |  |                        |  |                                       |
| <i>Scenedesmus grahneisi</i>                  |   |  |                        |  |                                       |

Peuplement Phytoplanctonique et Qualité des Eaux en Milieu Lacustre Anthropisé:  
Cas du Lac Municipal de Yaoundé (Cameroun)

| Embranchements                                 | Familles                            | Espèces  | Fréquence relative (%) | Abondance moyenne (x 10 <sup>6</sup> Cell/m <sup>2</sup> ) | Biomasse moyenne (g/ m <sup>2</sup> ) |
|--|-------------------------------------|--|------------------------|--|---------------------------------------|
|  | Hydrodictyacées                     | <i>Pediastrum tetras</i> (Ehr.) Ralfs  | 3,45                   | 55   | 0,01                                  |
|  | Closteriacées                       | <i>Closterium limneticum</i> Lemm.   | 100                    | 320,92   | 0,70                                  |
| Euglenophytes                                  | Euglenacées                         | <i>Euglena acus</i> Ehr.   | 96,55                  | 58,09  | 0,32                                  |
|  |                                     | <i>Euglena oxyuris</i> Schmarida f. <i>charkowiensis</i> (Swir.) Bourr.              | 32,76                  | 18,57  | 0,62                                  |
|  |                                     | <i>Euglena anabaena</i> Mainx var. <i>minima</i> Mainx                               | 82,76                  | 187,32   | 0,18                                  |
|  |                                     |  | 98,28                  | 439,30   | 5,60                                  |
|  |                                     | <i>Euglena gracilis</i> Klebs  | 86,21                  | 68,85  | 0,15                                  |
|  |                                     | <i>Euglena limnophyla</i> Lemm.  | 68,97                  | 111,28   | 1,37                                  |
|  |                                     | <i>Euglena obtusa</i> (gde)  | 27,59                  | 307,44   | 0,91                                  |
|  |                                     | <i>Euglena obtusa</i> (pte)  | 60,34                  | 31,59  | 0,77                                  |
|  |                                     | <i>Euglena polymorpha</i> Dang.  | 67,24                  | 84,10  | 0,23                                  |
|  |                                     | <i>Euglena proxima</i> Dang.   | 41,38                  | 34,50  | 0,64                                  |
|  |                                     | <i>Euglena splendens</i> Dang.   | 84,48                  | 185,99   | 2,09                                  |
|  |                                     | <i>Euglena texta</i> (Duj.) Hubner   |                        |  | 0,64                                  |
|  |                                     | <i>Trachelomonas acanthophora</i> Stokes var. <i>speciosa</i> (Defl.) Balech         | 89,66                  | 37,04  | 0,12                                  |
|  |                                     | <i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) Stein var. <i>crenulatocollis</i> (Mask.) Lemm. | 89,66                  | 319,10   | 1,17                                  |
|  |                                     |  | 100                    | 188,09   | 1,91                                  |
|  |                                     |  | 51,72                  | 56,95  | 0,35                                  |
|  |                                     | <i>Trachelomonas mirabilis</i> Defl.   | 68,97                  | 91,38  | 0,41                                  |
|  |                                     | <i>Trachelomonas molesta</i> Defl.   | 55,17                  | 51,22  | 0,87                                  |
|  |                                     | <i>Trachelomonas planctonica</i> Swir.   | 5,17                   | 0,0004   |                                       |
|  |                                     | <i>Trachelomonas superba</i> Swir. var. duplex Defl.                                 | 98,28                  | 792,16   | 0,32                                  |
|  |                                     |  | 100                    | 488,49   | 1,58                                  |
|  |                                     | <i>Trachelomonas superba</i> Swir*   | 36,21                  | 47,89  | 0,35                                  |
|  |                                     | <i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.  | 5,17                   | 0,0006   |                                       |
|  |                                     | <i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swir.   | 79,31                  | 30,14  | 0,04                                  |
|  |                                     | <i>Trachelomonas sp.</i>   | 29,31                  | 26,86  | 0,05                                  |
|  |                                     | <i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) Stein. var. <i>hispida</i> *                    | 3,45                   | 0,0002   |                                       |
|  |                                     |  | 100                    | 1688,73  | 16,72                                 |
|  |                                     | <i>Phacus acuminatus</i> Stokes  | 72,41                  | 113,68   | 0,55                                  |
|  |                                     | <i>Phacus curvicauda</i> Swir.   | 36,21                  | 33,97  | 0,19                                  |
|  |                                     | <i>Phacus tortus</i> (Ehr.) Duj.*  | 31,03                  | 48,62  | 0,06                                  |
|  |                                     | <i>Phacus helicoides</i> Poch.   | 89,66                  | 66,93  | 0,02                                  |
|  |                                     | <i>Phacus longicauda</i> (Ehr.) Duj.   | 79,31                  | 44,22  | 0,03                                  |
|  |                                     | <i>Phacus orbicularis</i> Hübn.  | 100                    | 179,25   | 1,64                                  |
|  |                                     | <i>Phacus suecicus</i> Lemm.   | 82,76                  | 100,63   | 0,14                                  |
|  |                                     | <i>Phacus cf. agilis</i> Skuja   | 91,38                  | 347,17   | 3,21                                  |
|  |                                     | <i>Phacus cf. contortus</i> Bourr.   | 1,72                   | 0,0001   |                                       |
|  |                                     | <i>Lepocinclis fusiformis</i> Lemm.  | 98,28                  | 179,81   | 0,24                                  |
|  |                                     | <i>Lepocinclis ovum</i> 1 (Ehr.) Lemm.   | 91,38                  | 1565,32  | 0,21                                  |
|  |                                     | <i>Lepocinclis ovum</i> 2 (Ehr.) Lemm.   | 100                    | 270,61   | 0,09                                  |
|  |                                     | <i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>angustata</i> (Defl.) Conrad*                        | 91,38                  | 444,12   | 3,83                                  |
|  |                                     | <i>Menoidium gracile</i> Playfair  |                        |  |                                       |
| <i>Rhabdomonas costata</i> (Korh.) E.G. Pring. |                                     |  |                        |  |                                       |
| <i>Rhabdomonas tortuosum</i> Stokes            |                                     |  |                        |  |                                       |
| <i>Strombomonas sp.</i>                        |                                     |  |                        |  |                                       |
|  | Peranemacées                        | <i>Peranema sp.</i>  | 89,66                  | 140,62   | 0,46                                  |
| Pyrrophytes                                    | Peridiniacées                       | <i>Peridinium cf. gutwinskii</i> Wol.  | 94,83                  | 593,71   | 4,93                                  |
|  |                                     | <i>Peridinium cf. africanum</i> Lemm. in G.S. West.                                  | 100                    | 280,43   | 0,97                                  |
|  |                                     | <i>Peridinium sp.</i>  | 55,17                  | 46,17  | 0,85                                  |
|  | Cryptomonadacées                    | <i>Cryptomonas ovata</i> Ehr.  | 98,28                  | 1193,11  | 2,68                                  |
| <i>Cryptomonas sp</i> 1                        |                                     | 67,24  | 621,29                 | 0,45   |                                       |
| <i>Cryptomonas sp</i> 2                        |                                     | 84,48  | 363,83                 | 0,10   |                                       |
| Chromophytes                                   | Synuracées                          | <i>Mallomonas sp.</i>  | 86,21                  | 399,76   | 0,25                                  |
|  |                                     | <i>Synura cf. uvella</i> Ehr.  | 65,52                  | 791,76   | 0,53                                  |
|  | Dinobryacées                        | <i>Dinobryon cf. behningii</i> Swir.*  | 3,45                   | 0,0003   |                                       |
|  | Sciadacées                          | <i>Ophiocytium sp.</i>   | 84,48                  | 148,47   | 0,03                                  |
| Coscinodiscacées                               | <i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz | 67,24  | 1234,56                | 0,77   |                                       |
| Raphidophytes                                  | Vacuolariacées                      | <i>Gonyostomum semen</i> (Ehr.) Diesing  | 79,31                  | 666,51   | 4,40                                  |

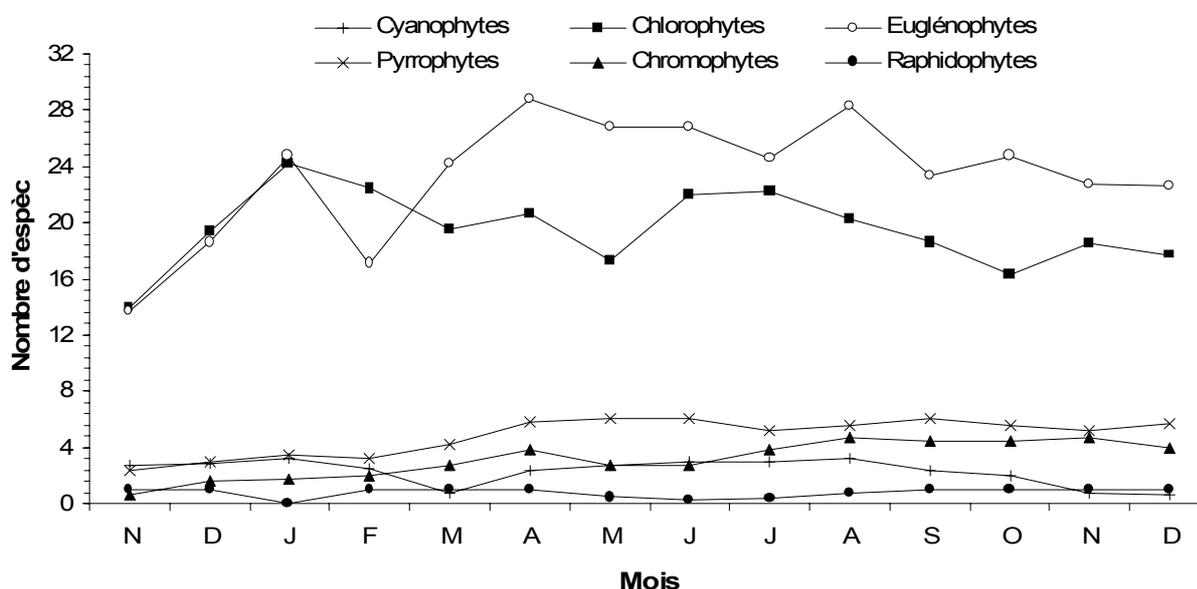


Figure 5: Variations saisonnières du nombre d'espèces des différents groupes phytoplanctoniques au lac Municipal de Yaoundé de Novembre 1996 à décembre 1997

Figure 5: Seasonal variations species richness of various phytoplanktonic groups the Yaounde Municipal Lake from November 1996 to December 1997

Les teneurs en chlorophylle-*a* sont globalement assez élevées et comprises entre 9,80 et 409mg.m<sup>-3</sup>. Leurs variations spatio-temporelles (Figure 6A) montrent que les plus fortes valeurs sont localisées à 0,5 m de profondeur alors que les plus faibles sont celles de la profondeur 2,5m. Cette illustration décèle deux périodes de fortes concentrations en chlorophylle-*a* dans l'écosystème. La première se situe en mars avec le début des pluies, et s'étend jusqu'en mai. Elle est consécutive à des phases de multiplication intense des volvocales *Eudorina elegans* et *Chlamydomonas* sp. A partir de la mi-septembre (qui coïncide avec le retour des pluies après la petite saison sèche), on observe une croissance considérable de *Phacus helicoïdes*, aboutissant respectivement en fin octobre et à la mi-novembre, aux concentrations les plus élevées (409 et 407mg.m<sup>-3</sup>). De manière générale, les fortes poussées pigmentaires ont été enregistrées pendant les saisons pluvieuses, et sont associées à des phases de croissance des espèces de grande taille. C'est également après des grands épisodes pluvieux que des teneurs  $\geq 100$ mg.m<sup>-3</sup> peuvent être enregistrées jusqu'à 2m de profondeur, ce qui constitue une potentialité remarquable de cette tranche d'eau à assurer l'activité photosynthétique. Les périodes

relativement sèches affichent par contre des concentrations assez faibles (<200mg.m<sup>-3</sup>) de la chlorophylle-*a*, associées à une recrudescence des espèces phytoplanctoniques de taille relativement petite. Tout au long des investigations, deux principales périodes des fortes biomasses phytoplanctoniques ( $\geq 100$  µg/ml) ont été décelées dans cet écosystème (Figure 6B). La première s'étend de novembre 1996 à janvier 1997. Le phytoplancton y a développé des fortes biomasses, avec un pic de 132µg.ml<sup>-1</sup> notamment. Les importantes biomasses de cette période sont essentiellement liées au développement de *Planktothrix mougeotii* et de *Chlamydomonas* sp, et dans une moindre mesure à celui de *Euglena gracilis* et de *Gonyostomum semen*. La deuxième a été relevée d'octobre 1997 à la mi-novembre 1997, période pendant laquelle des biomasses atteignant 131µg/ml sont enregistrées, suite à une multiplication intense de *Phacus helicoïdes*, qu'accompagne *Peridinium* cf. *gutwinskii*. De manière générale, outre les faibles biomasses des masses d'eaux profondes qui sont quasi-permanentes, celles des niveaux supérieurs correspondent dans l'ensemble à des périodes relativement sèches où on note le plus souvent une recrudescence des espèces de petite taille.

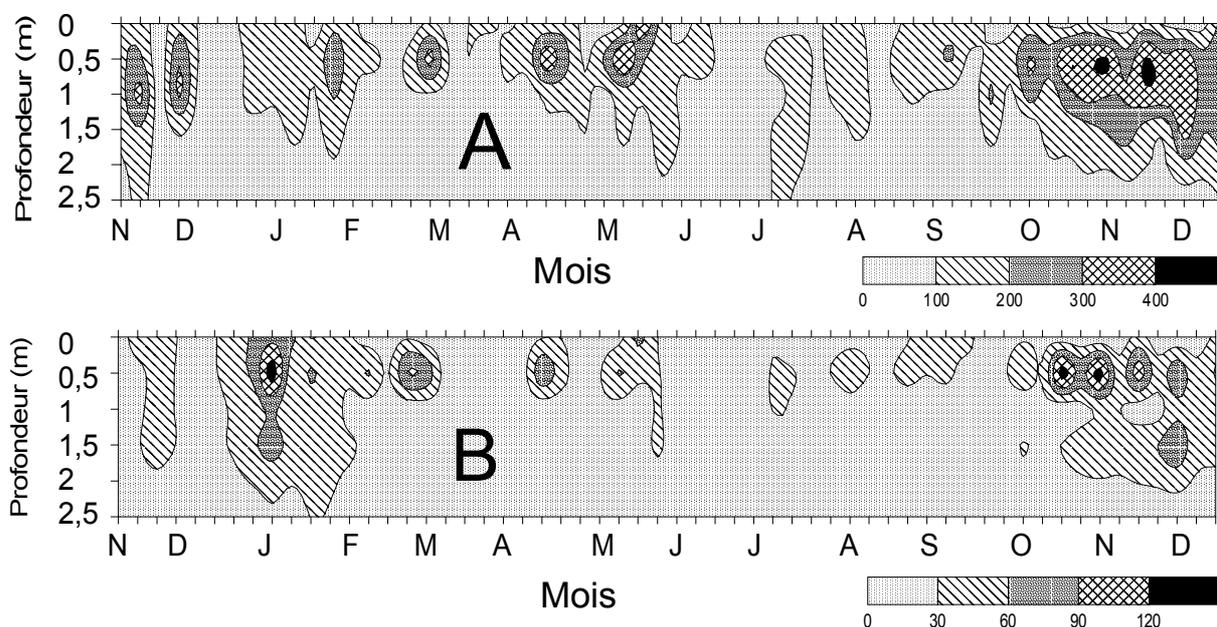


Figure 6: Variations spatio-temporelles des teneurs en chlorophylle-a (A) et de la biomasse phytoplanctonique (B), de novembre 1996 à décembre 1997 au lac municipal de Yaoundé

Figure 6: Spatio-temporal variations of chlorophyll-a concentrations (A) and of phytoplanktonic biomass (B) in the Yaounde Municipal Lake, from November 1996 to December 1997

Globalement, le peuplement phytoplanctonique des saisons de pluies offre une plus grande diversité spécifique. Il est dominé par les espèces de grande taille, à croissance lente, et dont les plus fréquentes sont *Euglena gracilis*, *Gonyostomum semen*, *Cryptomonas ovata*, *Trachelomonas hispida* var. *crenulatocollis*. Quant aux saisons sèches, elles sont caractérisées par des espèces de taille plus petite dont les plus fréquentes sont *Planktothrix mougeotii* et *Chlamydomonas* sp. Les peuplements correspondants sont peu diversifiés, mais réalisent des effectifs élevés. Bien que présentes aussi pendant les saisons pluvieuses, ces espèces ne se multiplient activement que pendant les saisons sèches. Dans l'ensemble, les fortes densités cellulaires coïncident avec des floraisons massives monospécifiques. *Chlamydomonas* sp apparaît à cet égard comme une espèce dominante, ses effectifs atteignant parfois 80% de la densité cellulaire totale des éléments du phytoplancton. Les phases de développement plurispécifique, quant à elles, n'engendrent que de faibles densités cellulaires globales, comme l'illustrent les associations constituées par *Euglena gracilis*, *Gonyostomum semen*, *Planktothrix mougeotii* et *Chlamydomonas* sp, ou par *Planktothrix mougeotii*, *Euglena gracilis*, *Chlamydomonas* sp et *Synura* cf. *uvella*.

## DISCUSSION ET CONCLUSIONS

### Discussion

Les eaux du lac Municipal de Yaoundé sont remarquables par leur faible transparence. Cette variable serait influencée en grande partie par la distribution verticale des éléments du seston dans la colonne d'eau; notamment l'essaimage du plancton relevée dans les couches d'eau superficielles pendant les saisons sèches, du fait de l'anoxie des masses d'eau profondes. Si l'on se réfère à la grille des seuils des états trophiques des plans d'eau établie par l'OCDE (1982), les données obtenues pour la transparence, les teneurs en phosphore total et en chlorophylle a permettent de classer le lac Municipal dans la catégorie des lacs hypereutrophes. Les fortes corrélations positives hautement significatives ( $p < 0,001$ ) entre la conductivité électrique et la température de l'eau témoignent du rôle prépondérant joué par cette dernière dans l'activation du processus de minéralisation par les micro-organismes hétérotrophes. Cette activité minéralisatrice reste cependant limitée à un niveau moyen vers le fond de l'écosystème par des faibles tensions d'oxygène qui y prévalent.

Les masses d'eau superficielles se distinguent par leur sursaturation en oxygène dissous ; à l'opposé, de faibles tensions d'oxygène prévalent dans les eaux sous-jacentes situées à 1,5m de profondeur. Au-delà de 2,5 m, les conditions d'anoxie s'installent. Une telle variation de la concentration en oxygène dissous dans un milieu riche en substances organiques est caractéristique de milieux fortement eutrophes (Moss, 1998). La désoxygénation des zones profondes du lac est la conséquence de l'oxydation des matières organiques, réalisée par voie biologique ou chimique. Comme ces zones reçoivent peu de lumière du fait de la surcharge de l'eau en matières en suspension, l'activité photosynthétique qui s'y déroule n'est pas suffisante pour compenser cette consommation d'oxygène dissous. Les fortes teneurs d'azote ammoniacal enregistrées au niveau des masses d'eau du fond sont le reflet d'une minéralisation incomplète des substances organiques. Les bactéries nitrifiantes étant aérobies, elles ne peuvent intervenir, et l'azote prédomine sous sa forme ammoniacale (Guilford et al., 2000). Non dégradées, une bonne partie des matières organiques d'origine détritique ou charriées par le Mingoa s'accumule au fond du lac, entraînant ainsi une extension des zones d'anoxie dans la colonne d'eau, et mettant en péril l'écosystème tout entier.

La communauté phytoplanctonique du lac Municipal présente un spectre taxonomique dominé par les Chlorophytes et les Euglénophytes; de ce fait caractéristique de milieux pollués riches en substances organiques putrescibles. Cela s'explique par le rejet dans cet écosystème d'importantes quantités d'eaux usées domestiques non traitées. Les représentants de ces groupes, des genres *Scenedesmus* et *Euglena* notamment, sont connus pour leur prédilection pour les milieux eutrophes *sensu lato* (Reynolds et al., 2000). Les explosions de biomasses d'algues interviennent 1 à 2 mois après les fortes pluies dont le ruissellement entraîne un enrichissement du milieu en phosphore, et qui provoqueraient également un brassage complet des eaux du lac. La survenue de ces poussées d'algues à ces périodes du cycle annuel est donc en rapport avec le climat yaoundéen et souligne l'action régulatrice des pluies sur l'activité photosynthétique au sein du plan d'eau. Outre le brassage qui ramène dans les masses d'eau supérieures les matières organiques non dégradées du fond, l'action des pluies implique un écoulement plus important du Mingoa, et par ricochet un transport plus efficace des solides. L'analyse de la structure du peuplement indique en outre que dans ce lac on n'assiste pas à de véritables successions écologiques au sens de Margalef (1960), mais à des phases de multiplications rapides et éphémères d'espèces variées. L'enrichissement permanent en sels

nutritifs provenant du bassin versant et des sédiments, suite à une fréquence élevée des épisodes de mélange des eaux (Dokulil et al., 2000), et la faible profondeur d'un plan d'eau, favoriseraient le maintien de son peuplement dans cet état relativement immature.

### Conclusions

Les analyses physicochimiques de l'eau basées sur un échantillonnage intensif réalisé pendant un cycle annuel, et l'étude dans le même temps du peuplement phytoplanctonique, ont permis de déterminer l'état de santé du lac Municipal de Yaoundé. Ce plan d'eau est engagé dans un processus d'eutrophisation accélérée qui l'a conduit au stade actuel d'hypereutrophe. Le déséquilibre de l'écosystème provient d'un apport continu de nutriments contenus dans les rejets domestiques non traités. L'approvisionnement permanent du milieu en éléments nutritifs est à l'origine de l'instabilité des populations phytoplanctoniques. De plus, le grand développement des Euglénacées, qui dominent tant par le nombre des espèces inféodées au milieu que par leur biomasse, l'étendue des secteurs du lac envahis par les macrophytes, sont des signes du stade avancé de la dégradation fonctionnelle de l'écosystème. Ce dysfonctionnement préfigure la mort du lac à brève échéance et appelle la mise en oeuvre de toute urgence d'un programme de restauration du milieu. La nécessité de la préservation de ce plan d'eau implique le contrôle et la gestion de la pollution de ses eaux. Deux principales actions seront à mener à cet effet. La première action consistera en la réhabilitation de la station d'épuration des eaux usées du lotissement de Grand Messa, afin que les eaux du Mingoa ne constituent plus une menace pour la santé publique et l'environnement. La seconde action résidera dans le dégrillage des eaux du Mingoa avant leur entrée dans le lac, afin de réduire le processus de sédimentation lié à la présence de nombreux déchets et matériaux solides dans le tributaire.

### REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient MM Jacques Bonvallet et Michel Molinier, Représentants de l'ORSTOM-IRD au Cameroun lors de la réalisation de cette étude, pour l'appui logistique que ces derniers leur ont apporté.

### REFERENCES

- Bourrelly, P., 1990. Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Boubée et Cie, Paris,; 572 p.
- Burton, T., 1997. Le plus grand lac du Mexique peut-il être sauvé ? *Ecodécision*, 23: 68 – 71.

- Dokulil, M., Chen, W. and Cai, Q., 2000. Anthropogenic impacts to large lakes in China: the Tai Hu example. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 81 – 94.
- Guildford, S.J., Bootsma, H.A., Fee, E.J., Hecky, R.E. and Patterson, G., 2000. Phytoplankton nutrient status and mean water column irradiance in lakes Malawi and Superior. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 35 – 45.
- Lacaze, J-C., 1996. L'eutrophisation des eaux marines et continentales. Ellipses, Paris, 191 p.
- Lund, J.W.G., Kipling, C. and Lecren, E.D., 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, 11: 143 – 170.
- Margalef, R., 1960. Valeur indicatrice de la composition des pigments du phytoplancton sur la productivité, composition taxonomique et propriétés dynamiques des populations. *Rapp. Comm. Int. Medit.*, 15: 277 – 281.
- Mortimer, C.H.C., 1956. The oxygen content of air saturated freshwater and aids in calculating percentage saturation. *Mitt. Int. Ver. Theor. Ang. Limnol.*, 6: 1 – 20.
- Moss, B., 1998. *Ecology of freshwater: Man and medium, past to future*. Oxford: Blackwell Science, 557 p.
- Njiné, T., Monkiédjé, A., Nola, M. and Sikati, F.V., 2001. Évaluation de la charge polluante et de la charge bactérienne des rejets des stations d'épuration à boues activées à Yaoundé (Cameroun). *Cahiers Santé*, 11: 79 – 84.
- O.C.D.E.(Organisation en Coopération pour le Développement Economique), 1982. *Eutrophication of waters: Monitoring, Assessment and Control*, Environment Directorate, Paris, 154 p.
- Reynolds, C.S., Reynolds, S.N., Munawar, I.F. and Munawar, M., 2000. The regulation of phytoplankton population dynamics in the world's largest lakes. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 1 – 21.
- Scor-Unesco, 1966. *Determination of photosynthetic pigments in sea water*. Unesco, Paris, 69 p.
- Tazi, O., Fahde, A. and El Younoussi, S., 2001. Impact de la pollution sur l'unique réseau hydrographique de Casablanca, Maroc. *Sécheresse*, 12: 129 – 134.
- Utermöhl H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. - *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9, 1 – 38.
- Vazquez, G. and Favila, M.E., 1998. Status of the health conditions of subtropical Atezea lake. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1: 245 – 255.
- Wetzel, R.G. and Likens, G.E., 1995. *Limnological analysis*. Springer-Verlag, New York, 119 p.
- Zohary, T., Pais-Madeira, A.M., Robarts, R. and Hambright, K.D., 1996. Interannual phytoplankton dynamics of a hypertrophic african lake. *Arch Hydrobiol*, 136: 105 – 126