

Ecosystème de l'Etang de Berre (Méditerranée nord-occidentale) : Caractères Générales Physiques, Chimiques et Biologiques

Ki-Tai Kim

Dept. of Biology, Yeungnam University, 712-749 Gyongsan, Korea

Abstract - Climatological, hydrological and planktonical research studies, measurements of primary production and photosynthetic efficiency from December 1976 to December 1978 have been carried out in two brackish lakes: Lake Etang de Berre and Lake Etang de Vaïne located in the French Mediterranean coast, in the region of Carry-le-Rouet located on the north-west Mediterranean near Marseilles, and in fresh water inflows from 4 Rivers (Touloubre, Durance, Arc, Durançole) to Lake Etang de Berre. Physico-chemical parameters were measured for this study: water temperature, salinity, density, pH, alcalinity, dissolved oxygen (% saturation), phosphate, nitrate, nitrite, silicate etc. Diverse biological parameters were also studied: photosynthetic pigments, phaeopigments, specific composition and biomass of phytoplankton, primary pelagic production etc. Climatological factors were studied: air-temperature, solar-radiation, evaporation, direction (including strength) of winds, precipitation and freshwater volume of the four rivers. The changes in Lake 'Etang de Berre' ecosystem depend on the quality of the water in the Durance River, and on the effects of seawater near the entrance of the Caronte Canal. The water quality of the lake varies horizontally and vertically as a result of atmospheric phenomena, maritime currents and tides. The distribution of water temperatures is generally heterogeneous. Southeasterly winds and the Northeasterly Mistral wind are important in the origins of circulated and mixed water masses. These winds are both frequent and strong. They have, as a result, a great effect on the water environment of Lake Etang de Berre. In theory, the annual precipitation in this region is well over eight times the water mass of the lake. The water of the Durance River flows into Lake Etang de Berre through the EDF Canal, amounting to 90% of the precipitation. However, reduction of rainfall in dry seasons has a serious effect on the hydrological characteristics of the lake. The temperature in the winter is partially caused by the low temperature of fresh water, particularly that of the Durance River. The hydrological season of fresh and brackish water is about one month ahead of the hydrological season of sea water in its vicinity. The salinity of Lake Etang de Berre runs approximately 3‰, except at lower levels and near the entrance to the Caronte Canal. However, when the volume of the Durance River water is reduced in the summer and fall, the salinity rises to 15‰. In the lake, the ratio of fresh water to sea water is six to one (6 : 1). The large quantities of seston conveyed by rivers, particularly the Durance diversion, strongly reduce the transparency in the brackish waters. Although the amount of sunshine is also notable, transparency is slight because of the large amount of seston, carried chiefly by Tripton in the fresh water of the Durance River. Therefore, photosynthesis generally occurs only in the surface layer. The transparency progressively increases from freshwater to

This research was supported by the Yeungnam University research grants in 2004.

* Corresponding author: Ki-Tai Kim, Tel. 010-6214-8343,
E-mail. ktkim@yumail.ac.kr

open seawater, as mineral particles sink to the bottom (about $1.7 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ on the average in brackish lakes). The concentration of dissolved oxygen and the rate of oxygen saturation in seawater (Carry-le-Rouet) ranged from 5.0 to 6.0 $\text{ml} \cdot \text{l}^{-1}$, and from 95 to 105%, respectively. The amount of dissolved oxygen in Etang de Berre oscillated between 2.9 and 268.3%. The monographs of phosphate, nitrate, nitrite and silicate were published as a part of a study on the ecology of phytoplankton in these environments. Horizontal and vertical distributions of these nutrients were studied in detail. The recent diversion of the Durance River into Lake Etang de Berre has effected a fundamental change in this formerly marine environment, which has had a great impact in its plankton populations. A total of 182 taxa were identified, including 111 Bacillariophyceae, 44 Chlorophyceae, and 15 Cyanophyceae. The most abundant species are small freshwater algae, mainly Chlorophyceae. The average density is about $10^8 \text{ cells l}^{-1}$ in Lake Etang de Berre, and about double that amount in Lake Etang de Vaïne. Differences in phytoplankton abundance and composition at the various stations or at various depths are slight. Cell biovolume V (equivalent to true biomass), plasma volume VP ('useful' biomass) and, simultaneously, the cell surface area S and S/V ratio through the measurement of cell dimensions were computed as the parameters of phytoplankton productivity and metabolism. Pigment concentrations are generally very high on account of phytoplankton blooms by Cyanophyceae, Chlorophyceae and Cryptophyceae. On the other hand, in freshwaters and marine waters, pigment concentrations are comparatively low and stable, showing slight annual variation. The variations of ATP concentration were closely related to those of chlorophyll a and phytoplankton blooms only in marine waters. The carbon uptake rates ranged between 38 and 1 091 $\text{mgCm}^{-3} \text{ d}^{-1}$, with an average surface value of 256 mg ; water-column carbon-uptake rates ranged between 240 and 2 310 $\text{mgCm}^{-2} \text{ d}^{-1}$, with an average of 810, representing 290 gCm^{-2} per year 45 000 tons per year of photosynthesized carbon for the whole lake. Gross photosynthetic production measured by the method of Ryther was studied over a 2-year period. The values obtained from marine water (Carry-le-Rouet) ranged from 23 to 2 337 $\text{mgCm}^{-2} \text{ d}^{-1}$, with a weighted average of 319, representing about 110 gCm^{-2} per year. The values in brackish water (Etang de Berre) ranged from 14 to 1 778 $\text{mgCm}^{-2} \text{ d}^{-1}$, with a weighted average of 682, representing 250 gCm^{-2} per year and 38 400 tons per year of photosynthesized carbon for the whole lake.

Key words : étang de Berre, ecosystem, phytoplankton, climatological factors, physico-chemical factors, biomass, production

CARACTÈRES PHYSIQUES ET CHIMIQUES DU MILIEU

Les étangs de Berre et Vaïne (Fig. 1) sont soumis à des vents fréquents et violents, de dominantes NW (mistral) ou SE, qui sont à l'origine de mouvements importants de circulation et de mélange des eaux (Kim 1982a). Ils sont souvent ainsi à l'origine de la distribution assez homogène de la plupart des paramètres chimiques en biologie.

Les précipitations peuvent surtout agir par l'entremise des affluents de l'étang de Berre, dont les apports annuels totaux permettraient théoriquement de renouveler entièrement les eaux des étangs 7 à 8 fois par an.

Le débit du canal EDF de dérivation de la Durance constitue à lui seul environ 90% des eaux douces apportées aux étangs. La diminution parfois très importante de son débit au cours du second semestre peut donc entraîner des conséquences considérables pour les propriétés hydrologiques des étangs, et, par la suite, pour leurs populations (Kim 1982a).

L'ensoleillement est important, mais la transparence des eaux est très réduite par l'abondance du seston. Celui-ci contient beaucoup de tripton apporté par les eaux douces, notamment la Durance, mais aussi de grandes quantités de plancton essentiellement autochtone.

En conséquence, la production phototrophe peut se

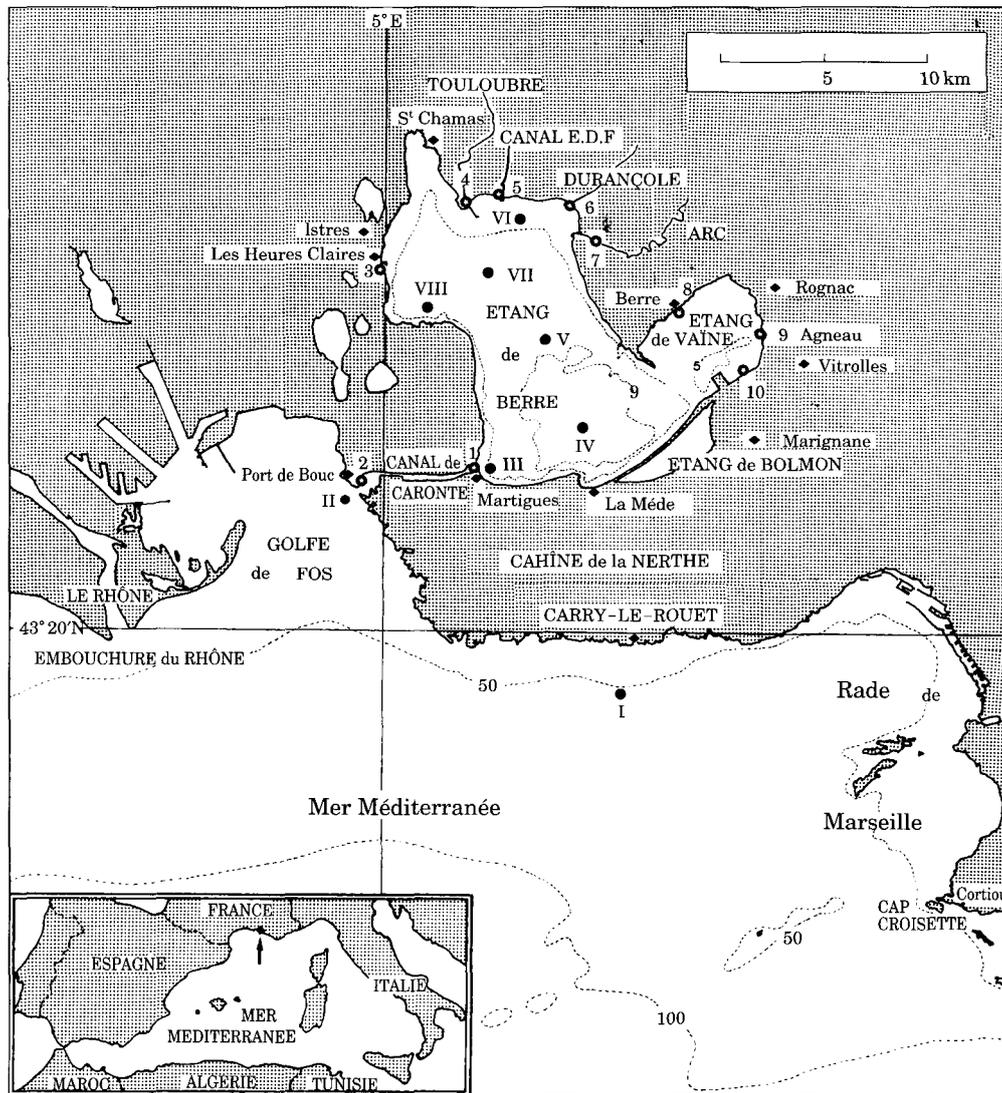


Fig. 1. Emplacement des stations de prélèvements. Bathymétrie, d'après la carte 2474 du Service Hydrographique et Océanographique de la Marine Française.

trouver sensiblement réduite en hiver et généralement limitée aux eaux superficielles.

Il est possible que la température joue également un rôle limitant en hiver car ses variations saisonnières sont relativement importantes. Les faibles températures hivernales sont partiellement dues aux basses températures des eaux douces, de celles de la Durance en particulier. Les saisons hydrologiques des milieux saumâtres et dulçaquicoles étudiés sont partiquement calquées sur les saisons atmosphériques et donc en avance d'un mois environ sur les saisons hydrologiques dans le milieu marin (Kim 1982b).

A l'exception des eaux les plus proches du fond et des abords du chenal de Caronte, l'étang de Berre est habituellement très dessalé (moins de 3‰) mais la réduction des apports duranciens en été ou en automne peut entraîner des remontées importantes de la salinité (jusqu' à 15‰). En moyenne, l'étang de Berre contiendrait un peu plus de six parts d'eau douce pour une part d'eau de mer (Kim 1988).

A l'inverse des eaux douces et marines, les variations de la densité des eaux des étangs sont essentiellement gouvernées par la salinité et très peu par la température (Kim et Travers 1985d).

L'étang de Berre (mais non l'étang de Vaïne), est à peu près aussi riche en oxygène que la Durance, et nettement plus que les autres cours d'eau, les stations marines et le chenal de Caronte. Toutefois, ces différences s'atténuent si l'on considère le degré de saturation, en particulier pour les eaux marines. La sursaturation est la règle dans l'étang de Berre comme dans la Durance, mais l'agitation en est sans doute cause dans cette dernière alors que c'est la production photosynthétique qui est responsable dans l'étang (Kim et Travers 1986).

Le pH de l'étang de Berre (Travers et Kim 1990) est sensiblement plus élevé que celui des milieux voisins, surtout en raison de l'intensité des activités photosynthétiques.

La richesse relative de l'étang de Berre en phosphate (Travers et Kim 1996a), et surtout celle de l'étang de Vaïne, par rapport au milieu marin, sont régulièrement entretenues par les apports massifs de l'Arc et de la Touloubre. Leur concentration dans les étangs varie relativement peu au cours de l'année.

En revanche, les teneurs en nitrates et nitrites peuvent s'abaisser considérablement en été dans les deux étangs, malgré une richesse moyenne élevée par rapport à la mer, car l'Arc et la Touloubre en apportent aussi d'importantes quantités (Kim et Travers 1997a, b).

Le rapport $N-NO_3/P-PO_4$, dont les fluctuations dépendent surtout de celles de la teneurs en nitrates, varie beaucoup au cours de l'année dans les étangs mais demeure en moyenne bien supérieure aux valeurs connues en mer (Travers et Kim 1996b).

En dépit des apports constants des quatre cours d'eau et d'une charge moyenne élevée, la réserve de silicates des étangs ne leur permet pas d'éviter une chute importante des concentrations en été 1978 (Travers et Kim 1997c).

LE PHYTOPLANCTON : COMPOSITION ET DENSITÉ DES POPULATIONS

Le phytoplancton des étangs de Berre et de Vaïne (Kim 1981; Kim et Travers 1988; Travers et Kim 1988) est essentiellement un phytoplancton d'eau douce, bien qu'on puisse y rencontrer, en particulier dans les eaux

les plus profondes des stations méridionales, des espèces marines constituant des populations habituellement peu nombreuses.

La plupart des espèces rencontrées dans les affluents de l'étang de Berre sont retrouvées dans ce dernier mais y trouve en outre d'autres espèces réputées dulçaquicoles et qui souvent sont susceptibles de se multiplier abondamment. Il semble donc qu'il existe dans les étangs de Berre et Vaïne, une sorte de réserve d'espèces dites d'eau douce, mais bien adaptées aux eaux oligohalines. Les espèces qui dominent dans les cours d'eau et qui sont presque toujours des Diatomées, constituent plus rarement les espèces dominantes dans les eaux saumâtres.

Les étangs contiennent en particulier très fréquemment des populations très denses de Chlorophycées (notamment, *Ankistrodesmus falcatus* var. *falcatus*, var. *mirabilis* et var. *radiatus*, *Chlorella* spp., *Kirchneriella elongata*, *Tetraspora gelatinosa*) ou de Cyanophycées (en particulier, *Oscillatoria rubescens*, *Rhabdoderma lineare*, *Wolleea saccata*) qui ne se multiplient guère dans les eaux douces. Dans tous les milieux étudiés, les Diatomées constituent le groupe taxinomique le plus diversifié, mais c'est dans les étangs que cette diversité est la moindre (Kim et Travers 1985a).

Certaines Diatomées peuvent se multiplier abondamment dans les étangs mais ce ne sont pas les mêmes que dans les eaux douces, à l'exception de *Fragilaria crotonensis* dont les blooms fluviaux peuvent donner naissance à des poussées en eau saumâtre (Kim et Travers 1985b).

Dans les étangs, les populations de Diatomées les plus abondantes sont surtout celles de *Bacteriastrum delicatulum*, *Chaetoceros muelleri*, *Cyclotella glomerata*, *C. melosiroides*, *Fragilaria crotonensis*, *F. intermedia*.

Au contraire, les eaux douces voient plutôt se développer préférentiellement *Cocconeis placentula*, *Diatoma vulgare*, var. *vulgare*, var. *grande* et var. *productium*, *Gomphonema olivaceum*, *Melosira varians*, *Navicula viridula*, *Nitzschia accicularis*, *N. palea*, *Pinnularia microstauron*, *Rhoicosphenia curvata*, *R. marina* var. *heterostricta*, *Surirella ovata* (Travers et Kim 1985).

La composition spécifique du phytoplancton de l'étang de Vaïne ne diffère pas sensiblement de celle de l'étang de Berre.

Dans le chenal de Caronte et en surface à la station II on retrouve également le même phytoplancton que dans les étangs. En effet, les eaux de la station II comprennent deux couches superposées bien différentes à tous égards le gradient qu'ils sépare étant généralement très marqué. La couche superficielle est constituée d'eaux très dessalées provenant principalement de l'étang de Berre par le chenal de Caronte, et à peine influencée par les eaux marines qui l'entourent.

En revanche, les eaux sous-jacentes sont habituellement marines et le phytoplancton qui les habite est très proche de celui qu'on peut observer dans les parages de Carry-le-Rouet : c'est un plancton marin à base de Diatomées. Il arrive cependant qu'exceptionnellement y aboutissent des espèces dulçaquicoles lors de dessalures importantes et superficielles provenant de l'expansion des eaux du Rhône (Kim, 1980b, 1981; Kim et Travers 1984, 1985a).

L'influence de phytoplancton marine sur les étangs est incontestablement inférieure à celle du phytoplancton des étangs sur la mer proche, en particulier le golfe de Fos. Les seules espèces marines qui présentent quelque développement dans l'étang de Berre sont *Bacteriastrum delicatulum*, et, dans une moindre mesure, *Rhizosolenia fragilissima*. Cette importante différence des échanges d'influences dans les eaux sens paraît assez logique, non seulement à cause du bilan volumétrique des échanges d'eaux, mais aussi parce que les populations phytoplanctoniques des étangs sont beaucoup plus abondantes que celles des secteurs marins voisins (Kim et Travers 1988, 1990; Travers et Kim 1988b).

En effet, on trouve en moyenne environ 100 millions de cellules phytoplanctoniques par litre d'eau de l'étang de Berre et même environ le double dans l'étang de Vaine, véritable bassin de culture, pourrait-on dire. Par rapport à l'étang de Berre, les eaux douces sont environ 100 fois plus pauvres en phytoplancton, l'Arc en contenant en moyenne 2 fois plus que les autres cours d'eau. La densité de populations des eaux marines de Carry-le-Rouet est plus de 300 fois inférieure à celle de l'étang de Berre, et le golfe de Fos occupe une position intermédiaire due à ses caractères hydrologiques mixtes.

La répartition verticale des densités de population dans l'étang de Berre est relativement homogène bien

qu'on observe parfois de faible gradient et que le niveau de 7 m soit un peu moins riche que les autres.

Les diverses stations explorées dans l'étang ne diffèrent guère non plus à ce point de vue bien que les stations IV et V abritent en moyenne des phytoplanctons un peu plus nombreux.

Le phytoplancton des étangs ne peut pratiquement jamais être considéré comme pauvre ou même clairsemé, puisque sa densité de population s'abaisse très rarement au dessous de 10 millions de cellules par litre. Cependant, il existe d'assez importantes variations saisonnières. L'hiver est une période de pauvreté (très relative) éventuellement troublée par une poussée plus ou moins brève; c'est au printemps qu'on enregistre la poussée numérique la plus importante et durable. Le second semestre abrite des populations un peu moins nombreuses, en moyenne, mais pouvant encore présenter temporairement ou localement des poussées dépassant 200 millions de cellules par litre (Kim et Travers 1984).

ESTIMATIONS DE BIOMASSE ET PRODUCTION PHYTOPLANCTONNIQUES

La très petite taille des algues prédominantes en nombre dans les étangs (chlorelles en particulier) et l'importante diversité de tailles qu'elle entraîne, ont naturellement incité à pallier par des estimations de biomasse phytoplanctonique l'inconvénient des estimations quantitatives, simple dénombrement (Kim et Travers 1995a).

Une première méthode a consisté à évaluer par microscopie et calcul les volumes plasmiques et cellulaires, ainsi que les surfaces cellulaires de tous les organismes étudiés.

Les phytoplanctons marins ont en moyenne une surface cellulaire 10 à 20 fois supérieure à celle des espèces qui se développent dans les étangs et un volume 20 à 40 fois supérieur, ce qui correspond d'ailleurs à un rapport S/V deux fois plus faible. Par conséquent le recours à ces calculs dimensionnels réduit les différences séparant les densités populations des divers milieux. Ces différences demeurent cependant évidemment très importantes (Kim et Travers 1995a).

Quant aux variations temporelles quantitatives du phytoplancton, elles diffèrent un peu avec l'emploi de ces nouvelles données, tout au moins dans les étangs. Le principal changement consiste dans la réduction de la grande poussée printanière à un niveau à peine égal à ceux de la poussée hivernale ou des poussées estivo-automales.

L'emploi des surfaces cellulaires se traduit toujours par des changements importants que ceux résultant de l'usage des données volumétriques. En ce qui concerne ces dernières, elles diffèrent très peu dans les étangs, car les taxons dominants ne possèdent pas de vacuoles assez importants pour justifier le calcul d'un volume plasmique distinct du volume total (Kim et Travers 1995a).

Le dosage des pigments chlorophylliens, fonctionnels ou non, du phytoplancton des différents milieux étudiés, a le plus souvent largement confirmé ou prévu les résultats précédemment résumés, en débit de quelques modifications ou légères divergences (Kim et Travers 1995b).

Avec une teneur moyenne de l'ordre de $12 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ l'étang de Berre se montre encore nettement plus riche en chlorophylle *a* que les eaux douces (2 à 7 fois) et l'eau de mer (environ 20 fois), mais moins que l'étang de Vaïne qui en contient 2 à 3 fois plus, les cellules de son phytoplancton paraissent d'ailleurs un peu plus riches en ce pigment. De même, le phytoplancton de la Durance semble relativement riche en chlorophylle *a*, alors que celui de la Touloubre ne l'est guère.

Cette constatation doit bien correspondre à un état physiologique particulier puisque la bonne santé relative du phytoplancton durancien est confirmée par son faible taux de phéopigments, alors que cette proportion est fort élevée dans la Touloubre (et relativement forte dans les deux autres rivières). Avec la Durance, les eaux saumâtres sont celles dont la teneur relative en phéopigments est la plus faible.

La concentration de chlorophylle *b*, liée à l'abondance des Chlorophycées, Psosirophycées et Cryptophycées, est en moyenne 5 à 6 fois inférieure à celle de la chlorophylle *a*. En relation avec la composition taxonomique des populations, la teneur moyenne en chlorophylle *c* équivaut à celle de la chlorophylle *b* à la station I, alors qu'elle est deux à trois fois plus faible dans les eaux

saumâtres (Kim et Travers 1995b).

Les dosages d'ATP planctonique qui ont été effectués n'ont pas apporté tout le fruit espéré. En effet, dans les eaux marines, leurs résultats sont tout à fait satisfaisants et viennent confronter ceux des autres méthodes : En revanche, les résultats obtenus dans les eaux saumâtres bien qu'ils concordent avec ceux d'autres auteurs, sont anormalement faibles ainsi que ceux obtenus dans les affluents de l'étang de Berre, et présentent avec les autres paramètres biologiques des rapports irréguliers. Il semble bien que ces données soient entachées d'importantes erreurs d'origine méthodologique, en relation avec l'abondance du tripton dans les eaux filtrées (Kim et Travers 1995c).

On s'explique ainsi pourquoi les estimations de biomasse, exprimées en poids de carbone ou de matière sèche phytoplanctonique, concordent relativement bien lors qu'elles dérivent des données sur les biovolumes ou la chlorophylle *a* fonctionnelle, alors que celles calculées à partir des teneurs en ATP sont généralement trop basse.

Les évaluations quantitatives de la biomasse du phytoplancton par ces diverses méthodes ont été complétées par des estimations de sa production.

Les mesures de fixation de ^{14}C effectuées dans l'étang de Berre pendant 12 mois ont permis de révéler clairement la forte incidence de la turbidité des eaux sur la répartition verticale de la production phototrophe (Kim 1983). En effet, la faible épaisseur de la couche euphotique concentre généralement l'essentiel de l'assimilation chlorophyllienne dans les eaux tout-à-fait superficielles. Si l'on considère l'ensemble des résultats obtenus au cours de l'année, on constate, en effet, que la quantité de carbone fixée chaque jour par le phytoplancton d'1 m³ d'eau de l'étang de Berre atteint 200 à 300 mg à 0 m, 40 à 50 environ à 4 m et seulement 10 à 15 à 7 m. D'ailleurs, la fixation à 7 m est en réalité fréquemment insignifiante. La fixation à l'obscurité, souvent relativement importante à tous niveaux, n'est pas déduite de ces résultats correspondants aux flacons clairs.

L'intégration verticale des mesures conduit à une production moyenne de $810 \text{ mg C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ et $290 \text{ mg C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$. Il est intéressant de constater que l'estimation annuelle obtenue pour la même année (1978) à partir des résultats de l'utilisation de la méthode de Ryther (en fonction de la lumière transmise et de la

chlorophylle présente) est de $285 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$, valeur extrêmement proche de celle issue de la méthode du carbone radioactif. Pour l'année précédente, la méthode de Ryther aboutit seulement à une production totale de $210 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ dans l'étang de Berre. Les estimations correspondant à la station I aboutissent à $80 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ pour 1977 et 145 pour 1978 (Kim 1983; Kim et Travers 1995a).

Il est donc incontestable qu'aux densités de populations considérables et à la biomasse phytoplanctonique encore très importante de l'étang de Berre correspond une production pélagique primaire proportionnellement faible.

La biomasse phytoplanctonique importante qui se développe dans l'étang de Berre, et plus encore dans l'étang de Vaïne, semble essentiellement due aux quantités considérables de nutriments, sels nutritifs, apportés par les affluents de l'étang de Berre. Ces apports, en particulier les silicates et nitrates permettent généralement de compenser les exportations de ces éléments, sous forme minérale ou organique, vers le golfe de Fos. Il semble même qu'au total, certains éléments puissent s'accumuler dans les étangs. Ce serait notamment le cas de l'azote présent en quantité suffisante, n'est devenue très peu abondante qu'à partir d'août 1978, en relation avec la réduction considérable des apports fluviaux. Il est cependant vraisemblable que cette réduction a pu être compensée, non seulement par recyclage sur place, mais aussi par utilisation d'autres formes azotées (Travers et Kim 1996a, b; Kim et Travers 1997a, b).

En revanche, le phosphore paraît être très souvent le facteur limitant primordial de la production pélagique primaire.

Le silicium, en général très abondant ne semble pouvoir être limitant qu'exceptionnellement, quand les Diatomées, utilisations principales, qui sont rarement majoritaires dans la biomasse, se multiplient abondamment et finissent par épuiser des réserves moins régulièrement renouvelées (Travers et Kim 1996).

L'abondance du tripton apporté par les cours d'eau afférents rend peu transparentes les eaux des étangs de sorte que la production primaire ne peut être relativement forte que dans les eaux superficielles (Kim et Travers 1985c). La chlorophylle également abondante

dans le phytoplancton sous-jacent est beaucoup moins productive.

Ainsi s'explique le fait que le rendement de la biomasse des étangs n'est pas très élevé. La dilution constante par les eaux douces et les pertes de plancton par le canal de Caronte agissent dans le même sens (Kim et Travers 1985e).

Le relatif isolement et la profondeur moindre de l'étang de Vaïne lui permettent de produire un phytoplancton nettement plus abondant.

Parmi les paramètres dont la connaissance paraît intéressante à une meilleure compréhension à l'écologie du phytoplancton des étangs il faut citer en particulier le rôle des consommateurs de phytoplancton.

De même que divers facteurs se combinent pour permettre et contrôler la production phytoplanctonique, celle-ci retentit de façon plus ou moins nette sur certains paramètres du milieu, parmi lesquels on peut notamment citer la transparence, la teneur en oxygène, la valeur du pH et celle de l'alcalinité.

TABLEAUX RÉCAPITULATIFS

Il a semblé utile de rassembler dans le tableau 1 les moyenne (pondérées ou générales) des valeurs de la plupart des paramètres étudiés dans les différents milieux.

Certes les variations temporelles, les variations verticales en mer et dans l'étang de Berre et les variations entre stations dans les étangs disparaissent ainsi complètement. Il convient absolument de ne pas l'oublier, tout particulièrement en ce qui concerne les variations saisonnières et, en mer, les variations entre niveaux. Néanmoins, en dépit de ces importantes limitations, un tel tableau permet des comparaisons très concises entre milieux et des rapprochements très généraux entre paramètres.

Le nombre élevé de la plupart des mesures donne aussi à ces moyennes un fiabilité qui autorise des comparaisons assez valables avec des travaux similaires.

D'autre part, le table 2 rassemble :

- Pour les eaux douces, les évaluations annuelles moyennes des apports fluviaux dans chaque cours d'eau et l'ensemble des quatre,

Table 1. Valeurs moyennes générales (G) ou pondérées (P) de la plupart des paramètres étudiés dans les différents milieux. Ces moyennes portent sur les deux années, sauf pour le pH (seulement à partir de septembre 1977), le seston (à partir d'octobre 1977), l'ATP et le rapport chl. *a*/ATP (à partir de juillet 1977)

	Eaux Douces				Eaux Saumâtres		Eau de Mer	
	Durance	Arc	Touloubre	Durançole	Etang de Berre	Etang de Vaine	Port-de-Bouc	Carry-le-Rouet
	G	G	G	G	P / G	G	P / G	P / G
Température (°C)	11,68	13,91	12,46	17,89	14,31 / 15,53	14,89	15,89 / 16,51	15,41 / 16,89
Salinité (‰)	0,28	0,43	0,38	1,43	5,60 / 5,40	5,20	36,06 / 26,93	37,79 / 36,46
σ_t	-0,216	-0,395	-0,228	-0,224	3,239 / 2,301	2,960	26,17 / 20,49	27,95 / 631,63
pH	8,13	7,97	8,02	7,81	8,33 / 8,36	8,38	8,13 / 8,15	68,02 / 8,15
O ₂ (ml · l ⁻¹)	8,68	6,87	6,87	6,37	7,40 / 8,02	6,99	5,76 / 6,71	5,63 / 5,8
O ₂ (%)	113,6	95,3	91,0	96,8	105,7 / 117,1	101,2	103,5 / 105,6	100,8 / 106,8
Disque de Secch (m)	-	-	-	-	- / 1,3	-	- / 5,3	- / 14,7
P-PO ₄ (µatg · l ⁻¹)	0,56	13,66	5,93	0,19	0,54 / 0,55	1,89	0,21 / 0,53	0,23 / 0,33
N-N ₃ (µatg · l ⁻¹)	31,95	224,90	103,75	78,94	19,32 / 18,74	27,88	1,52 / 4,71	0,58 / 0,86
N-NO ₃ / P-PO ₄	93,3	20,9	32,4	899,3	47,18 / 42,81	26,2	7,8 / 21,9	5,1 / 3,3
N-NO ₂ (µatg · l ⁻¹)	0,31	10,89	5,02	0,11	0,82 / 0,76	2,28	0,18 / 0,30	0,11 / 0,12
SiO ₄ (µatg · l ⁻¹)	44,98	65,64	77,14	89,93	34,99 / 32,76	31,02	4,10 / 9,85	2,03 / 2,21
Seston (mg · l ⁻¹)	53,7	41,2	53,4	4,8	10,5 / 12,7	22,63	5,3 / 6,0	3,4 / 4,4
N.de cell (10 ⁶ l ⁻¹)	0,91	1,88	1,01	1,02	80,94 / 90,32	232,00	2,33 / 16,51	0,32 / 2,34
Surface (10 ⁶ µm ² · l ⁻¹)	-	-	-	-	4688 / 6310	13369	/ -	218 / 1596
Volume (10 ⁶ µm ³ · l ⁻¹)	-	-	-	-	4279 / 5508	12203	- / -	395 / 2429
Volume plasmique (10 ⁶ µm ³ · l ⁻¹)	-	-	-	-	4060 / 5184	11579	- / -	271 / 1770
Chlorophylle <i>a</i> (µg · l ⁻¹)	4,33	6,24	2,29	1,74	12,27 / 10,78	31,44	2,25 / 5,88	0,59 / 3,62
Phéopigments (µg · l ⁻¹)	0,56	1,52	1,37	0,42	2,18 / 2,32	3,33	0,34 / 0,80	0,17 / 0,96
Taux phéopigments (%)	12,1	24,1	36,9	21,5	14,2 / 13,0	11,7	20,0 / 11,8	23,3 / 16,6
ATP (µg · l ⁻¹)	0,07	0,19	0,14	0,06	0,48 / 0,45	1,67	0,20 / 0,32	0,08 / 0,16
Chl. <i>a</i> / ATP	139,8	45,4	41,3	54,2	51,1 / 65,7	28,3	11,9 / 28,7	19,92 / 14,0

- Pour les étangs, les quantités moyennes instantanées présentes dans la totalité de l'étang de Berre, de l'étang de Vaine et leur somme,

- Pour les deux stations situées en mer, les quantités moyennes instantanées correspondant à 1 km³ d'eau, c'est-à-dire un volume sensiblement comparable à celui des étangs.

Ce tableau a pour but essentiel de permettre d'effectuer des comparaisons plus dynamiques, en tenant compte également des évaluations de production primaire dans les étangs (Kim 1983).

QUELQUES TRAITS GÉNÉRAUX DES MILIEUX AQUATIQUES VOISINS DE L'ÉTANG DE BERRE

L'objectif de ce travail résidait dans la description et l'"explication écologique" du phytoplancton des étangs de Berre et Vaine, et les milieux contigus qu'ils soient

d'eau douce ou marine, n'ont été étudiés qu'à cause des échanges qu'ils pouvaient avoir avec les étangs et pour établir des comparaisons avec ceux-ci. Il est cependant possible ici de résumer quelques caractères importants ou particuliers de ces milieux annexes.

Avant d'envisager les milieux d'eau douce et marine, on peut aussi dégager en quoi l'étang de Vaine se distingue de l'étang de Berre. Moins profond et plus calme (si l'on compte l'action des vents, il est beaucoup moins directement influencé que l'étang de Berre par les importantes arrivées d'eau douce ou même par les apports marins du canal de Caronte. Cet isolement, et sans doute aussi l'importance des activités urbaines et industrielles dans son voisinage, font de cet étang un véritable bassin de culture du phytoplancton, comme le montrent aussi bien les données microscopiques que les dosages de pigments ou d'ATP en dépit d'un éclaircissement réduit par l'abondance du seston (Kim et Travers 1995c).

On y trouve aussi des teneurs en phosphates nettement plus élevées que dans l'étang de Berre. En revan-

Table 2. Evaluation des apports (eaux douces) ou sorties (chenal de Caronte) annuels et des moyennes instantanées (dans l'ensemble des étangs ou 1 km³ d'eau de mer) pour divers paramètres chimiques ou biologiques (Ces données portent sur deux ans, sauf pour le seston (à partir de juillet 1977))

	Eaux Douces					Eaux Saumâtres				Eau de Mer	
	(apports annuels)					(quantité instantanée)			Chenal de Caronte (sorties annuelles)	(quantité instantanée)	
	Durance	Arc	Touloubre	Durançole	Total	Étang de Berre	Étang de Vaine	Total		Port-de-Bouc	Carry-le-Rouet
Débit ou volume d'eau (m ³ · an ⁻¹ ou m ³)	6 280 × 10 ⁶	470 × 10 ⁶	190 × 10 ⁶	30 × 10 ⁶	6 970 × 10 ⁶	900 × 10 ⁶	80 × 10 ⁶	980 × 10 ⁶	6 680 × 10 ⁶	10 ⁹ m ³	10 ⁹ m ³
O ₂ (10 ⁶ m ³)	54,68	3,23	1,31	0,19	59,41	6,70	0,56	7,22	52,13	5,76	5,63
P-PO ₄ (t)	110	200	35	1,8	346,8	15	4,7	19,7	96,0	0,21	0,23
N-NO ₃ (t)	2 800	1 450	260	33	4 543	243	31	274	1 830	1,52	0,58
N-NO ₂ (t)	27	72	13,4	0,05	112,45	10,3	2,6	12,9	9,8	0,18	0,11
Si-SiO ₄ (t)	8 000	860	410	75	9 345	883	70	953	6 280	4,10	2,03
Seston (t)	338 310	19 364	10416	144	367 964	9 450	1810	11 260	6 170	5 300	3 400
N.de cell (10 ¹⁸ cell)	5,71	0,88	0,19	0,03	6,81	72,85	18,560	91,41	680	2,33	0,32
Surface cellulaire (km ²)	-	-	-	-	-	4 219	1190	5 409	-	-	218
Volume cellulaire (m ³ · t)	-	-	-	-	-	3 851	1085	4 936	-	-	395
Volume plasmique (m ³ · t)	-	-	-	-	-	3 654	1030	4 683	-	-	271
Chlorophylle <i>a</i> (t)	27,21	2,93	0,44	0,05	30,63	11,04	2,52	13,56	86,7	2,25	0,59
Phéopigments (t)	3,52	0,71	0,26	0,013	4,51	1,96	0,27	2,23	14,9	0,34	0,17
ATP (t)	0,459	0,090	0,026	0,002	0,576	0,437	0,133	0,570	3,650	0,197	0,084
Estimations de production primaire pélagique annuelle (¹⁴ C en 1978, production brute sur les deux années)											
Fixation de ¹⁴ C (t)	-	-	-	-	-	44 950	-	-	-	-	-
Production brute (t)	-	-	-	-	-	38 920	-	-	-	-	8 000

che, l'oxygène dissous y est moins abondant, ce qui semble devoir se rattacher à d'importantes activités de dégradation à la matière organique, et concorde bien avec des teneurs en nitrites relativement élevés par rapport à l'étang de Berre (Kim et Travers 1986; Travers et Kim 1996a).

Les quatre affluents de l'étang de Berre considérés ici diffèrent beaucoup entre eux à de nombreux points de vue.

La Durance apporte, à elle seule, environ 8 fois plus d'eaux douces aux étangs que l'ensemble des autres affluents et des précipitations. Elle joue ainsi un rôle absolument prédominant pour régler la salinité des étangs et les charges de seston. Ses eaux sont les plus froides et les plus riches en oxygène de toutes, mais dans ces domaines son influence sur les étangs semble plus limitée par rapport aux autres cours d'eau afférents Arc et Touloubre surtout. Son rôle dans les apports de sels minéraux est moins dominant que vis-à-vis paramètres indiqués ci-dessus. En effet, la Durance,

par rapport à eux est relativement pauvre en nitrates et surtout en phosphates. Son peuplement phytoplanctonique est relativement peu abondant mais riche en chlorophylle *a* et pauvre en phéopigments (Kim 1982a).

A bien des égards, l'Arc et la Touloubre se ressemblent fort et diffèrent des autres rivières. Globalement, on pourrait dire que ce sont de beaucoup les plus riches de tous les cours d'eau, l'Arc l'emporte généralement sur la Touloubre. En effet, toujours avec cette petite différence entre elles, ces deux rivières sont considérablement plus riches que les autres milieux en phosphates et nitrites. Ils sont aussi nettement plus riches en nitrates, mais leur rapport N-NO₃/P-PO₄ est cependant le plus faible qui ait été observé dans les eaux douces (Kim et Travers 1985d).

Ce sont aussi les rivières les plus riches en cellules phytoplanctoniques, l'Arc l'emportant encore sur la Touloubre.

En revanche ces deux cours d'eau diffèrent nettement sur des points sans doute liés au fait que la Touloubre traverse une zone fortement urbaine et peu avant son

embouchures à la différence de l'Arc. La Touloubre contient en effet à son arrivée dans l'étang une très forte charge sestonique et son phytoplancton possède un taux de phéopigments très élevé tandis que celui de l'Arc est davantage riche en chlorophylle "fonctionnelle".

La Durançole présente assez peu d'intérêt pour l'écologie de l'étang de Berre en raison de la faiblesse de son débit et même de ses teneurs en sels nutritifs, silicates exceptés. En revanche, ce cours d'eau est intéressant par ses caractères très particuliers.

En réalité ce n'est pas un cours d'eau douce, mais d'eau oligohaline (de salinité toujours comprise entre 1 et 2‰). C'est aussi une sorte d'eau thermale, à température presque constante (autour de 18°C). Elle est très transparente car son contenu sestonique est minimal. Son pH est aussi plus faible de tous les milieux étudiés (Kim 1988).

Sa teneur en nitrates est plus faible que celle de l'Arc ou de la Touloubre, mais elle contient si peu de phosphate que le rapport $N-NO_3/P-PO_4$ y atteint une valeur considérable, dépassant de beaucoup celles observées ailleurs. Seul son contenu de silicates est un peu supérieur à ceux des autres eaux (Kim 1988).

Malgré de petites poussées brèves, c'est le cours d'eau dont les eaux sont les plus pauvres en phytoplancton.

On a vu, grâce à l'étude des stations I et II que l'influence du milieu marin sur celui des étangs et sur le phytoplancton qui s'y développe est très inférieure à celle des eaux douces. En réalité on a surtout pu mettre en évidence l'influence des étangs sur le milieu marin voisin, particulièrement au débouché du chenal de Caronte dans le golfe de Fos.

La plupart du temps, la station voisine de Carry-le-Rouet présente au contraire les caractéristiques typiquement marines, comparables à celles qui ont été décrites dans la région. Par rapport aux autres milieux étudiés, la station I présente évidemment la salinité et la densité les plus élevées, mais aussi une teneur minimale en seston (Durançole exceptée) d'où une forte transparence par rapport aux autres eaux également une teneur minimale en sels nutritifs, surtout nitrates et silicates (d'où le rapport N/P particulièrement bas). C'est enfin la station où le phytoplancton est le moins abondant, quelque soit le mode d'évaluation quantitative (Kim 1979).

Ces caractéristiques générales peuvent exceptionnellement être troublées en surface, voire quelquefois jusqu'à 25 m, par l'arrivée de nappes d'eaux diluées en provenance de l'embouchure du Rhône et du chenal de Caronte.

La superposition d'eaux fortement dessalées et d'eaux pratiquement marines est au contraire la règle à la station II, située face à l'arrivée des eaux provenant de l'étang de Berre. Les eaux superficielles y présentent généralement les caractéristiques voisines de celle de l'étang mais cependant modifiée par un certain mélange. La situation inverse caractérise les eaux subsuperficielles, de sorte que les caractères généraux de la station, si l'on se permet d'effectuer des moyennes entre des couches d'eau tout de même fort dissemblables, sont presque toujours intermédiaires entre celles des étangs et celles de la station I (Kim 1979, 1980a, b).

Au terme de ce travail, il apparaît clairement qu'il mériterait d'être prolongé et utilisé dans diverses directions. L'étude taxonomique du phytoplancton des étangs, bien qu'elle comble une partie de l'ignorance antérieure, n'est encore qu'une ébauche qui exigerait en premier lieu d'importantes compléments dans la classe des chlorophycées.

En ce qui concerne l'écologie de phytoplancton, une étude plus complète de certaines des données recueillies devrait en particulier apporter une connaissance approfondie des échanges au niveau du chenal de Caronte. La complexité des relations écologiques et la multiplicité des facteurs qui interviennent justifieraient un traitement mathématique des données. Mais il serait également intéressant de combler des vides importants comme ceux qui concernent les polluants (surtout dans l'étang de Vaine) et les consommateurs phytophages (Travers et Kim 1988b).

RÉFÉRENCES

- Kim KT. 1979. Contribution à l'étude de l'écosystème pélagique dans les parages de Carry-le-Rouet (Méditerranée nord-occidentale). 1. Caractères physiques et chimiques du milieu. *Téthys* 9(2):149-165.
- Kim KT. 1980a. Contribution à l'étude de l'écosystème pélagique dans les parages de Carry-le-Rouet. 2. ATP, Pigments phytoplanctoniques et poids sestonique.

- Téthys 9 (3):215-233.
- Kim KT. 1980b. Contribution à l'étude de l'écosystème pélagique dans les parages de Carry-le-Rouet. 3. Composition spécifique, biomasse et production du microplancton. Téthys 9 (4):317-344.
- Kim KT. 1981. Le phytoplancton de l'étang de Berre: Composition spécifique, biomasse et production : Relations avec les facteurs hydrologiques, les cours d'eau afférents et le milieu marin voisin (Méditerranée nord-occidentale) Thèse Doctorat d'Etat Univ. Aix-Marseille, II:1-474.
- Kim KT. 1982a. Un aspect de l'écologie de l'étang de Berre (Méditerranée nord-occidentale): les facteurs climatologiques et leur influence sur le régime hydrologique. Bull. Mus. Hist. nat. Marseille 42:51-68.
- Kim KT. 1982b. La température des eaux des étangs de Berre et Vaïne en relation avec celles des cours d'eau afférents et de milieu marin voisin (Méditerranée nord-occidentale) Téthys 10 (4):291-302.
- Kim KT. 1983. Production primaire pélagique de l'étang de Berre en 1977 et 1978. Comparaison avec le milieu marin (Méditerranée nord-occidentale). Mar. Biol. 73 (3):325-341.
- Kim KT. 1988. La salinité et la densité des eaux des étangs de Berre et de Vaïne (Méditerranée nord-occidentale). Relations avec les affluents et le milieu marin voisin. Mar. Nat. 1 (1):37-58.
- Kim KT et M Travers. 1983. La transparence et la charge sestonique de l'Étang de Berre (Côte méditerranéenne française) Relation avec les affluents et le milieu marin voisin. Hydrobiologia 107:75-95
- Kim KT et M Travers. 1984. Le phytoplancton des étangs de Berre et Vaïne (Méditerranée nord-occidentale). Intern. Rev. ges. Hydrobiol. 69 (3):361-388.
- Kim KT et M Travers. 1985a. Evolution de la composition spécifique du phytoplancton de l'étang de Berre (France). Rapp. Comm. int. Mer Médit. 29 (4):97-99.
- Kim KT et M Travers. 1985b. L'étang de Berre : un bassin naturel de culture du phytoplancton. Rapp. Comm. int. Mer Médit. 29 (4):101-103.
- Kim KT et M Travers. 1985c. Relation entre transparence, seston et phytoplancton en mer et en eau saumâtre. Rapp. Comm. int. Mer Médit. 29 (9):151-154.
- Kim KT et M Travers. 1985d. Apports de l'Arc à l'étang de Berre (Côte Méditerranéenne française). Hydrologie, caractères physique et chimique. Ecol. Médit. 11 (2/3): 25-40.
- Kim KT et M Travers. 1985e. Comparaison entre plusieurs estimations de biomasse phytoplanctonique dans deux milieux très différents. Rapp. Comm. int. Mer Médit. 29 (9):155-157.
- Kim KT et M Travers. 1986. L'oxygène dissous dans une lagune eutrophisée à salinité variable (Étang de Berre: Méditerranée nord-occidentale) et dans les eaux douces et marines adjacentes. J. oceanol. Sci. Korea 21 (4): 211-228.
- Kim KT et M Travers. 1988. Importance comparée des divers groupes taxonomiques dans les inventaires du phytoplancton de l'étang semi-estuarien de Berre et des milieux voisins marins et dulçaquicoles. Mar. Nat. 1 (1):99-101.
- Kim KT et M Travers. 1990. Un modèle intéressant: les étangs saumâtres de Berre et Vaïne (Méditerranée nord-occidentale): l'hydrologie, le phytoplancton et la production. Mar. Nat. 3:61-73.
- Kim KT et M Travers. 1995a. Utilité des mesures dimensionnelles et des calculs de surface et biovolume du phytoplancton. Comparaison entre deux écosystèmes différents. Mar. Nat. 4:43-71.
- Kim KT et M Travers. 1995b. Apports de l'étude des chlorophylles et phéopigments à la connaissance du phytoplancton de l'étang de Berre et des eaux douces ou marines voisines (Méditerranée nord-occidentale), Mar. Nat. 4:73-105.
- Kim KT et M Travers. 1995c. Dosage d'ATP planctonique dans trois milieux aquatiques différents : comparaisons avec les estimations pigmentaires et microscopiques du phytoplancton. Mar. Nat. 4:107-125.
- Kim KT et M Travers. 1997a. Les nutriments de l'Étang de Berre et des milieux aquatiques contigus (eaux douces, saumâtres et marines: Méditerranée NW). 2. Les nitrates. Mar. Nat. 5:35-48.
- Kim KT et M Travers. 1997b. Les nutriments de l'Étang de Berre et des milieux aquatiques contigus (eaux douces, saumâtres et marines: Méditerranée NW), 4. Les nitrites. Mar. Nat. 5:65-78.
- Travers M et KT Kim. 1985. Le phytoplancton apporté par l'Arc à l'étang de Berre (Côte Méditerranéenne française): dénombrement, composition spécifique, pigments et adénosine-5-triphosphate. Ecol. medit. 11 (4):43-60.
- Travers M et KT Kim. 1988a. Caractères physiques et chimiques des étangs de Berre et Vaïne (Côte Méditerranéenne française). Mar. Nat. 1 (1):97-98.
- Travers M et KT Kim. 1988b. Le phytoplancton du Golfe de Fos (Méditerranée nord-occidentale). Mar. Nat. 1 (1): 21-35.
- Travers M et KT Kim. 1990. Le pH et l'alcalinité de l'étang de Berre (Méditerranée nord-occidentale). Comparaison avec les cours d'eau afférents et le milieu marin voisin. Mar. Nat. 3 (1):75-84.

Travers M et KT Kim. 1996a. Les nutriments de l'Etang de Berre et des milieux aquatiques contigus (eaux douces, saumâtres et marines; Méditerranée NW). 1. Les phosphates. *Mar. Nat.* 5:21-34.

Travers M et KT Kim. 1996b. Les nutriments de l'Etang de Berre et des milieux aquatiques contigus (eaux douces, saumâtres et marines; Méditerranée NW). 3. Rapport N/P ($N-NO_3/P-PO_4$). *Mar. Nat.* 5:49-64.

Travers M et KT Kim. 1996c. Les nutriments de l'Etang de

Berre et des milieux aquatiques contigus (eaux douces, saumâtres et marines; Méditerranée NW), 5. Les silicates. *Mar. Nat.* 5:79-91.

Manuscript Received: March 24, 2004

Revision Accepted: May 1, 2004

Responsible Editorial Member: Saywa Kim
(Yongin Univ.)