

Article

"Analytical and statistical study of a lake system under various processes of eutrophication"

B. Parinet, A. Lhôte, B. Legube et M. A. Gbongue

Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 13, n° 3, 2000, p. 237-267.

Pour citer cet article, utiliser l'information suivante :

URI: <http://id.erudit.org/iderudit/705393ar>

DOI: 10.7202/705393ar

Note : les règles d'écriture des références bibliographiques peuvent varier selon les différents domaines du savoir.

Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter à l'URI <https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/>

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche. Érudit offre des services d'édition numérique de documents scientifiques depuis 1998.

Pour communiquer avec les responsables d'Érudit : info@erudit.org

Étude analytique et statistique d'un système lacustre soumis à divers processus d'eutrophisation

Analytical and statistical study of a lake system under various processes of eutrophication

B. PARINET ^{*1}, A. LHOTE ^{1,2}, B. LEGUBE ¹, M.A. GBONGUE ²

Reçu le 21 juin 1999, accepté le 19 juillet 2000**.

SUMMARY

One of the problems water managers and researchers have had to deal with for a long time is that of identifying the symptoms of eutrophication, with all its multiple facets. The search for a simplified model of this complex process does not seem, so far, to have attained this objective.

In order to identify and classify the various trophic states of waters (lakes or rivers), two main types of trophic indicators have been and are still being used, those belonging to the biocenosis (biological factors) and those belonging to the biotope (physical-chemical factors).

The aim of the biological approach to eutrophication is to measure its impact on the environment's biodiversity. Thus, several classification indices have been drawn up, for example: the Biotic Index, which is one of the oldest; the General Quality Biological Index, which has been improved to become the Normalised Global Biological Index (NGBI) method; and more recently the Trophic Diatom Index. Working with such indices requires quite complex analyses since it is necessary to identify the local fauna and flora. Furthermore, these indices only apply to rivers, not to lentic environments.

For the physical-chemical approach, the aim is to quantify the trophic state of an aquatic environment by measuring a number of physical-chemical parameters. This approach is easier to implement and the results provided are those currently used by water managers.

It is obvious that the two approaches are linked, since the biodiversity of an aquatic environment is conditioned by the physical-chemical quality of its

1. Laboratoire de chimie de l'eau et de l'environnement, ESIP, 40 avenue du Recteur Pineau, Poitiers, France.

2. Laboratoire de chimie analytique INP, BP 1093 Yamoussoukro, Côte d'Ivoire.

* Correspondance. E-mail : bernard.parinet@esip.univ-poitiers.fr

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 31 octobre 2001.

water. However, the study of the eutrophication process in surface waters faces two main difficulties, which are inherent in the very nature of the system and the phenomena under study:

(i) Since aquatic systems naturally differ one from the other, it is obviously difficult if not impossible to establish a reference state to determine the trophic level of a water with absolute accuracy.

(ii) The second difficulty lies in the choice that must be made among the analytical parameters, to select those that are the most appropriate to describe the phenomenon. Although it is currently admitted that the nitrogen, phosphorus and phytoplankton parameters, among others, cannot be ignored, their intrinsic values are not sufficient to completely describe the process of eutrophication. Indeed, the values of most of these parameters are linked both to the causes and the effects of eutrophication, and as a consequence they cannot be interpreted unambiguously. The same restriction applies to correlations that are established between these parameters and the plant biomass. Because of the originality of the lake system with which we are dealing, the present study offers the opportunity to better understand the reasons for both these problems.

The ten lakes we have studied (number 1 to 10) present the rare advantage of being supplied by the same streams, running across a restricted geographical zone that is geologically and climatically similar. However, the trophic characteristics of these waters have been altered by their passage through different agricultural and urban zones. Thus, lakes 1 to 4 are located in an area of low urban density and are colonised by phytoplankton, the density of which decreases from Lake 1 to Lake 4; macrophytes are not present in these lakes.

Lake 5, located in the centre of the town, receives domestic waste water. This lake was, over a long period of time, entirely covered with water hyacinths (*Eichhornia crassipes*), very invasive floating macrophytes, and with lotuses (*Nelumbo nucifera*) and rooted macrophytes. During the study period, following the manual removal of the macrophytes in July 1995, the water was strongly colonised by algae, as can be seen from the high concentration of chlorophyll-a, close to 200 µg/l.

Lake 6 presents a similar situation; it was almost entirely covered by *Eichhornia crassipes* until July 1997, and was then manually cleared. As the elimination of the water hyacinths profoundly modified the characteristics of this lake, we will show the two periods of time separately.

Lake 7 receives the waste water from a densely populated area. After being cleared in July 1997 of a thick layer of various plants that had covered it for several years, the lake was invaded by water lettuce (*Pistia stratiotes*), a floating macrophyte, which has dominated the lake since December 1997.

Finally lakes 9 and 10 are almost completely covered by lotuses (*Nelumbo nucifera*), which are rooted macrophytes, along with a few *Pistia stratiotes*, while Lake 8 is periodically colonised by water lilies (*Nymphaea lotus*) and algae.

To follow changes in the water quality of the 10 lakes studied, 21 sampling stations were chosen, usually at the entrance and exit of each lake. The mean values for the physical-chemical parameters for any lake gave a reasonable representation of the lake water under study. Sample collection in the ten lakes lasted two hours (between 8 and 10 a.m.). The sample collection, and the analysis of the 19 physical-chemical parameters taken into account, was carried out between April 1996 and April 1998 (twice a month in the rainy season and once a month otherwise), which represented about 15 000 measurements. At each location, a litre of water was taken, 50 cm below the surface, with a polyethylene bottle fixed on a 5 m bamboo pole. Portions of 250 ml were then transferred into a brown glass bottle, for later analysis of chlorophyll. After the *in-situ* analyses, the bottles were kept in the dark in a cooler.

Because of the unique sampling situation, it might have been anticipated that the comparison of the different trophic states on the basis of the physical-chemical variables would be possible, but this was not the case. On the contrary, this study tended to show that the physical-chemical characteristics of these waters are as much influenced by the feedback effect of eutrophication as by the external factors, so that the contribution of each of the variables to the various types of eutrophication cannot be clearly determined. This is particularly true in the case of parameters characteristic of nutrients or those reflecting the water response.

Although it may appear trivial, this "feedback action" can naturally be generalised to all lake systems, in temperate or tropical climates, whatever the kind of biomass that colonises them. The trophic level of these waters must therefore be evaluated on the basis of new criteria, which will take into account all the relations that link the various parameters.

Key words: *water quality, tropical lakes, eutrophication, physico-chemical variables, trophical levels.*

RÉSUMÉ

L'étude des phénomènes d'eutrophisation se heurte essentiellement à deux difficultés qui sont inhérentes d'une part, à la diversité spatio-temporelle des eaux superficielles, et d'autre part, à l'action qu'exercent en retour les phénomènes d'eutrophisation sur ces eaux.

- La diversité spatio-temporelle des systèmes aquatiques s'accompagne d'une diversité des phénomènes d'eutrophisation qui en sont le siège et a pour conséquence de rendre difficile sinon impossible l'établissement de critères de comparaisons entre les différents systèmes aquatiques. Dans ces conditions il est peu aisé de faire le choix objectif d'un état de référence universel qui seul permettrait de déterminer de manière absolue le niveau trophique d'une eau.

- La deuxième difficulté, et sans doute la plus grande, est liée à l'action qu'exercent les phénomènes d'eutrophisation sur les variables analytiques du système. Cette action a pour conséquence de rendre les valeurs intrinsèques de ces variables impropres à l'étude de ces phénomènes et de leur évolution. Ces variables étant liées simultanément aux causes et aux conséquences des diverses manifestations des phénomènes d'eutrophisation.

Les 10 lacs que nous avons étudié ici, présentent l'avantage peu courant d'être alimentés par les mêmes eaux traversant une zone géographique restreinte et par conséquent géologique et climatique identique. Ils sont soumis à l'influence d'activités agricoles ou urbaines différentes mais bien identifiées, entraînant pour ces eaux des caractéristiques trophiques différentes. Dans un tel cas, il aurait pu sembler *a priori* possible d'établir une classification des différents états trophiques des lacs. Cependant, même dans une situation aussi idéale, et essentiellement à cause des deux difficultés mentionnées précédemment, nous tentons de montrer ici qu'il n'en est rien. Cela amène les commentaires d'ordre général suivants :

- si pour le système lacustre étudié ici, probablement parmi les plus idéaux, il est difficile à partir des critères généralement retenus dans la plupart des études, (nutriments azotés, phosphorés, chlorophylle, oxygène dissous, etc.) d'établir un classement trophique, il semble *a fortiori* peu probable que cela puisse être réalisé sur des systèmes moins idéaux ;

- la littérature actuelle fait clairement apparaître ce problème majeur. Cependant pour y remédier, elle propose généralement de faire le choix d'autres indicateurs physicochimiques ou même biologiques qui, pour les mêmes raisons, semblent également voués à l'échec.

En conclusion de cette étude, nous proposons donc d'abandonner de tels indicateurs liés au milieu et de choisir de nouveaux critères qui prendraient en compte les perturbations apportées par le phénomène aux interactions liant les variables analytiques : les différents états trophiques d'une eau étant probablement mieux caractérisés par les différents états des relations liants les variables analytiques que par les valeurs intrinsèques de ces variables.

Mots clés : *qualité des eaux, eutrophisation, lacs tropicaux, variables physicochimiques, niveaux trophiques.*

1 - INTRODUCTION

L'un des problèmes posés depuis longtemps aux gestionnaires de l'eau ainsi qu'aux chercheurs a consisté à identifier les symptômes de cette pathologie multiforme des milieux aquatiques qu'est l'eutrophisation. La recherche de modèles simplifiés de ces processus complexes a fait l'objet de nombreuses études (OCDE, 1982), mais n'a, semble-t-il jusqu'à présent, pas permis de répondre complètement à ces objectifs.

En effet, si la plupart des études se sont attachées à mettre en évidence le rôle des nutriments dans la genèse des processus conduisant à l'eutrophisation (BENNETON, 1984 ; HENRY *et al.*, 1985 ; CLOOT et ROS, 1996 ; etc.), elles se sont heurtées à la difficulté d'utiliser les valeurs analytiques de ces grandeurs comme critères caractéristiques des symptômes de cette pathologie tant dans sa nature que dans son étendue. En d'autres termes si on peut affirmer que les nutriments azotés phosphorés, les conditions d'ensoleillement et de températures etc. comptent parmi les facteurs initiant, favorisant, voir limitant ces processus, on sait très mal rattacher à une valeur de ces paramètres, un niveau trophique et prévoir l'évolution d'une eau.

Pour classifier les différents états trophiques des eaux, il est apparu dès au départ indispensable de disposer d'indicateurs fiables. Deux principaux types d'indicateurs d'états trophiques ont été et sont actuellement utilisés (PESSON, 1980) : ceux appartenant à la biocénose (facteurs biologiques) et ceux appartenant au biotope (facteurs physicochimiques).

L'approche biologique de l'eutrophisation cherche à mesurer l'impact de ce phénomène sur la bio-diversité du milieu. Dans ce but, plusieurs indices de classement ont été élaborés, comme l'Indice Biotique, qui est l'un des plus anciens (WOODIVISS, 1964), l'Indice Biologique de Qualité Générale (VERNEAUX, 1982), ou plus récemment le "Trophic Diatom Index" (KELLY, 1998). On peut également citer l'utilisation d'autres index comme ceux utilisant les macrophytes (HOLMES, 1996).

La détermination de ces indices demande la réalisation d'analyses souvent lourdes, puisqu'il est nécessaire d'identifier les espèces végétales ou animales présentes. Ce type de classification peut en revanche sembler nécessaire pour une étude écologique d'un milieu, ou pour en évaluer les ressources halieutiques.

L'approche physicochimique de l'eutrophisation, quant à elle, cherche à quantifier l'état trophique d'un milieu par la mesure d'un certain nombre de

paramètres physicochimiques (RYDING et RAAST, 1994). Elle est plus facile à mettre en œuvre, et les résultats qu'elle fournit sont actuellement ceux retenus par le gestionnaire de l'eau.

Il est bien évident que les deux approches sont, à quelques différences près interdépendantes, puisque la bio-diversité d'un milieu aquatique est en partie conditionnée par la qualité physicochimique de ses eaux (STAMBUCK-GILJANOVIC, 1999). La capacité indicatrice des organismes ayant toutefois, par rapport aux méthodes physicochimiques, l'avantage de présenter en plus une capacité intégrative. C'est-à-dire qu'une perturbation qui ne serait visible que périodiquement apparaîtrait visible par le suivi des indicateurs biologiques et probablement invisible par le suivi des paramètres physicochimiques à moins que ceux-ci et de manière fortuite, soient mesurés au bon moment.

Cependant, la classification des différents états trophiques ou des potentiels trophiques de la plupart des eaux, réalisée à partir de ces deux méthodes et plus particulièrement à partir de la mesure de quelques paramètres physicochimiques (azote, phosphore, oxygène dissous, chlorophylle-a, profondeur du disque de Secchi), ne décrit pas de manière satisfaisante la réalité du plan d'eau (MOSS, 1998).

La raison simple, en est que ces valeurs, même si elles procèdent de moyennes annuelles ou d'écartes annuels maxima-minima, caractérisent un système en évolution, pour lequel il existe rarement un état de référence. De plus, l'évolution de ce système n'est pas nécessairement à sens unique sur une période donnée, ce qui pose le problème de la relation liant le niveau trophique au potentiel trophique d'une eau. Il convient d'ajouter à cela que les valeurs de ces paramètres sont de plus, autant liées aux causes de l'eutrophisation qu'à ses effets. Cette constatation bien que généralement admise et importante, semble pourtant ne pas être réellement prise en compte dans les études récentes. Les nombreux modèles, même les plus sophistiqués (THEBAULT, 1999) utilisés pour estimer l'impact des apports en nutriments sur la production de biomasse n'échappent pas non plus à cette remarque. S'ils tentent de prendre en compte, par l'intermédiaire de sous modèles les facteurs contrôlant les apports de nutriments ainsi que ceux contrôlant le développement de la biomasse, ils ne peuvent intégrer, le rôle du développement de la biomasse sur le bilan des apports de nutriments. Or ce rôle n'est que rarement négligeable. Un exemple simple parmi les plus connus peut servir à illustrer cela. En effet, il est généralement admis que le pH, le taux d'oxygène dissous (donc le potentiel rédox et bien d'autres paramètres physicochimiques) sont très largement dépendant du développement de la biomasse. Cependant, selon les valeurs prises par ces paramètres, les phénomènes de précipitation ou de relargage du phosphore dans le milieu seront plus ou moins importants. Il s'en suit que cette contribution au bilan des apports ne pourra être prise en compte qu'en prenant au préalable en compte le développement de la biomasse qui fait lui même l'objet de la modélisation. D'où l'impasse de ce type d'approche.

L'étude présentée ici, a essentiellement pour objectif de mettre en évidence cet aspect du problème et de montrer qu'il est peu correct d'en faire l'impasse.

Pour cela, nous appuyant sur un système lacustre original, nous allons tenter de montrer que si l'analyse spatio-temporelle des variables analytiques les plus caractéristiques (nutriments azotés ou phosphorés, oxygène dissous, chlorophylle-a, etc.), ne peut permettre d'appréhender pour ce système la

notion de niveaux trophiques, il sera *a fortiori* peu probable que cela puisse être réalisé sur tout autre système.

La littérature actuelle fait clairement apparaître ce problème majeur que ce soit pour les plans d'eau (CARLSON, 1991) ou les cours d'eau (DODDS *et al.*, 1998). Pour tenter d'y remédier, la plupart des études s'attachent donc à trouver d'autres indicateurs d'états trophiques.

Cependant pour les raisons invoquées précédemment, et particulièrement à cause de « l'effet en retour », la recherche d'autres indicateurs physicochimiques ou biologiques liés au système semble elle aussi vouée à l'échec.

Nous nous sommes donc principalement attachés ici, parce que le système étudié le permettait, à mettre en évidence de manière simple, l'effet au premier degré de cette contrainte sur chaque paramètre.

Il ressort de cela que, l'ensemble des équilibres physicochimiques et biologiques des systèmes aquatiques en cours d'eutrophisation seront déplacés lors de l'apparition du phénomène. Le développement de végétaux aquatiques, espèces vivantes, engendre dans le milieu un état de non équilibre impliquant pour les variables caractéristiques du système (dont les variables analytiques) une variation dont le sens sera à notre avis un meilleur critère de l'état vers lequel tend le système, donc un meilleur critère de l'état trophique.

De manière tout à fait générale, l'intérêt de ce travail sera donc d'attirer l'attention du lecteur sur le fait que ce qui a pu être constaté sur le système certes limité de notre étude, se produit nécessairement à des échelles variables dans tout autre système aquatique et qu'il est par conséquent important d'œuvrer à la recherche de moyens plus appropriés pour prendre en compte ce phénomène.

2 – CADRE EXPÉRIMENTAL

2.1 Localisation du site étudié

La ville de Yamoussoukro est située dans le centre de la Côte d'Ivoire, à 250 km au nord-ouest d'Abidjan, et à environ 6° 5' de latitude Nord.

Elle est dotée d'un ensemble de lacs artificiels aménagés sur deux cours d'eau, qui communiquent entre eux selon le schéma suivant (*figure 1*). Dix d'entre eux ont fait l'objet de cette étude, et ont été numérotés de 1 à 10.

Ce système lacustre présente un intérêt particulier pour mener des études comparatives. Ces lacs étant alimentés par une même eau se contaminent en cascade et sont le siège d'apports exogènes variables suivant leur situation.

Ainsi, la branche des lacs 1 à 4 reçoit des rejets urbains croissants. Toutefois on peut considérer que les lacs 1 et 2 situés en zone rurale ne reçoivent pratiquement ni des rejets urbains ni même des rejets agricoles. La branche des lacs 10, 9 et 8 est davantage soumise aux rejets urbains que la branche précédente et ce, de manière croissante.

Le lac 5 situé dans le centre ville recevant à la fois les eaux des deux branches précédentes, les eaux très contaminées du lac 7 ainsi que les eaux

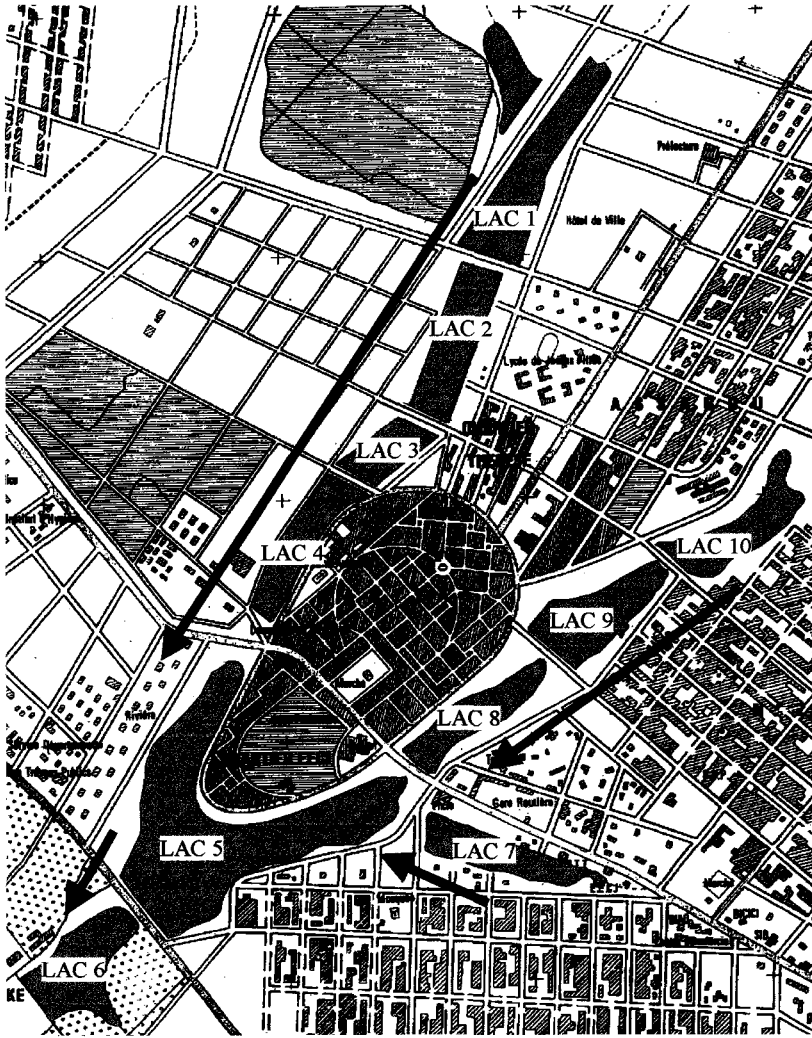


Figure 1 Système lacustre de Yamoussoukro.
Lacustrine system of the city of Yamoussoukro.

usées du centre de l'agglomération de Yamoussoukro. Enfin le lac 6 reçoit l'ensemble de ces eaux.

La superficie moyenne des lacs est de $0,1 \text{ km}^2$, (sauf le lac 5 qui s'étend sur $0,4 \text{ km}^2$), et leur profondeur est inférieure à 3 m en général. La superficie cumulée des bassins versants est donnée dans le *tableau 1*.

Contexte géologique

Le substratum rocheux du terrain expérimental est constitué principalement par des granitoïdes alcalins. Ce socle est recouvert par des altérites, riches en oxydes de fer et d'aluminium (LEBLOND, 1984).

Tableau 1 Superficie des lacs et des bassins versants.**Table 1** Area of lakes and drainage basins.

N° du lac	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Superficie du lac (km ²)	0,15	0,14	0,08	0,09	0,45	0,10	0,08	0,10	0,10	0,11
Superficie du B.V. (km ²)	7,50	8,75	9,75	10,85	21,85	24	1,45	5,90	4,80	3,80

Climat

Le climat de la région de Yamoussoukro est de type tropical humide de transition. Il est caractérisé par une longue saison sèche (novembre à février) et une saison des pluies ayant deux maxima, l'un en mai, l'autre en septembre. Depuis quelques années cependant, on observe une variabilité assez forte dans la répartition des pluies. La pluviométrie moyenne annuelle est de l'ordre de 1 200 mm.

La température atmosphérique moyenne annuelle est égale à 25,6 °C avec des variations mensuelles généralement inférieures à 3 °C, et des variations journalières de l'ordre de 10 °C.

Système d'assainissement

L'agglomération de Yamoussoukro comprend environ 180 000 habitants. Il n'y a pas de réseau de collecte des eaux usées. Les maisons sont généralement munies de fosses septiques individuelles. Cependant, à cause de la précarité de certaines habitations, une bonne partie des eaux usées se déversent directement dans les lacs, surtout par débordement lors de la saison des pluies.

Description générale de l'état des lacs

Comme nous l'avons indiqué précédemment, la localisation des lacs conditionne leur état trophique. Ainsi, les lacs 1 à 4, situés dans une zone peu urbanisée, sont colonisés de manière croissante par le phytoplancton, dont la densité augmente en descendant du lac 1 au lac 4. On ne note aucune présence de macrophytes.

Les eaux du lac 5, situé au centre ville, reçoivent d'importantes quantités de rejets domestiques. Elles ont longtemps été envahies par des jacinthes d'eau (*Eichhornia crassipes*), macrophytes flottants extrêmement envahissants (BAGNALL, 1978 ; GOPAL, 1987 ; BARD *et al.*, 1991) et des lotus (*Nelumbo nucifera*), macrophytes enracinés. Actuellement, après un arrachage manuel des macrophytes, en juillet 1995, qui était destiné à redonner un aspect plus accueillant au site de Yamoussoukro, ces eaux sont fortement colonisées par les algues, comme en témoigne le taux de chlorophylle-a, proche de 200 µg/L.

La même situation prévaut pour le lac 6, dont la surface est actuellement dégagée, mais qui était entièrement recouvert jusqu'en juillet 1997 par *Eichhornia crassipes*. Comme l'élimination des jacinthes d'eau a profondément modifié les caractéristiques de ce lac, nous présenterons les deux périodes séparé-

ment : la référence 6a est attachée au lac 6 entre le mois d'avril 1996 et le mois de juin 1997, et la référence 6b au lac 6 entre juillet 1997 et avril 1998.

Le lac 7, qui recueille les eaux usées d'un quartier à haute densité de population, est depuis décembre 1997 complètement envahi de laitues d'eau, (*Pistia stratiotes*), macrophytes flottants, après avoir été dégagé en juillet 1997 d'un tapis végétal dense et varié qui le recouvrait depuis plusieurs années. Bien qu'étudiés, les résultats concernant ce lac ne seront pas représentés ici, car ses eaux s'apparentent d'avantage à celles d'un émissaire d'eaux usées qu'à celles d'un lac.

Enfin, les lacs 9 et 10 sont recouverts presque totalement par des lotus (*Nelumbo nucifera*), macrophytes enracinés, avec présence de quelques *Pistia stratiotes*, alors que le lac 8 est envahi périodiquement par des nénuphars (*Nymphaea lotus*) et des algues.

Notons qu'un ramassage manuel des macrophytes est réalisé périodiquement dans certains lacs. Cette action, qui perturbe l'étude du milieu, présente toutefois l'avantage de suivre l'évolution d'une eau débarrassée artificiellement de ses macrophytes, et notamment d'étudier la compétition algues/macrophytes. Le contrôle biologique de la croissance des jacinthes (HARLEY, 1990) est envisagé pour ces lacs dans un proche avenir.

3 - MATÉRIEL ET MÉTHODES

Les données analytiques sont issues de 22 points de prélèvement, répartis sur les 10 lacs, généralement en entrée et en sortie de chaque lac. La campagne de prélèvements et d'analyses des 18 paramètres physicochimiques pris en compte a été réalisée entre les mois de mars 1995 et d'avril 1998, (bimensuelles durant la saison des pluies et mensuelles sinon), ce qui représente environ 15 000 mesures. Ce nombre important de mesures permet d'assurer une bonne fiabilité des résultats.

Les échantillons sont prélevés à 50 cm de profondeur, dans des bouteilles en polyéthylène d'un litre conservées ensuite à l'obscurité, et les analyses de la chlorophylle et des sels nutritifs sont effectuées moins de 6 h après le prélèvement.

Cinq paramètres sont mesurés sur le terrain selon les méthodes normalisées : Température et oxygène dissous, pH, conductivité et potentiel redox. Le matériel portatif utilisé est le suivant : Conductimètre WTW LF 330, pH-mètre WTW pH 90, Oxymètre WTW Oxi 320 avec sonde de température.

Au laboratoire, 250 mL d'échantillon sont filtrés sur filtre en fibre de verre pour la détermination des MES (norme NF T 90-105), et 150 mL sur filtre en acétate de cellulose pour la mesure de la chlorophylle-a (norme T 90-117).

Sur l'eau filtrée, sont déterminés :

- l'absorbance à 254 nm (cuves de 10 mm, spectrophotomètre Kontron UVIKON 810) ;

- les orthophosphates (norme NF T 90-023) ;
- l'ammonium (norme NF T 90-015) ;
- les nitrates (norme ISO 7890-3 : 1988 (F)) ;
- l'indice permanganate (norme NF T 90-050) ;
- quatre métaux (sodium, potassium, calcium et magnésium) par absorption atomique, (matériel Varian SpectrAA-20) selon les méthodes normalisées (NF T90-020 et T-90-005).

Sur l'eau non filtrée, sont également mesurés le phosphore total (NF T 90-023), l'indice permanganate, et le titre alcalimétrique complet (TAC).

Les valeurs de certains paramètres physicochimiques, comme la température, le pH et l'oxygène dissous, étant fortement dépendantes de l'heure de prélèvement (TALLING, 1992), ceux-ci ont toujours été réalisés entre 8 h et 10 h du matin. La *figure 2*, donne pour le lac 5 une idée de l'évolution de ces paramètres au cours d'une journée.

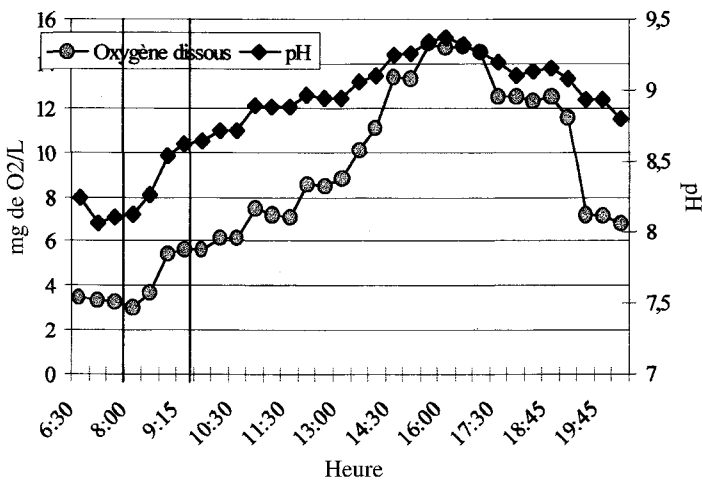


Figure 2 Évolution de l'oxygène dissous et du pH dans le lac 5 durant une journée.

Dissolved oxygen and pH changes into the lake 5 during a day.

En ce qui concerne ce lac, fortement colonisé par les algues à partir de juillet 1995, nous pouvons constater que les valeurs du pH et de l'oxygène dissous sont logiquement fortement dépendants de l'activité photosynthétique des algues (*cf.* Équation de la photosynthèse en milieu aqueux) qui atteint un maximum aux environs de 16 h. Ces grandeurs sont également liées à l'évolution journalière de la température et de l'ensoleillement (non représentée).

Afin de vérifier la cohérence des résultats, la mesure des chlorures et des sulfates a permis de réaliser un bilan ionique lors de certaines campagnes. La balance ionique est chaque fois équilibrée à moins de 10 % près.

4 – RÉSULTATS COMMENTÉS

4.1 Étude de l'évolution des paramètres les plus caractéristiques

Pour mettre en évidence les caractéristiques moyennes propres à chaque lac, nous avons choisi de ne présenter ici que l'évolution spatiale des paramètres les plus significatifs. L'évolution temporelle de ces paramètres, qui intéresse moins cette étude, donnerait davantage une image des influences climatiques et saisonnières et devrait par conséquent intégrer des notions de climatologie, d'hydrologie (temps de séjours, débits) qui n'ont pas toujours été mesurés, mais dont on pourrait donner une valeur moyenne durant cette période. Cependant, dans certains cas, il en a été tenu compte pour expliquer l'influence prépondérante sur certains lacs, des apports extérieurs par drainage et ruissellement. Il est cependant très utile de préciser que pour tous ces lacs, les temps de séjours des eaux sont très variables au cours de l'année. En période sèche, il n'y a aucune communication entre les divers lacs, les débits étant trop faibles alors que durant la saison des pluies les débits varient fortement au gré des orages : les lacs sont alors constamment en communication.

Les données présentées, qui ont été regroupées par lacs, représentent la moyenne des résultats analytiques obtenus durant les deux dernières années de l'étude.

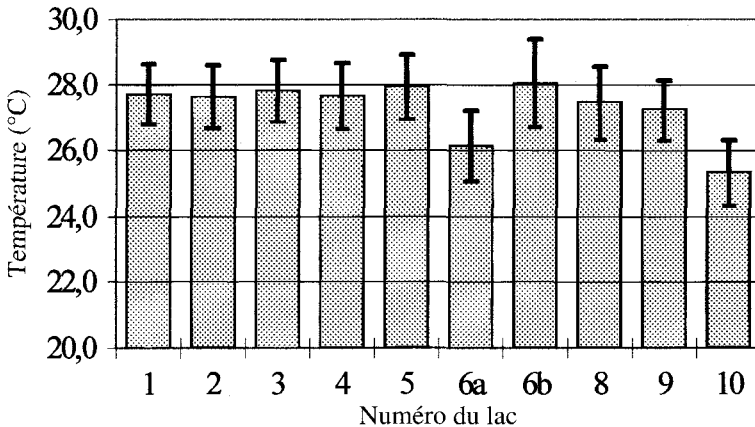


Figure 3 Valeur moyenne et écart-type de la température pour chaque lac.
Average value and standard deviation of temperature for every lake.

Température

Pour chaque lac non envahi par les macrophytes, la moyenne annuelle de la température des eaux est relativement élevée et constante, de l'ordre de 27,5 °C en début de matinée (figure 3). Compte tenu de la faible profondeur des lacs, le gradient de température le long de la colonne d'eau est relativement faible.

Cette valeur élevée de la température, (caractéristique des milieux tropicaux), joue un rôle fondamental sur la cinétique des réactions biologiques et

physicochimiques, ainsi que sur la valeur des constantes d'équilibre de ces réactions (VOGEL et ANGENMANN, 1970)

Associée à une forte luminosité, elle explique l'importante productivité de biomasse tout au long de l'année. Les moyennes annuelles de la concentration en chlorophylle-a dans les lacs les plus eutrophes (et non envahis par les macrophytes) sont ainsi comparables à celles obtenues en milieu tempéré durant la brève période du bloom algal.

De même, la croissance des macrophytes reste importante tout au long de l'année, et conduit à un envahissement irréversible des plans d'eau (pas de destruction par le gel comme en milieu tempéré).

Par ailleurs, la présence des macrophytes se traduit par une nette diminution de la température des eaux qu'ils recouvrent. Ainsi, la température moyenne des lacs 10 (recouvert de lotus) et 6a (recouvert de jacinthes) est inférieure de 2 °C environ à celle des autres lacs, ce qui n'est pas sans influence sur les équilibres physicochimiques et biologiques qui régissent le milieu. Notons qu'après l'élimination des jacinthes du lac 6 (lac 6b), la température rejoint celle des lacs dégagés.

Tableau 2 Coefficients de corrélation de Spearman liant la température aux autres variables pour les lacs non envahis de macrophytes.

Table 2 Spearman Rank Correlation coefficients for temperature and others analytical parameters for non macrophyte's lakes.

Variable	Lac1	Lac 2	Lac 3	Lac4
pH	0,141	0,250	0,305	0,249
Conductivité	0,184	0,692	0,192	0,279
P _{tot} EB	-0,058	0,169	0,286	0,107
MES	-0,125	0,304	0,260	0,384
O ₂	-0,297	-0,263	0,109	-0,170
PO ₄ ³⁻	-0,353	-0,227	-0,272	-0,243
E _H	-0,565	-0,650	-0,677	-0,649
IPEB	0,347	0,462	-0,101	0,298
IPEF	0,404	0,530	0,108	0,199
NH ₄ ⁺	0,256	-0,152	-0,162	-0,27
NO ₃ ⁻	0,531	0,334	0,421	0,393
Chl-a	0,001	0,138	0,396	0,652
Ca ²⁺	0,066	0,283	0,071	0,145
K ⁺	0,455	0,507	0,147	0,451
Na ⁺	0,306	0,416	-0,047	0,132
Mg ²⁺	0,207	0,264	0,177	0,221
Abs254	-0,237	-0,068	-0,223	0,170

Coefficients calculés à partir des moyennes mensuelles durant la période d'étude

(IPEB = indice permanganate de l'eau brute ; IPEF = indice permanganate de l'eau filtrée)

Cette analyse qui paraît triviale de la température met en évidence que le type d'eutrophisation agit directement sur ce paramètre important pour la biologie du système et par conséquent sur tous les autres paramètres. Ce qui paraît moins visible, c'est qu'il n'y a aucune raison, pour que dans les lacs à envahissement phytoplanctonique, le niveau d'eutrophisation n'agisse pas également plus ou moins directement sur la température. Si cette action semble *a priori* faible, elle n'est en réalité ni nulle ni forcément identique pour chaque lac comme en témoigne le *tableau 2* qui donne pour les lacs non envahis de macrophytes les coefficients de corrélation entre la température et les autres variables.

Chlorophylle-a

Le taux de chlorophylle-a est considéré généralement comme un bon indicateur de la biomasse phytoplanctonique, cependant dans de nombreux cas, il peut en aller différemment.

La forte croissance de ce paramètre constatée entre le lac 1 (situé en milieu rural) et le lac 5 (en milieu urbanisé) peut, en grande partie, être expliquée par l'influence croissante des rejets urbains, mais également par l'effet d'accumulation d'un lac à un autre ainsi que par l'effet de stagnation des eaux.

Rappelons que les quatre premiers lacs sont alimentés par la même eau, et que les différences de composition proviennent principalement des rejets domestiques mais aussi des transformations chimiques et biologiques dont ils font l'objet.

Il doit donc être possible sur un tel site, d'établir expérimentalement s'il existe ou non des corrélations entre les apports de nutriments et le développement de la biomasse.

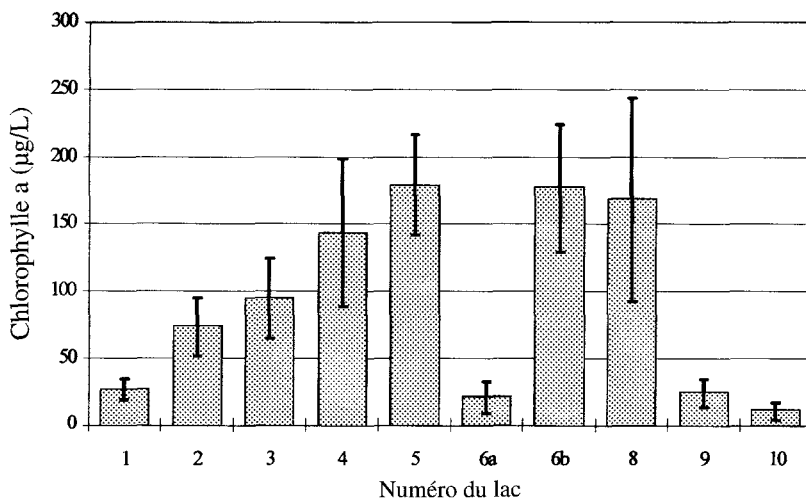


Figure 4 Valeur moyenne et écart type de la concentration en chlorophylle-a pour chaque lac.

Average value and standard deviation for chlorophyll(a) for every lake.

La *figure 4* met en évidence qu'il semble exister pour la branche des lacs 1 à 5 une assez bonne corrélation entre les paramètres chlorophylle-a et Phosphore total de l'eau brute. Cette corrélation n'est en fait qu'apparente et s'explique par le fait que la mesure du phosphore total de l'eau brute, prend en compte comme c'est le cas dans de nombreuses études, le phosphore contenu dans les algues. Si on considère l'eau filtrée (valeurs non communiquées), nous constaterions que la corrélation chlorophylle-phosphore total est en réalité très mauvaise.

Les lacs de l'autre branche (8, 9, 10) ainsi que le lac 6 présentent une mauvaise corrélation, qui s'explique aisément si on prend en compte la présence de macrophytes flottants ou enracinés qui entrent en compétition avec le phytoplancton qui est comme on vient de le voir, l'une des principales sources de phosphore total.

En ce qui concerne l'azote total (ici somme de l'azote nitrique et ammoniacal), il est clair qu'il n'existe pas de corrélation avec la chlorophylle-a quelle que soit la branche de lacs considérée.

Si on compare les lacs 1 et 6a, tous deux très pauvres en chlorophylle-a, il est évident qu'on ne peut pas affirmer pour autant qu'ils sont dans le même état trophique, le lac 6a étant envahi de macrophytes qui empêchent la lumière de pénétrer dans les eaux. La réaction de photosynthèse est de ce fait bloquée, et le phytoplancton ne peut se développer. Il est aussi possible, comme le signalent NAKAI *et al.* (1996) que les macrophytes excrètent des composés algucides.

Il apparaît clairement, au vu de ces résultats, que les états trophiques de ces lacs sont des états multiformes, et qu'il convient de séparer ceux avec développement de macrophytes de ceux avec développement d'algues. Chaque état pris séparément est lui-même multiforme, comme le montreront d'autres résultats.

Par ailleurs, les résultats du lac 6b montrent qu'une fois les jacinthes d'eau retirées, le taux de chlorophylle-a connaît une croissance rapide, pour rejoindre le niveau du lac 5, délagé.

Le lac 8 présente des concentrations en chlorophylle-a fortement variables (comme l'indique l'écart type) à cause d'un bloom algal survenu au cours de l'étude, très probablement dû à la présence de cultures maraîchère fertilisées sur les berges.

Compte tenu de l'aspect multiforme de la biomasse, le paramètre chlorophylle-a ne peut constituer à lui seul un bon indicateur du niveau trophique de l'ensemble des lacs. Il en est un relativement bon pour les lacs 1 à 4.

Phosphates

Il est communément admis que la concentration en phosphore dans les eaux joue un rôle déterminant sur le développement des végétaux aquatiques, et que cet élément est dans la majorité des cas le facteur limitant du processus d'eutrophisation (VOLLENWEIDER, 1980). C'est principalement sous forme de phosphates que les végétaux absorbent le phosphore, bien qu'ils puissent mobiliser aussi une fraction souvent indéterminée du phosphore total (MARTIN, 1987). La moyenne de la concentration en phosphate est représentée par la *figure 7*.

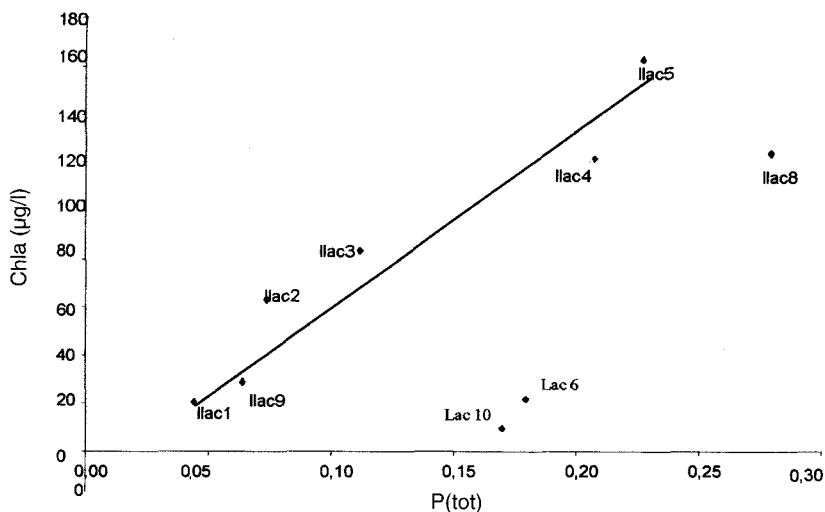


Figure 5 Étude de la corrélation entre chlorophylle-a et phosphore total pour l'eau brute.
Attempt of relationship between chlorophyll(a) and total phosphorus for raw water.

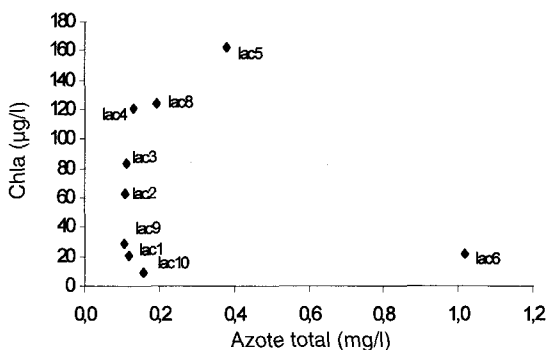


Figure 6 Étude de la corrélation entre chlorophylle-a et azote total pour l'eau brute.
Attempt of relationship between chlorophyll(a) and total nitrogen for raw water.

Les assez faibles valeurs de ce paramètre, ainsi que sa variabilité importante avec les apports extérieurs conduisent à des écarts types élevés.

L'analyse de cette figure montre à l'évidence que la seule donnée de la concentration en phosphates est ici insuffisante pour caractériser complètement l'état trophique d'un plan d'eau.

En tout état de cause, le taux de phosphates n'est pas lié à la concentration en chlorophylle-a, comme le montrent les résultats des lacs 3 et 5. Ainsi, le lac 5 dont la concentration en chlorophylle-a est deux fois supérieure à celle du lac 3, a un taux de phosphates identique à ce dernier.

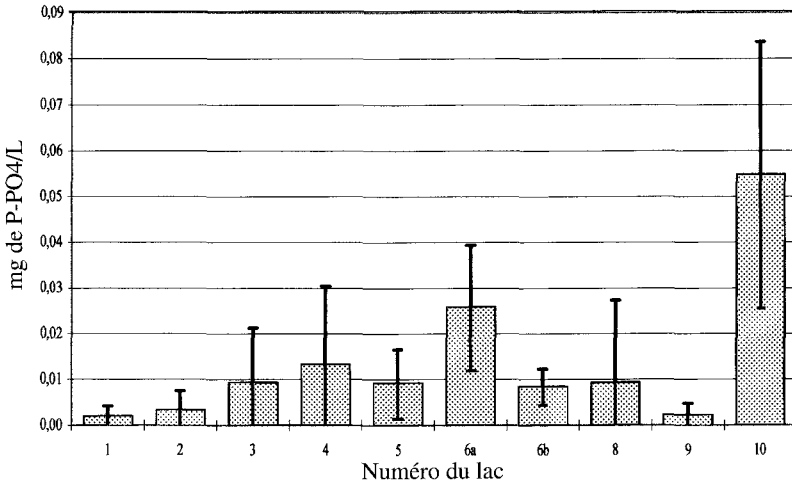


Figure 7 Valeur moyenne et écart type de la concentration en orthophosphates pour chaque lac.

Average value and standard deviation of orthophosphates for every lake.

En revanche, il semblerait que le taux de phosphates de ce système lacustre, comme sûrement de bien d'autres, dépende en partie de la nature de la biomasse.

En effet, les concentrations en phosphates les plus élevées sont celles des lacs envahis par des macrophytes flottants (lacs 6a et 10). Le lac 6a est recouvert de jacinthes d'eau, et le lac 10 est en partie recouvert par des *Pistia stratiotes* associées à des lotus, enracinés dans les sédiments.

Parmi les raisons pouvant justifier ces concentrations plus élevées, mentionnons tout d'abord la présence de macrophytes en décomposition dans ces lacs, qui enrichissent le milieu en phosphates par une minéralisation du phosphore précédemment sous forme organique.

De plus, la présence des macrophytes à la surface de l'eau, en constituant un écran pour l'oxygène de l'air, rend le milieu réducteur. Ainsi, le potentiel redox mesuré dans les lacs 6a et 10 est d'environ 150 mV/ENH, alors qu'il est de 350 mV dans les autres lacs (cf. figure 11). Or, il est bien connu qu'un milieu réducteur entraîne une solubilisation des phosphates minéraux accumulés dans les sédiments par un phénomène de décomplexation. La limite généralement indiquée pour ce phénomène correspond à un potentiel redox inférieur à 200 mV (RYDING et RAST, 1994). C'est très probablement le cas dans les deux lacs considérés.

Les lacs à forte biomasse phytoplanctonique sont caractérisés quant à eux par un niveau de phosphates généralement plus faible.

Une faible valeur de la concentration en phosphate peut donc être mesurée tant dans un lac mésotrophe (peu d'apports de phosphore) que dans un lac hypereutrophe (forte quantité de biomasse ayant consommé le phosphate disponible).

Phosphore total

La mesure du phosphore total, réalisée sur l'eau brute après minéralisation, intègre la quantité de phosphore contenue dans le phytoplancton et les autres organismes aquatiques, et semble de prime abord refléter assez bien, comme nous l'avons déjà signalé, l'état trophique du milieu dans le cas d'un envahissement par le phytoplancton. Cependant, dans le cas d'un envahissement par les macrophytes, la valeur de la concentration en phosphore total ne prend pas en compte ou très faiblement (cas de macrophytes en état de décomposition) le phosphore contenu dans les végétaux aquatiques macroscopiques comme le suggèrent les valeurs des concentrations en phosphore mesurées dans le lac 6 avant et après arrachage des jacinthes.

Pour les cinq premiers lacs, l'allure de la *figure 8* est semblable à celle représentant l'évolution de la chlorophylle-*a* (*figure 4*). Cela confirme pour ces lacs, comme l'a montré également la *figure 5*, le lien existant entre le phosphore total et la présence de phytoplancton (tous deux semble t-il également liés ici aux apports extérieurs croissants du lac 1 au lac 5).

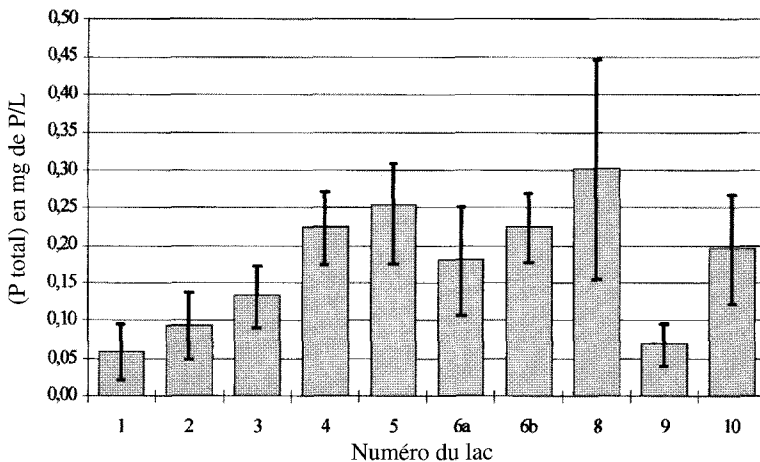


Figure 8 Valeur moyenne et écart type de la concentration en phosphore total pour chaque lac.

Average value and standard deviation of total phosphorus for every lake.

(La forte dispersion des valeurs dans le lac 8 est due, comme il a été mentionné précédemment, à l'apparition d'un bloom algal).

En l'absence plus ou moins marquée de phytoplancton (cas des lacs à macrophytes 6a, 9 et 10), cette constatation ne correspond plus à la situation des lacs et le phosphore total ne semble plus pouvoir être utilisé comme critère trophique.

Pour réaliser une analyse plus fine du paramètre phosphore total, il faudrait également prendre en compte le fait qu'une part non négligeable du phosphore total provient du relargage par les sédiments. Or, la présence de macrophytes, enracinés ou flottants, accélère d'une part la sédimentation dans le milieu et

peut d'autre part par son action sur le pH et l'oxygène dissous modifier quantitativement et qualitativement les phénomènes de relargage. Cette constatation vaut en sens inverse pour les lacs à envahissement phytoplanctonique. (augmentation du pH)

En résumé, nous constatons dans ce système lacustre, que selon le type et le niveau d'eutrophisation dont chaque lac est le siège, la valeur mesurée de la concentration en phosphore total dans l'eau brute, peut dépendre indépendamment ou simultanément des apports extérieurs, du phosphore contenu dans les algues, du phosphore des macrophytes en décomposition, des phénomènes de relargage par les sédiments, de la consommation par la biomasse et des phénomènes de précipitations, etc. Il est donc difficile d'attribuer à ce paramètre une image représentative de l'état trophique potentiel ou réel des lacs.

pH

Le paramètre pH dépend de la nature géologique des terrains traversés par les eaux, ainsi que des apports extérieurs et des réactions physicochimiques et biologiques ayant lieu dans le milieu.

Dans cette étude, la nature géologique du milieu étant *quasi* identique pour tous les lacs, seuls les apports extérieurs et les réactions physicochimiques et biologiques pourront expliquer les variations de pH. Il convient toutefois de noter que les réactions physicochimiques et biologiques sont en grande partie induites par les apports extérieurs.

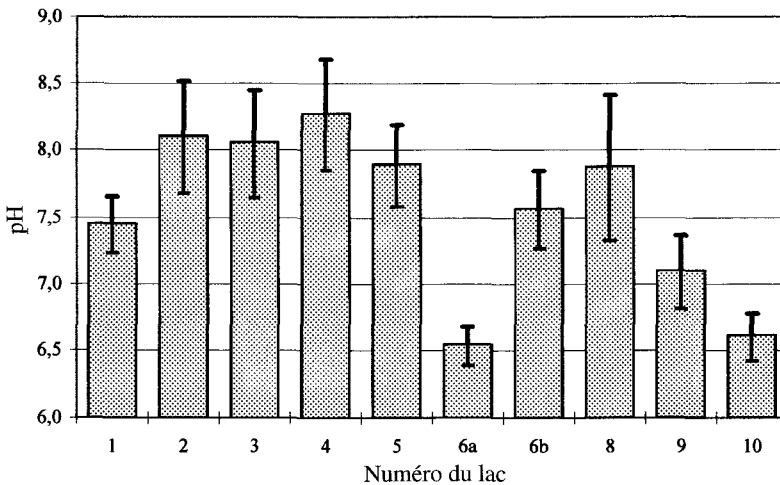


Figure 9 Valeur moyenne et écart type du pH pour chaque lac.
Average value and standard deviation of pH for every lake.

L'examen de la *figure 9* montre que les variations de pH liées aux réactions physicochimiques et biologiques peuvent être importantes. La présence de macrophytes dans les lacs 6a et 10 induit une baisse significative du pH. Remarquons, contrairement à ce qui est généralement admis dans la littérature, que ce n'est pas le pH acide du milieu qui favorise la croissance des

macrophytes, mais bien la présence des macrophytes qui acidifie le milieu (examen des lacs 6a et 6b). Cette remarque peut être confirmée par l'examen des points d'entrée et de sortie de ce lac avant et après arrachage des jacinthes. Les données des points d'entrée et de sortie de chaque lac n'ont pas été communiquées dans cet article, mais ont été mesurées comme précisé dans la partie matériel et méthode. Ainsi, avant arrachage des jacinthes du lac 6, le pH d'entrée était de 7,4 et le pH de sortie de 6,6. Après arrachage, le pH d'entrée était de 7,4 et le pH de sortie de 7,5. Ce qui correspond à une unité de pH de différence. Pour confirmer cela, il est à noter que des essais en laboratoires ont également été réalisés sur différentes eaux dans lesquelles ont été mises en culture des jacinthes. La *figure 10* présente un exemple de résultats obtenus à partir des eaux du lac 1 (naturellement dépourvues de jacinthes) où l'évolution du pH a été suivie après introduction d'un pied de jacinthe de taille moyenne dans 10 litres d'eau de ce lac.

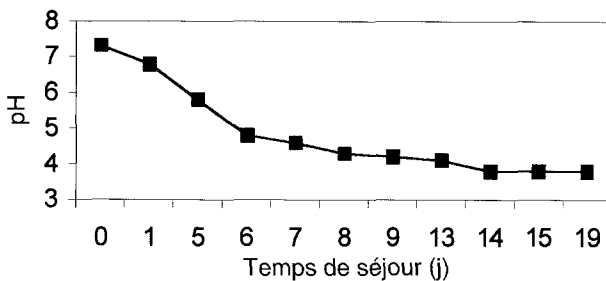


Figure 10 Cinétique d'évolution du pH des eaux du lac 1 en présence de jacinthes.

Change of pH of lake 1 in presence of waterhyacinths (batch experiments).

En fait, il est quasiment acquis que les jacinthes comme d'autres macrophytes (CHAMPIAT et LARPENT, 1988 ; NAKAI *et al.*, 1996) relarguent dans le milieu des acides organiques de type acides humiques, fulviques ou aminés (AGBEKODO, 1994). Des travaux complémentaires seront menés ultérieurement sur ce site pour confirmation, mais la forte variation de pH (7,4 à 4) ne peut être expliquée autrement.

Pour les lacs 4 et 5, les pH relativement plus élevés que pour le lac 1 s'expliquent aisément par la présence de phytoplancton. Ces variations auraient été certainement plus importantes si les mesures avaient été réalisées en milieu d'après midi (voir *figure 2*). Pour le lac 2, en plus du phytoplancton, la nature des berges et du fond (structures bétonnées) pourrait influencer la valeur un peu plus forte qu'attendue du pH (LEGRAND et LEROY, 1995).

En résumé, les fluctuations du pH pour ces lacs dépendent à l'évidence de nombreux facteurs dont en particulier : l'origine des eaux, la nature de la biomasse présente, (phytoplancton : pH élevé, macrophytes : pH faible), les apports extérieurs, la nature des sédiments et bien entendu les autres éléments en solutions dans le milieu.

Réciproquement le pH a une influence sur certains de ces paramètres et en particulier sur les équilibres de coprécipitation du phosphate avec le calcium ou plus probablement ici le fer (milieu latéritique, pH ~ 6,5) (GOMEZ *et al.*, 1999).

Notons cependant que la mobilité du phosphore dans les sédiments dépend à la fois du pH, de l'oxygène dissous et du potentiel redox, et que suivant la nature du complexe formé (avec le calcium ou le fer), ces paramètres n'ont pas la même influence. Le complexe $\text{CaCO}_3\text{-P}$ est davantage affecté par le pH que par les échanges redox, et il est généralement stable pour des faibles valeurs de pH (ce qui est le cas dans le lac 6a, *cf.* figure 9.). La stabilité du complexe formé avec le fer, en revanche, dépend du pH et du potentiel redox. Plus le pH est acide, plus le potentiel limite nécessaire à la réduction du fer (et donc à la décomplexation du phosphate) s'élève. Dans la publication citée précédemment (GOMEZ *et al.*, 1999), les auteurs proposent une limite de - 150 mV à pH 9, - 100 mV à pH 8 et - 50 à + 100 mV à pH 7. Comme le pH du lac 6a est voisin de 6,5, et le potentiel de 150 mV, il est probable qu'avec ces valeurs la décomplexation du phosphore et du fer soit effective. Selon ces processus, une diminution du pH augmente la solubilité des phosphates. Or, le pH des lacs recouverts par les macrophytes est acide, contrairement aux lacs ayant une forte densité alguale (*figure 7*). Ceci peut expliquer en partie les taux plus élevés de phosphates observés dans ces lacs (*figure 5*). Ce phénomène semble davantage visible dans le lac 10 à faible profondeur et envahi de macrophytes enracinés même si par ailleurs, comme le montre la *figure 11*, les macrophytes consomment également et assez rapidement les phosphates disponibles.

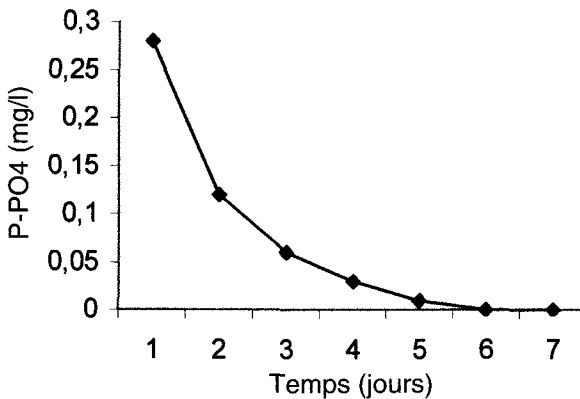


Figure 11 Cinétique de consommation des ions phosphates par les jacinthes dans les eaux du lac 5.

Change of P-PO_4^{3-} in presence of waterhyacinth for lake 5 (batch experiments).

Les valeurs observées sont donc probablement la résultante de ces deux processus auxquels se superposent naturellement les apports extérieurs. Pour les lacs envahis par les algues, le processus de décomplexation ne peut avoir lieu et la consommation des ions phosphates par les algues n'est que graduellement compensée par les apports extérieurs en évoluant du lac 1 au lac 4. Le

lac 5, qui a un pH plus faible que le lac 4 se retrouve avec un taux légèrement plus faible en phosphates. Il semble, malgré la cohérence de ce système lacustre, qu'il faille rester prudent quant à la participation de chacun de ces processus, d'autres processus pouvant également intervenir.

Cette étude, montre encore de manière non équivoque que le milieu agit fortement sur le paramètre pH, lequel agit en retour sur le milieu et en particulier sur les teneurs en phosphore, avec bien évidemment comme conséquence une action sur le développement de la biomasse.

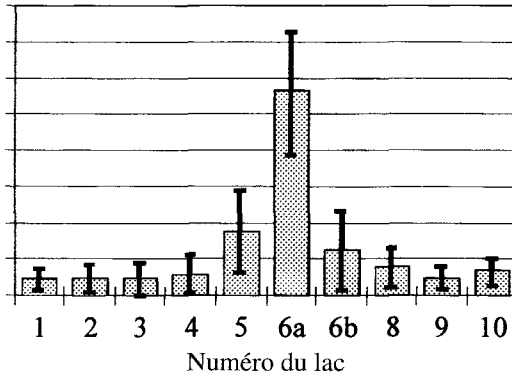


Figure 12 Valeur moyenne et écart type de la concentration en azote ammoniacal pour chaque lac.
Average value and standard deviation of ammonium for every lake.

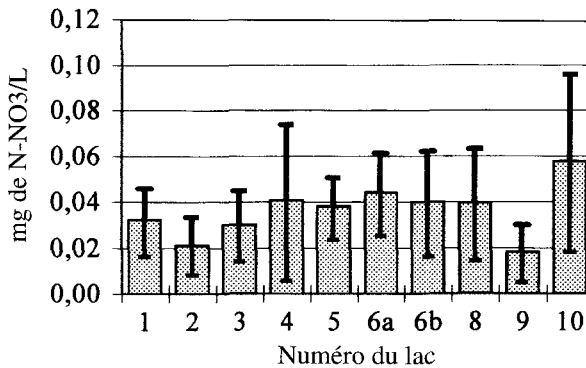


Figure 13 Valeur moyenne et écart type de la concentration en azote nitrique pour chaque lac.
Average value and standard deviation of nitrates for every lake.

Azote

Les deux formes d'azote analysées sont les principales formes biodisponibles. Les résultats dans les deux cas (*figures 12 et 13*) montrent des teneurs

relativement faibles pour ces deux formes, avec un écart type important. En ce qui concerne l'azote ammoniacal, il est tout à fait significatif d'observer la forte teneur dans le lac 6a (en présence de jacinthes d'eau), alors que dans le lac 6b, cette teneur tend à prendre une valeur voisine de celle des autres lacs.

Ce résultat peut s'expliquer relativement facilement, en le rapprochant de la concentration en oxygène dissous (*figure 14*), qui, dans le lac 6a est proche de 1 mg d'oxygène par litre, et varie faiblement au cours d'un cycle journalier. Or, pour de telles teneurs en oxygène, il est admis que la matière organique est détruite par les bactéries anaérobies, qui transforment l'azote organique en azote ammoniacal (LACAZE, 1996). Comme par ailleurs les jacinthes rejettent une biomasse importante par renouvellement de leur système foliaire, elles sont une source potentielle élevée d'azote organique. Notons que les réactions de dégradation doivent se produire au niveau des racines des jacinthes, qui sont des habitats propices au développement de nombreux micro-organismes.

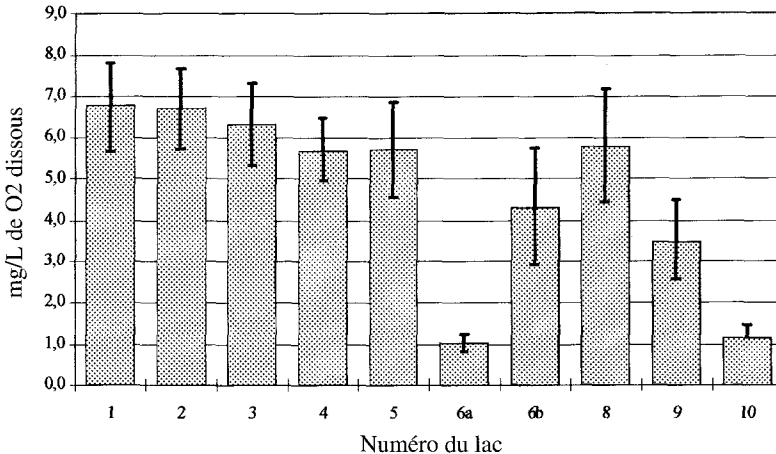


Figure 14 Valeur moyenne et écart type de la concentration en oxygène dissous pour chaque lac.

Average value and standard deviation of dissolved oxygen for every lake.

En revanche, dans les lacs à macrophytes enracinés (exemple du lac 10), il semble que ce type de réaction ne puisse avoir lieu, compte tenu, pour ces lacs, de l'absence des sites racinaires appropriés, mais peut-être et également par suite d'autres phénomènes non encore mis en évidence dans ce type de lacs. Il ne faudrait pas non plus perdre de vue qu'une partie non négligeable de cet azote ammoniacal provient directement des apports extérieurs urbains qui sont beaucoup plus faibles dans le lac 10 que dans le lac 6a. Toutefois, la comparaison du lac 6a avec le lac 5 pour lesquels, la concentration en azote ammoniacal est double dans le lac 6a que dans le lac 5, malgré un environnement urbain voisin, montre que cela ne peut être qu'une explication partielle. Les taux d'azote ammoniacal des lacs 5, 6b et 8, pouvant également s'expliquer par l'environnement urbain de ces lacs.

Pour les nitrates, les taux faibles comparés à ceux des eaux continentales européennes s'expliquent par une absence de fertilisation des sols, et peut être aussi par le fait que la dénitrification bactérienne est favorisée aux températures élevées (TALLING, 1992). Si on compare les taux des lacs 1 à 5 à ceux des autres lacs, on voit que ce paramètre, qui varie peu et est très mal corrélé à la biomasse phytoplanctonique, caractérise assez mal les différents états trophiques de ce système.

Oxygène dissous

Comme nous l'avons signalé précédemment (*figure 2*), la valeur du taux d'oxygène dissous dépend assez fortement de l'heure du prélèvement. Ces fortes variations journalières montrent qu'il faut être prudent avant d'interpréter ce paramètre, et ne comparer que des mesures réalisées à la même heure, ce qui est le cas dans notre étude (prélèvements réalisés entre 8 h et 10 h du matin).

L'observation des *figures 14* et *15* fait clairement ressortir l'influence qu'ont les macrophytes sur la quantité d'oxygène dissous dans les eaux. Dans les lacs envahis, le couvert végétal constitue une barrière pour la dissolution de l'oxygène atmosphérique. De plus, il n'y a pas non plus de production d'oxygène par le phytoplancton, puisque ce dernier ne peut se développer à cause du manque de luminosité. Ces deux facteurs abaissent le taux d'oxygène à 1 mg/L environ.

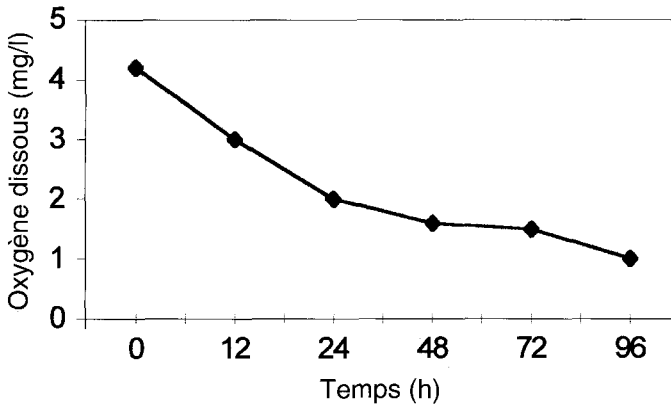


Figure 15 Évolution de l'oxygène dissous des eaux du lac 1 en présence de jacinthes d'eau.

Change of dissolved oxygen in presence of waterhyacinth.

Certains auteurs indiquent qu'une partie de l'oxygène produit par les jacinthes (par photosynthèse) est transférée au niveau de la surface des racines des macrophytes (POLPRAEST et KHATIWADA, 1998). Cependant, ici, à cause de l'envahissement complet du plan d'eau par les jacinthes, cet apport d'oxygène ne compense pas celui qui est consommé par dégradation de la matière organique.

Notons que l'élimination ultérieure des jacinthes a entraîné une augmentation conséquente de l'oxygène (comparaison 6a / 6b).

Pour les quatre premiers lacs, on constate que la concentration en oxygène dissous et celle de la chlorophylle-a varient en sens inverse. Ce résultat, surprenant à première vue, s'explique aisément si l'on tient compte de l'heure de la mesure : en début de matinée, la production d'oxygène par le phytoplancton n'a pas encore compensé sa consommation nocturne dans les lacs à forte biomasse algale. En revanche, en réalisant les mesures en milieu d'après midi, le taux d'oxygène dissous et la chlorophylle-a augmenteraient tous deux du lac 1 au lac 4 (figure 16).

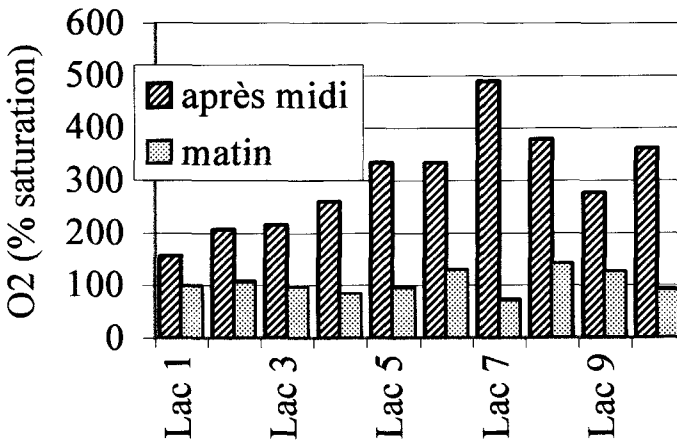


Figure 16 Comparaison de la valeur de l'oxygène dissous dans les lacs entre le matin et l'après-midi.

Comparison of dissolved oxygen values between morning and afternoon.

Potentiel redox

L'examen de la figure 17 fait apparaître une grande similitude avec la figure 14, relative à l'oxygène dissous, ce qui semble normal, l'oxygène étant le principal oxydant du milieu. Par ailleurs, comme il a été mentionné plus haut, les lacs recouverts par les macrophytes ont un potentiel redox faible, et ce milieu réducteur favorise le relargage de nutriments par les sédiments et la formation d'azote ammoniacal.

Absorbance à 254 nm

La valeur de l'absorbance de l'eau filtrée à 254 nm est représentative de la matière organique dissoute dans le milieu (THURMAN, 1985). Elle est également représentative de sa nature et donc dans une certaine mesure de son origine (autochtone ou/et allochtone).

Pour ce système lacustre, la matière organique présente dans chaque lac sera caractéristique, de son environnement et des transformations physicochi-

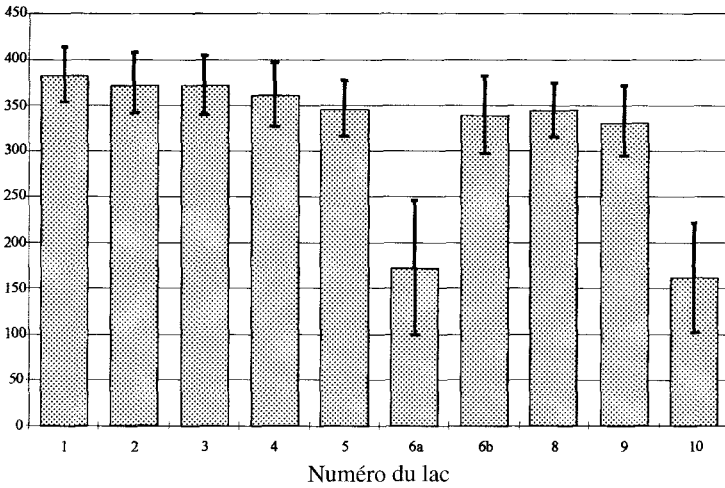


Figure 17 Valeur moyenne et écart type du potentiel redox dans chaque lac.
Average value and standard deviation of redox potential for every lake.

miques et biologiques qui y ont lieu. En particulier la part autochtone sera ici, soit d'origine alguale (THURMAN, 1985 ; CHAMPIAT et LARPENT, 1988) soit d'origine macrophytaire. La part allochtone peut avoir une soit une origine naturelle par décomposition des végétaux, (STEINBERG et MUENSTER, 1985) et apports saisonniers dus aux feux de brousse (CACHIER et DUCRET 1991 ; DELMAS *et al.*, 1991) soit être liée aux apports urbains domestiques.

Les matières organiques dissoutes sont habituellement classées à partir de leur caractéristiques hydrophiles ou hydrophobes. Les substances hydrophiles absorbent moins dans l'uv que les substances hydrophobes. Cette particularité peut être mise à profit pour différencier les eaux. Les matières organiques issues de la production alguale, ont en général un caractère hydrophile assez accentué (sucres aminés) (SPITZY et LEENHEER, 1991), alors qu'il semblerait que la matière organique d'origine macrophytaire soit plus hydrophobe et par conséquent absorbe plus dans l'u.v.

D'un autre point de vue, la matière organique particulaire d'origine végétale, joue un rôle important dans les processus d'eutrophisation puisque sa destruction par les micro-organismes conduit non seulement à de la matière organique dissoute mais également à un enrichissement du milieu en sels nutritifs, et à un appauvrissement en oxygène dissous.

Si les macrophytes produisent de la matière organique, il ne faut pas oublier qu'ils en consomment également lors de processus biologiques ou par précipitation des matières en suspension.

De par leur nature sédimentaire, les apports dus aux feux de brousse, doivent peu participer à l'absorbance uv à 254 nm au moment de leur introduction dans le milieu. Cependant, à plus long terme, ils peuvent être soumis au sein des sédiments à des transformations biologiques lentes conduisant après relargage à des produits absorbants dans l'uv à 254nm.

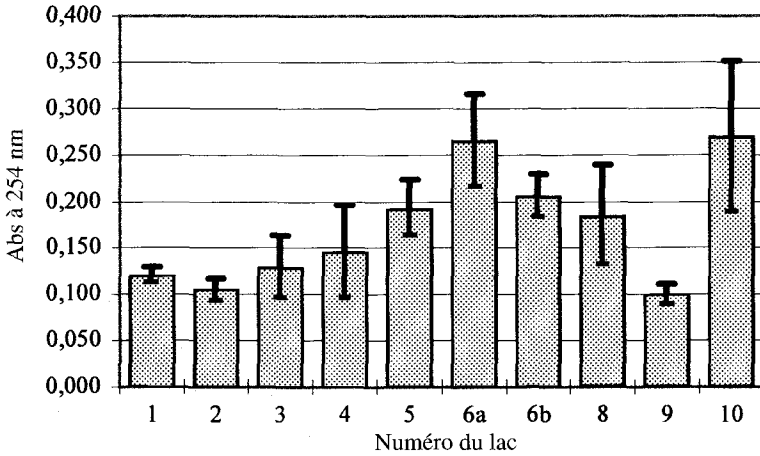


Figure 18 Valeur moyenne et écart type de l'absorbance à 254 nm pour chaque lac.

Average value and standard deviation of UV(254 nm) absorbency for every lake.

Pour ce système lacustre (figure 18), il semble que la part revenant à l'activité algale par l'intermédiaire du processus d'excrétion phytoplanctonique qui lui est couplé soit responsable de la croissance constatée de l'absorbance uv du lac 1 au lac 5. Une part peut être non négligeable venant également d'apports allochtones.

En comparant les valeurs mesurées dans le lac 6a à celles du lac 6b, on peut observer en accord avec ce qui a été proposé précédemment que la matière organique issue des macrophytes absorbe d'avantage que celle issue du phytoplancton. Dans le cas du lac 6a on peut également supposer que la consommation de la matière organique par les macrophytes ne compense pas la production.

Les valeurs importantes de ce paramètre mesurées au lac 10, peuvent être attribuées pour partie aux macrophytes flottants et/ou enracinés mais également, dans ce lac peu profond, aux phénomènes de relargage par les sédiments. Les macrophytes enracinés du lac 9 libérant quant à eux beaucoup moins de matière organique que ceux du lac 10 semblent accrédi-ter l'hypothèse déjà formulée pour le pH qu'une partie de la matière organique libérée par les macrophytes flottant l'est au niveau des racines et ce malgré les phénomènes de précipitation.

Il faut noter de plus, pour ce système lacustre, que l'évolution des valeurs de l'oxydabilité au permanganate de potassium (valeurs non représentées), montre une similitude très prononcées avec l'évolution des valeurs de l'absorbance uv. Cela implique probablement que l'origine de la matière organique pour l'ensemble ce système est essentiellement autochtone et par conséquent liée à la biomasse. La part des apports allochtones liés aux rejets urbains est sûrement faible, sinon nous n'observerions pas simultanément une valeur élevée de ces deux paramètres pour le lac 10 qui reçoit peu d'apports extérieurs

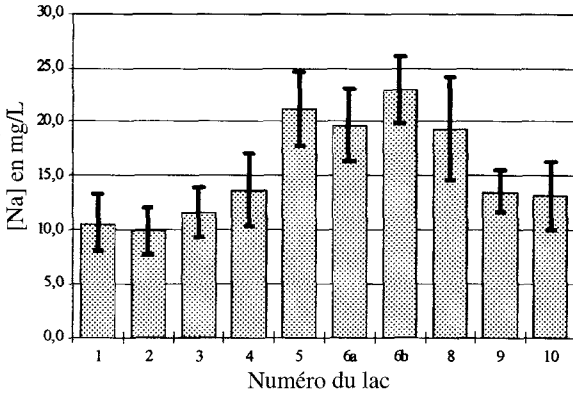


Figure 19 Valeur moyenne et écart type de la conductivité pour chaque lac.
Average value and standard deviation of conductivity for every lake.

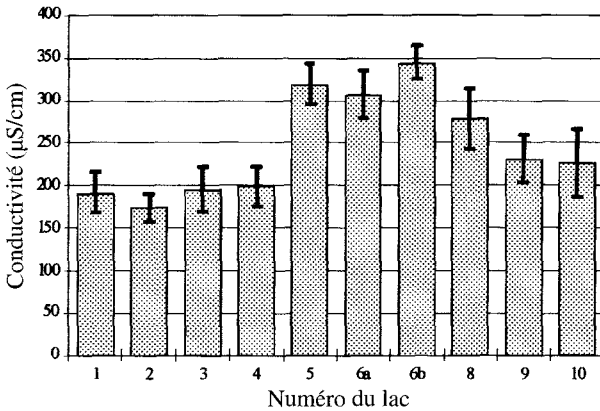


Figure 20 Valeur moyenne et écart type de la concentration en sodium pour chaque lac.
Average value and standard deviation of sodium for every lake.

comme en témoigne l'étude des paramètres conductivité et sodium (*figures 19 et 20*).

La valeur de l'absorbance uv à 254 nm semble donc un paramètre dont l'étude complexe est assurément elle aussi en relation avec le type et le niveau d'eutrophisation des eaux des lacs étudiés, comme elle doit l'être également pour tout type d'eau.

Conductivité et sodium

Les *figures 19 et 20*, relatives à la conductivité et à la concentration en sodium, présentent logiquement une allure tout à fait similaire, puisque la conductivité dépend de la concentration en sels minéraux, et en particulier du sodium.

La forte croissance de ces deux paramètres entre le lac 4 et le lac 5 s'explique comme précédemment par le rejet d'eaux usées domestiques, riches en sodium et en sels minéraux.

Dans ce système lacustre, la valeur de la conductivité est donc assez représentative des apports extérieurs, et de ce fait sera également en relation avec certains paramètres liés au phénomène d'eutrophisation.

Autres paramètres

L'examen d'autres paramètres, non présentés ici, (Ca, Mg, K, MES, Oxydabilité au permanganate, TAC) qui semblent *a priori* être considérés comme moins caractéristiques du phénomène d'eutrophisation, montre cependant que leur évolution d'un lac à l'autre même si elle est parfois complexe, est également en relation étroite avec ce phénomène. L'exemple du magnésium (figure 21) dont la concentration décroît du lac 1 au lac 4, est en partie explicable par une consommation croissante, le long de ces lacs, par le phytoplancton et en partie par les apports liés aux résidus de feux de brousse qui décroissent rapidement du lac 1 au lac 4. Pour les lacs 5 et 6, ce sont les apports exogènes d'origine urbaine importants qui sont à l'origine des concentrations élevées en Mg.

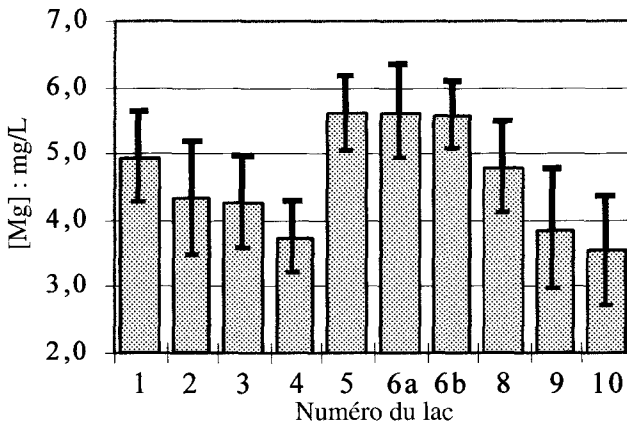


Figure 21 Valeur moyenne et écart type de la concentration en magnésium pour chaque lac

Average value and standard deviation of magnesium for every lake.

CONCLUSION

Si cette étude des principaux paramètres physicochimiques considérés séparément, a permis de prendre connaissance du comportement global de ce système lacustre, elle a essentiellement permis de mettre en évidence que ce comportement a bien une incidence forte sur le bilan analytique des eaux.

Partant des mécanismes bien connus liés aux processus d'eutrophisation, nous avons montré que cette constatation était valide quel que soit le para-

mètre étudié et que, seule sa prise en compte, permettait de conserver une certaine cohérence à l'analyse de ces processus.

La cohérence la plus satisfaisante est observée lors de l'étude des lacs 1 à 5. Cependant, la comparaison des états trophiques de ces lacs ne semble possible que par référence au lac 1 sans qu'il soit pour autant aisé de trouver un critère fiable de classification basé sur la valeur des paramètres analytiques habituellement considérés dans ce genre d'étude. Quant aux autres lacs, la diversité de leurs états, exclu ce type de comparaison. On conçoit donc maintenant plus aisément, qu'en l'absence de toute référence, ce qui est généralement le cas pour la plupart des plans d'eau, il soit difficile d'établir une échelle trophique rigoureuse sur la base des critères habituellement retenus.

Bien que ces constatations semblent évidentes dans le cadre de cette étude, parce que résultant d'observations réalisées sur un système où les phénomènes d'eutrophisation sont à la fois multiples, de grande ampleur, et relativement bien différenciés, il n'y a aucune raison objective pour qu'il en soit différemment sur des systèmes moins typiques quel que soit le type de biomasse qui les envahit en milieu tempéré comme tropical.

Malheureusement, cette constatation n'a jusqu'à présent, que peu été prise en compte par les gestionnaires de l'eau qui continuent à tenter d'évaluer le niveau trophique des eaux par référence aux taux de phosphore, d'azote, de chlorophylle, d'oxygène dissous etc. présents à un instant donné.

Étant donné, que le phénomène d'eutrophisation a pour principal effet de rendre les variables analytiques des systèmes aquatiques dépendantes les unes des autres et dépendantes du phénomène, l'étude des relations liant ces variables semble donc la meilleure voie pour aborder la notion de niveaux trophiques.

Une nouvelle approche de l'étude des phénomènes d'eutrophisation doit donc à notre avis intégrer cette constatation et prendre en compte le fait que l'intensité et la nature de ces processus seront certainement mieux représentées par une modélisation statistique des principales relations liant les différentes variables plutôt que par ces variables elles même.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AGBEKODO M.K.A. 1994. Élimination par nanofiltration des composés organiques d'une eau de surface prétraitée. Caractérisation du carbone organique dissous avant et après nanofiltration, *Thèse de Doctorat*, Université de Poitiers.
- BAGNALL L.O., 1978. Bulk mechanical properties of water hyacinths. *Proc. Aquatic Plant Management Soc.* 1-12.
- BARD F.X., GUIRAL D., AMON KOTHIAS J.B., KOFFI Ph. K., 1991. Synthèse des travaux effectués au CRO sur les végétations envahissantes flottantes (1985-1990). Propositions et recommandations. *J. Ivoir. Océanol. Limnol.* Abidjan. 1(2), 1-8.
- BENNETON J.P., 1984. Eutrophisation des plans d'eau. Inventaire des principales sources de substances nutritives azotées et phosphorées. Étude bibliographique. *Rapport de recherche LPC n° 130. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées.* Paris. 1-72.
- BIERNAUX J., 1978. Eutrophisation et hypertrophisation des eaux de surface.

- Annales de Gembloux*. Belgique. 1979. 85, 55-64.
- CACHIER H., DUCRET J., 1991. Influence of biomass burning on equatorial African rains. *Nature*. 352, 228-230.
- CARLSON R.E., 1991. Expanding the trophic state concept to identify non-nutrient limited lakes and reservoirs, *Enhancing the States' Lake Management Programs*, 59-71. North American Lake Management Society.
- CLOOT A., ROS J.C., 1996. Modeling a relationship between phosphorus, pH, calcium and chlorophyll-*a* concentration. *Water SA*. 22(1), 49-55.
- CHAMPIAT D., LARPENT J.P., 1988. Biologie des eaux, méthodes et techniques. Masson. Paris, 1-374.
- DELMAS R., LODJANI Ph., PODAIRE A., MENAUT J.C., 1991. Biomass burning in Africa: an assessment of the annually burned biomass. *Global Biomass Burning* edited by J. LEVINE, MIT Press, Cambridge, 126-132.
- DODDS W.K., JONES J.R., WELCH E.B., 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen and phosphorus. *Water Research*, 32(5), 1455-1462
- GOPAL B., 1987. Water Hyacinth. *Elsevier*. Amsterdam. 1-471.
- GOMEZ E., DURILLON C., ROFES G., PICOT B., 1999. Phosphate adsorption and release from sediments of brackish lagoons: pH, O₂, and loading influence. *Wat. Res.* 33(10), 2437-2447.
- HARLEY K.L.S., 1990. The role of biological control in the management of water hyacinth, *Eichhornia crassipes*. *Biocontrol News and Information* 11(1), 11-22.
- HENRY R., HINO K., TUNDISI J.G., RIBIERO J.S.B., 1985. Responses of phytoplankton in Lake Jacaretinga to enrichment with nitrogen and phosphorus in concentrations similar to those of the River Solimoes (Amazon, Brazil). *Arch. Hydrobiol.* 103, 453-77.
- HOLMES N.T.H., 1996. The use of Riverine Macrophytes for the Assessment of Trophic States: Review of 1994/95 Data and Refinements for future Use. *A Report to the National Rivers Authority*. National Rivers Authority, Peterborough, U.K.
- KELLY M.G., 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Wat. Res.* 32 (1), 236-242.
- KELLY M.G., WHITTON B.A., 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *J. Appl. Phycol.* 7, 433-444.
- LEBLOND P., 1984. Contribution aux études hydrogéologiques en Côte d'Ivoire. *Thèse de doctorat*, Université de Bordeaux 1, n° d'ordre 2015.
- LACAZE J.C., 1996. L'eutrophisation des eaux marines et continentales. Ellipses. Paris
- LEGRAND L., LEROY P., 1995. Prévention de la corrosion et de l'entartrage dans les réseaux de distribution d'eau. CIFEC. Paris. 1-355.
- LEYNAUD G., VERREL J.L., 1980. Modification du milieu aquatique sous l'influence des pollutions. In : *La pollution des eaux continentales*, P. PESSON, Gauthier-Villars, Paris, 1- 28.
- LEYNAUD G., 1983. Causes et effets de l'eutrophisation. Bases écologiques. Les états trophiques. *Wat. Supply*, 1(1), 13-21.
- MARTIN G., 1987. Le point sur l'épuration et le traitement des effluents, vol 3 : le phosphore. *Tech & Doc Lavoisier*, Paris, 1-298.
- MELACK J.M., KILHAM P., FISHER T.R., 1982. Responses of phytoplankton to experimental fertilization with ammonium and phosphate in an African soda lake. *Oecologia* 52, 321-26.
- MOSS B., 1998. Shallow lakes biomanipulation and eutrophication. *Scope News/letter*, 29, 1-45.
- NAKAI S., HOSOMI M., OKADA M., MURAKAMI A., 1996. Control of algal growth by macrophytes and macrophyte-extracted bioactive compounds. *Wat. Sci. Tech.* 34(7-8), 227-235.
- OCDE, 1982. Eutrophisation des eaux : Méthode de surveillance, d'évaluation et de lutte. *Document OCDE*, Paris, 1-165.
- PESSON P., 1980. La pollution des eaux continentales, incidence sur les biocénoses aquatiques. Gauthier-Villars, Paris, 1-345.
- POLPRAEST C., KHATIWADA N., 1998. An integrated kinetic model for water hya-

- cint ponds used for wastewater treatment, *Wat. Res.* 32(1), 179-185.
- RYDING S. O., RAST W., 1994. Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. Masson, Paris, 1-294.
- SPITZY A., LEENHEER J., 1991. Dissolved organic carbon in rivers, Biogeochemistry of major world rivers. DEGENS E.T., KEMPE S., RICHEY J.E. (eds). 213-232
- STAMBUK-GILJANOVIC N., 1999. Water Quality Evaluation by Index in Dalmatia. *Wat. Res.* 33(16) 3423-3440.
- STEINBERG C., MUENSTER U., 1985. Geochemistry and ecological role of humic substances in lakes water. In: "Humic substances in soil, sediment, and water - Geochemistry isolation, and characterization". AIKEN G.R., Mc KNIGHT D.M., WERSHAW R.L., MAC CARTHY P. (eds), 5, 105-145.
- SIGG L., STUMM W., BEHRA P., 1992. Chimie des milieux aquatiques. Masson, Paris, 1-408.
- THEBAULT J. M., QOTBI A. A model of phytoplankton development in the Lot river (France). Simulation of scenarios. *Wat. Res.*, vol. 33, n° 4, 1065-1079.
- TALLING J., 1992. Environmental regulation in African shallow lakes and wetlands. *Rev. Hydrobiol. Trop.* 25(2), 87-144.
- THORNTON J.A., 1987. Aspects of eutrophication management in tropical /sub-tropical regions: A review. *Jour. Limnol. Soc. S. Afr.* 13, 25-43.
- TIMMER C.E., WELDON L.W., 1967. Evapotranspiration and pollution of water by water hyacinth. *Hyacinth Control Journal* 6, 34-37.
- THURMAN E.M., 1985. Developments in Biochemistry: Organic geochemistry of natural waters. NIJHOFF M., JUNK W. Publishers, Dordrecht.
- VOGEL G., ANGENMANN H., 1970. Atlas de biologie. Stock, Paris, 1-566
- VOLLENWEIDER R.A., RAST W., KEREKES J.J., 1980. The phosphorus loading concept and Great Lakes eutrophication. In : Proc. 1979 cornell Univ. Conf. Phosphorus Management Strategies for lakes. R.C. LOEHR and al. (ed). *Ann. Arbor. Sci.*, Publi. Inc. 207-234.
- VERNEAUX J., 1982. Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (I.B.G.). *Ann. Sc. Univ. Franche-Comté*, 4, 11-19.
- WOODIVISS F.S., 1964. The biological system of stream River Board. *Chim. Ind.* 14, 443-447.