

CHOIX DU SITE DE CULTURE DE L'ALGUE ROUGE *GRACILARIA VERRUCOSA* (HUDSON) PAPENFUSS DANS LA LAGUNE DE BIZERTE : CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU

Fethi MENS^{1*}, J. KSOURI¹, W. HAMMAMI¹, et M.S. ROMDHANE²

¹ Institut National des Sciences et Technologies de la Mer, Laboratoire de biodiversité et biotechnologies marine, 29 Rue Général Kheireddine 2015 Le Kram, Tunisie.

² Institut National Agronomique de Tunisie, Unité de recherche Ecosystèmes et Ressources Aquatiques, 43 av. Charles Nicolle 1082 Tunis. Tunisie
mens.fethi@instm.nrnt.tn

ملخص

إختيار موقع أستزراع الطحلب الأحمر غراسيلاريا ببحيرة بنزرت : المميزات الفيزيوكيميائية للماء : يعتبر اختيار الموقع عامل أساسي لأي نشاط يهتم بتربية الأحياء المائية، فهو يؤثر على نجاحه وديمومته وذلك بتأثيره على مصاريف التركيز وتكلفة التسيير والإنتاج بصفة عامة. لقد تمت عملية تحديد المميزات البيئية لثلاثة مناطق ببحيرة بنزرت لاختيار أحسن المواقع لاستزراع الطحلب الأحمر غراسيلاريا. في هذا الإطار تمت دراسة تركيز وتوزيع المغذيات (الأزوت والفسفور) من جهة ودرجة الملوحة والحرارة ونسبة الأكسجين بالماء بمختلف الأعماق (1 و 2 و 3 و 4 م) وصفاء الماء من جهة أخرى وذلك بثلاثة مواقع خلال فترة ربيع 2009 قصد دراسة توزيعها حسب المكان والزمان وقد استعملت لهذا الغرض الطرق التحليلية والموحدة دولياً. لقد تبين من خلال هذه الدراسة أن البحيرة متأثرة خلال هذه الفترة بالحوض الذي يحيط بها، كما أنه لا توجد أي مطابقة عمودية أو أفقية لمختلف العوامل التي تمت دراستها .
الكلمات المفاتيح : بحيرة بنزرت، اختيار الموقع، غراسيلاريا، استزراع، نوعية الماء

RÉSUMÉ

La caractérisation environnementale de trois zones de la lagune de Bizerte a été faite dans le but d'identifier le meilleur emplacement pour la culture de l'algue rouge *Gracilaria verrucosa*. La concentration et la distribution des nutriments (ammonium, phosphate) dans l'eau ainsi que la salinité, la température et l'oxygène dissous ont été étudiées dans trois stations d'échantillonnage à différentes profondeurs (1, 2, 3 et 4 m) durant le printemps 2009 afin de suivre leurs variations. Les méthodes analytiques internationales standardisées ont été appliquées. La lagune est influencée par les apports de son bassin versant et est caractérisée par l'absence de toute stratification horizontale et verticale concernant les différents paramètres étudiés. Cette homogénéité des paramètres physicochimiques permet d'envisager la culture de l'algue sur tout le plan d'eau.

Mots clés : Lagune de Bizerte, Site de sélection, *Gracilaria*, qualité de l'eau

ABSTRACT

Site selection of the *Gracilaria verrucosa* culture in Bizerte lagoon : water physico-chemical characteristics : Environmental characterization of different depths and site representing the biogeochemical differences of the Bizerte lagoon, north of Tunisia, was done in order to select a site and depth for the culture of the red algae *Gracilaria verrucosa*. The concentration and distribution of nutrient (ammonium, phosphate) in water, as well as the salinity, temperature and dissolved oxygen was studied along three sampling stations at different depths (1, 2, 3 and 4 m), during a spring 2009 in order to know their spatial and temporal variations. Standardized analytical methods were applied in order to reach these objectives. The use of soils for farming and continental runoff of the adjacent terrestrial systems close to the coastal lagoon seemed to be a significant nutrient source for this water body. During this period, we noticed the absence of all stratification horizontal and vertical concerning the various studied parameters.

Keys words: Bizerte lagoon, site selection, *Gracilaria verrucosa*, water quality

INTRODUCTION

Les lagunes littorales saumâtres constituent des milieux d'une haute productivité biologique et offrent des possibilités de production halieutique. Pour les pays du Sud de la Méditerranée, la Tunisie occupe la deuxième place après l'Égypte, du point de vue nombre et superficie de lagunes côtières. Ses ressources

lagunaires, très variées en poissons et coquillages, représentent un pôle d'intenses activités pour les populations riveraines. En Tunisie, la lagune de Bizerte est la troisième du point de vue étendue (15.000 ha) derrière la lagune de Bou Grara (50.000 ha) et la lagune d'Elbibane (30.000 ha). Sa productivité est cependant faible par rapport à ces deux dernières. Cette productivité stagne depuis des années et se dégrade

progressivement. L'intensification de l'exploitation des ressources et l'accélération de tous les processus de dégradation du milieu naturel font planer un risque majeur d'eutrophisation et de raréfaction des stocks. Les sources d'eutrophisation de la lagune de Bizerte sont multiples. L'accroissement de la population des villes avoisinant le lac, couplé à une croissance économique notable des zones industrielles, génère le rejet dans le lac d'une grande quantité d'azote et de phosphate. S'ajoute aussi le lessivage des bassins versants de la région, exploités par une agriculture utilisant de grandes quantités d'engrais chimiques (riche en N et P).

Étant donné que les principaux éléments causant l'eutrophisation proviennent à la lagune à travers des activités urbaines, agricoles et industrielles, la solution radicale réside dans le contrôle à l'amont des rejets de ces activités. Cette tâche, requérant la contribution de plusieurs acteurs (exploitants, pouvoirs publics et recherche scientifique) et nécessitant un effort considérable d'investissement, est perçue comme une solution à long terme. Des solutions à court terme d'ordre bioécologique, comme le recours à l'algoculture, pourraient contribuer à l'allègement des problèmes d'eutrophisation et à l'amélioration de l'exploitation de ce plan d'eau. À travers les cultures, les algues offrent la possibilité de fixer une grande quantité d'éléments nutritifs.

Selon les évaluations de Ben Garali et al., (2009), la lagune de Bizerte, dont la profondeur moyenne ne dépasse pas les 7 m, reçoit en hiver d'importants flux liquides et solides en provenance de son bassin versant. Les apports en éléments nutritifs sont estimés à environ 80, 1007, 97 et 74 tonnes de nitrites, nitrates, ammonium et phosphate respectivement. Pour la mobilisation d'une grande quantité d'azote par la culture de *Gracilaria verrucosa*, de grandes superficies sont nécessaires. Selon Ksouri et al., (2003), les techniques de culture (corde tendue sur le substrat) ne sont applicables que dans 10 % de la superficie totale de la lagune correspondant à la surface entre les rivages et l'isobathe -2 mètres. De plus, dans cette superficie limitée, il faut chercher des zones dépourvues de végétation. Par ailleurs, la culture en mode suspendu exploitant la colonne d'eau s'avère intéressante d'autant qu'elle peut se faire en polyculture avec les moules.

Les principaux paramètres physicochimiques qui doivent être considérés pour la culture de *Gracilaria* sont la transparence de l'eau, la température, la salinité, l'oxygène dissous, l'ammonium et les orthophosphates. La plupart des espèces de *Gracilaria* se développent bien quand la température est comprise entre 20 et 30°C, que la salinité se situe entre 25 et 33 ‰ et que le milieu est bien aéré (Bird, 1988 ; Choil et al., 2006).

Quant aux nutriments, les Gracilaires utilisent préférentiellement l'ammonium comme source d'azote et les ions orthophosphates en tant que source de phosphates (Thomas et Harrison, 1985; Smit, 2002 ; Rees, 2003). *Gracilaria* croît normalement avec des concentrations en ammonium variables entre 0.1 mg/l et 10 mg/l et des concentrations en orthophosphates ne dépassent pas 1 mg/l (Chaoyuan et al., 1993; Navarro-Angulo et Robledo, 1999). Il est possible de décrire, expliquer ou prévoir le comportement de l'algue dans la lagune en connaissant la distribution de ses différents paramètres dans le temps et dans l'espace.

Le but de la présente étude est d'analyser, la distribution et la variation des paramètres physiques (transparence de l'eau, température, oxygène dissous et salinité) et chimiques (ammonium et phosphate) dans différents emplacements et profondeurs de la lagune et ce au cours de la période optimale à la culture de *Gracilaria verrucosa*. Nous essayons avec cette caractérisation environnementale de déceler les éventuelles stratifications horizontales et/ou verticales qui seront utiles pour le choix du site et de la profondeur de culture.

MATERIEL ET METHODES

Stations d'étude

La lagune de Bizerte (37°8' - 37°14'N, 9°48' - 9°56'E) est située sur la côte nord de la Tunisie. Elle a une superficie de 150 km² et une profondeur moyenne de 7 m. Elle communique au nord avec la mer Méditerranée par un canal de 12 m de profondeur et de 7 km de longueur et à l'ouest avec le lac Ichkeul par l'oued Tinja qui l'alimente en eau douce de façon irrégulière. L'apport marin est fort en été, avec une circulation anticyclonique dans la lagune (Harzallah, 2003). Les vents dominants du Nord-ouest constituent le principal facteur forçant, puisque les marées sont négligeables (Mansouri, 1996). De même, la lagune constitue un bassin récepteur d'un réseau hydrographique intense drainant un bassin versant de plus de 424 km².

Le site est probablement le facteur le plus important pour la viabilité d'un projet commercial de culture d'algues. Il devrait être sélectionné dans l'optique de fournir des conditions optimales de culture évitant tous les facteurs stressants qui peuvent réduire la croissance. Certaines informations concernant l'écobiologie et la distribution de l'espèce devraient être connues pour guider le choix d'un emplacement de culture. Le secteur devrait être d'une profondeur appropriée et suffisamment abrité de l'action du vent et des vagues. L'accessibilité aux champs de cultures et la facilité des opérations de routine (démarrage des

culture, entretien, surveillance et récolte) sont autant de critères additionnels de sélection du site.

En se basant sur les modèles hydrologiques proposés par Frisoni *et al.*, (1986), Harzallah et Koutitonsky (2001), Harzallah (2003) et Bejoui *et al.*, (2008), nous avons choisi les trois stations d'études suivantes (Figure 1) : Menzel Jemil (A), Menzel Abderrahman (B) et Jouada (C). Chaque zone comporte un site en profondeur et un site sur le rivage. A_1, B_1, C_1 sont les stations en profondeur et les stations A_0, B_0, C_0 sont des stations témoins sur le rivage. Les Coordonnées géographiques des différentes stations d'échantillonnage sont comme suit : A_0 ($37^\circ 13.391'$), B_0 ($37^\circ 13.706'$), C_0 ($37^\circ 09.00'$), A_1 ($37^\circ 13.00'$), B_1 ($37^\circ 13.00'$) et C_1 ($37^\circ 09.500'$).

Mesures environnementales

Ces mesures, concernant la profondeur de secchi, la température, la salinité et l'oxygène dissous, ont été effectuées durant la période couvrant les mois de mars, avril et mai et correspondant à la période de culture de *Gracilaria verrucosa*.

Profondeur de secchi

Le disque de Secchi (un diamètre de 30 cm et un poids de 3 kg), divisé en quatre parties peintes alternativement en noir et blanc, est attaché à une corde comportant des marques tous les 50 cm. Les mesures de la profondeur de secchi ont été faites selon les recommandations de Preisendorfer (1986), par la même personne à la même période de la journée.

Température et salinité

Pour les différentes profondeurs, les mesures de la température et de la salinité ont été effectuées sur le terrain selon les recommandations de Fonseca (1990), durant la période de l'expérience, à la même heure. A chaque profondeur, l'eau est collectée à l'aide d'une bouteille de renversement de Van Dorn (capacité environ 3 litres).

Dosage des nutriments

Pour les nutriments dissous, on utilise l'eau filtrée sur GF/C. Les échantillons d'eau sont conditionnés sur place et placés dans des flacons en PVC de 100 ml. Trois flacons sont fixés avec 0,5 ml d' H_2SO_4 4N pour le dosage de l'azote et du phosphore.

Les dosages ont été effectués au laboratoire. Il s'agit de la forme inorganique de l'azote (NH_4^+) et des ions orthophosphates HPO_4^{3-} . L'ammonium et les ions orthophosphates ont été déterminés respectivement selon les méthodes de Solorzano (1969) et Murphy et Riley (1962).

Analyse statistique

Tous les résultats sont exprimés par une moyenne \pm l'écart type. Pour l'analyse statistique des résultats, le test t de Student (Schwartz, 1971) a été utilisé afin de comparer les moyennes concernant les paramètres physiques (transparence de l'eau, température, oxygène dissous et salinité) et les paramètres chimiques (ammonium et orthophosphates).

RESULTATS

Paramètres physiques

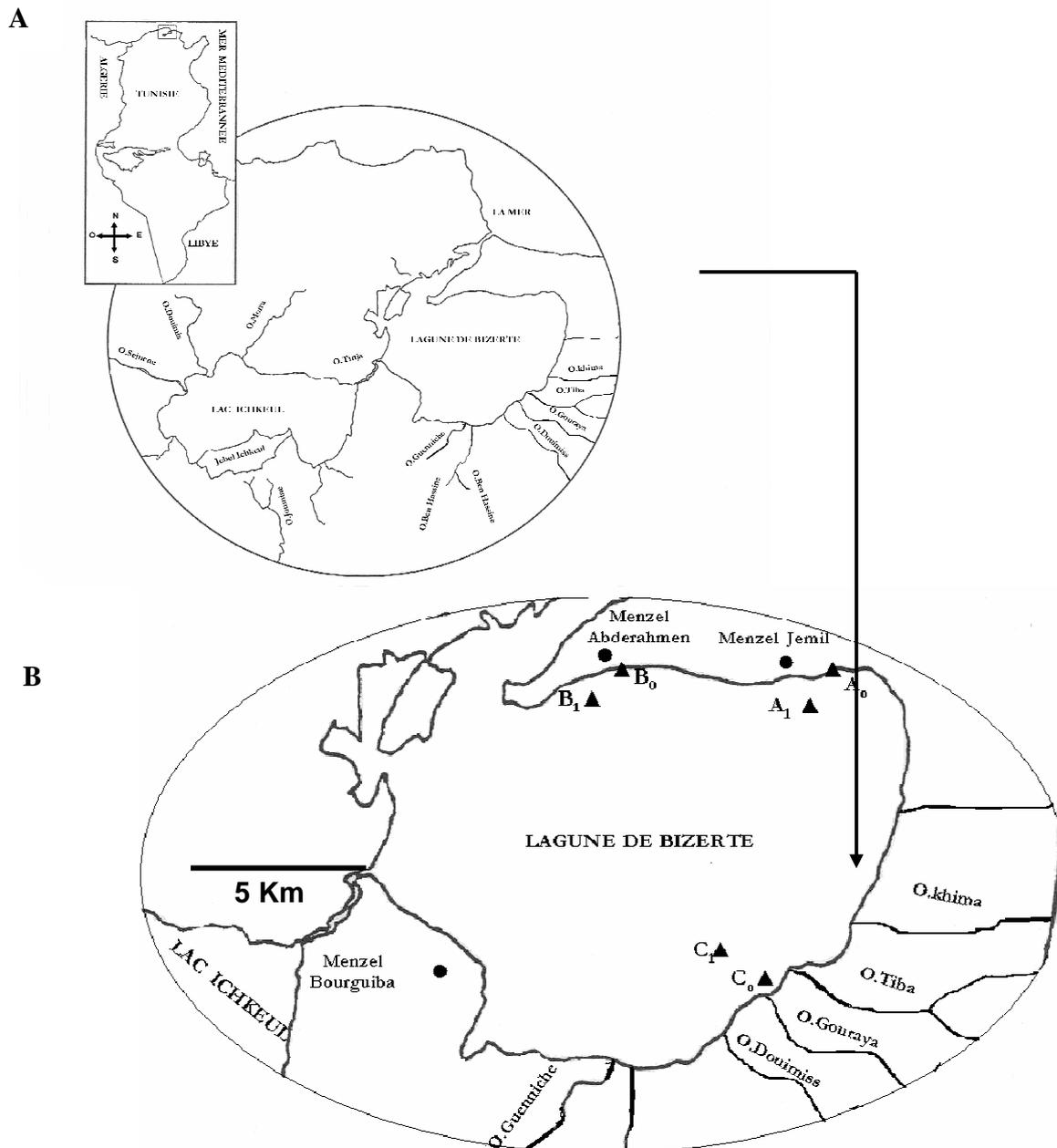
La variation des valeurs de la transparence de l'eau, de la température, de l'oxygène dissous et de la salinité est illustrée par la figure 2. La valeur moyenne de la transparence du disque du secchi (Zs) diffère entre les stations ($p < 0.001$). La valeur la plus faible (2.6) a été enregistrée dans la station C alors que la valeur la plus élevée a été notée dans la station A (3.6).

Au cours de la période d'étude, la température moyenne des eaux de la lagune était comprise entre 19 et 20 °C. L'analyse statistique montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les sites et les profondeurs ($p > 0.05$). L'ensemble du plan d'eau présente une grande homogénéité, tant sur le plan horizontal que vertical, ce qui indique l'absence de stratification.

L'ensemble du plan d'eau présente une teneur en oxygène dissous comprise entre 5 et 6.5 mg/l. L'analyse statistique montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les sites et les profondeurs ($p > 0.05$). Les salinités moyennes enregistrées sont comprises entre 33.5 et 34.5 ‰, sauf pour la station Co (32‰) où la valeur moyenne est la plus faible ($p < 0.001$). Là encore, l'absence de stratification est apparente.

Paramètres Chimiques

La variation des teneurs en ammonium et orthophosphates est illustrée par les figures 3 et 4. Dans les trois stations d'études, la concentration mensuelle de l'azote ammoniacal des eaux de surface et en profondeur est en nette progression au cours de la période d'étude. En effet, cette concentration a varié de 0,05 mg/l à 0,10 mg/l au mois de mars, de 0,08 à 0,14 mg/l au mois d'avril et enfin de 0,14 à 0,25 mg/l au mois de mai. La distribution de l'azote ammoniacal est hétérogène et variable en fonction de la station et de la profondeur. Des pics de concentrations d'ammonium ont été enregistrés sur les rivages de la station C (0,20, 0,14 et 0,40 mg/l au cours des mois de Mars, Avril et Mai respectivement), de la station B (une valeur proche de 0,08 mg/l dans tous les mois) et enfin de la station A.



Coordonnées géographiques des différentes stations de culture (A₁, B₁, C₁ : culture en mode suspendu), (A₀, B₀, C₀ : culture témoin sur le substrat) ; A₁ (37°13.00'), B₁ (37°13.00'), C₁ (37°09.500'). A₀ (37° 13.391'), B₀ (37° 13.706') et C₀ (37° 09.00'),

Figure 1: Délimitation de la lagune de Bizerte et de son bassin versant (A) et emplacements des cultures (B).

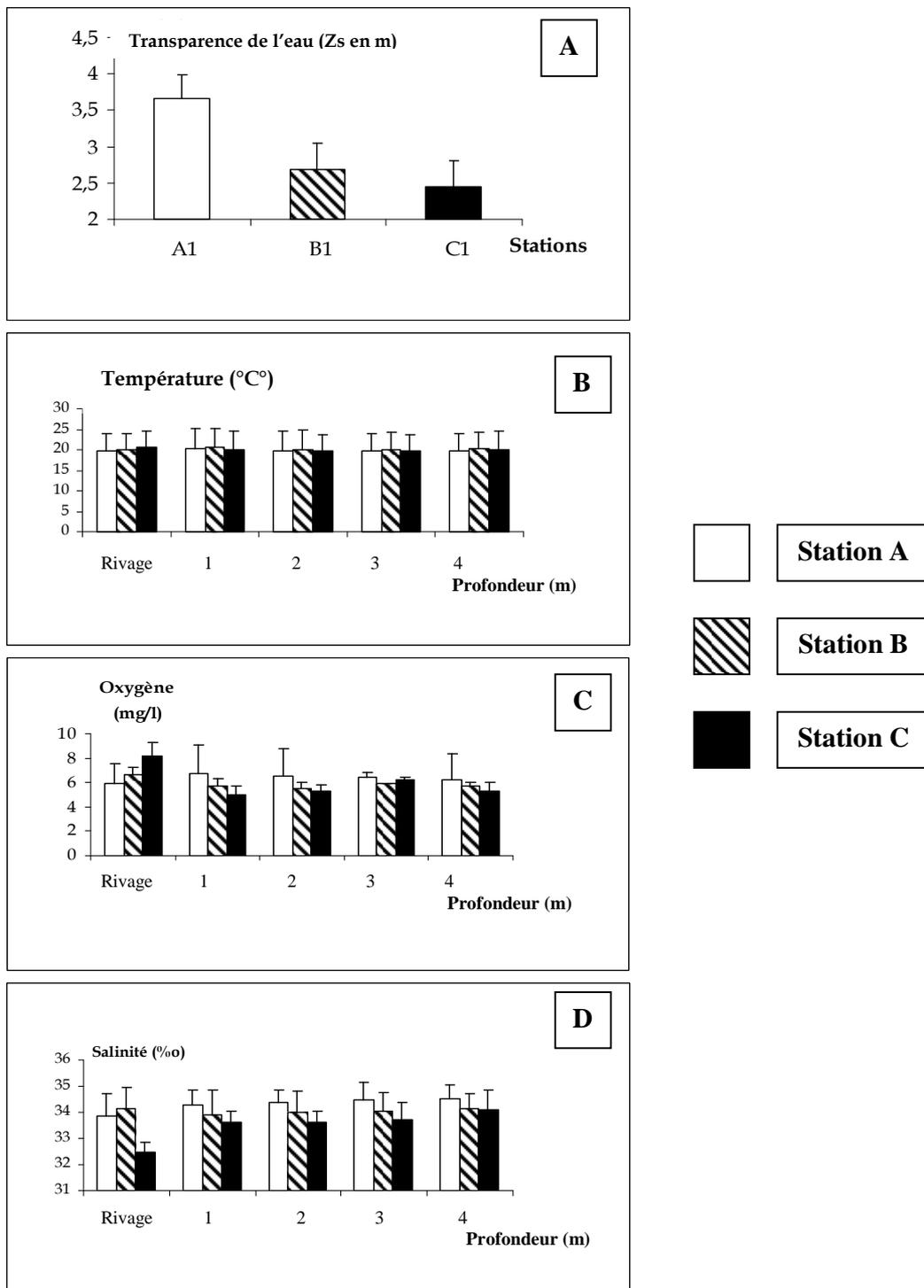


Figure 2 : Variation de la transparence de l'eau (A), de la température (B) de l'oxygène dissous (C) et de la salinité (D) dans les différentes stations d'études. (n=15 observations pour chaque paramètres)

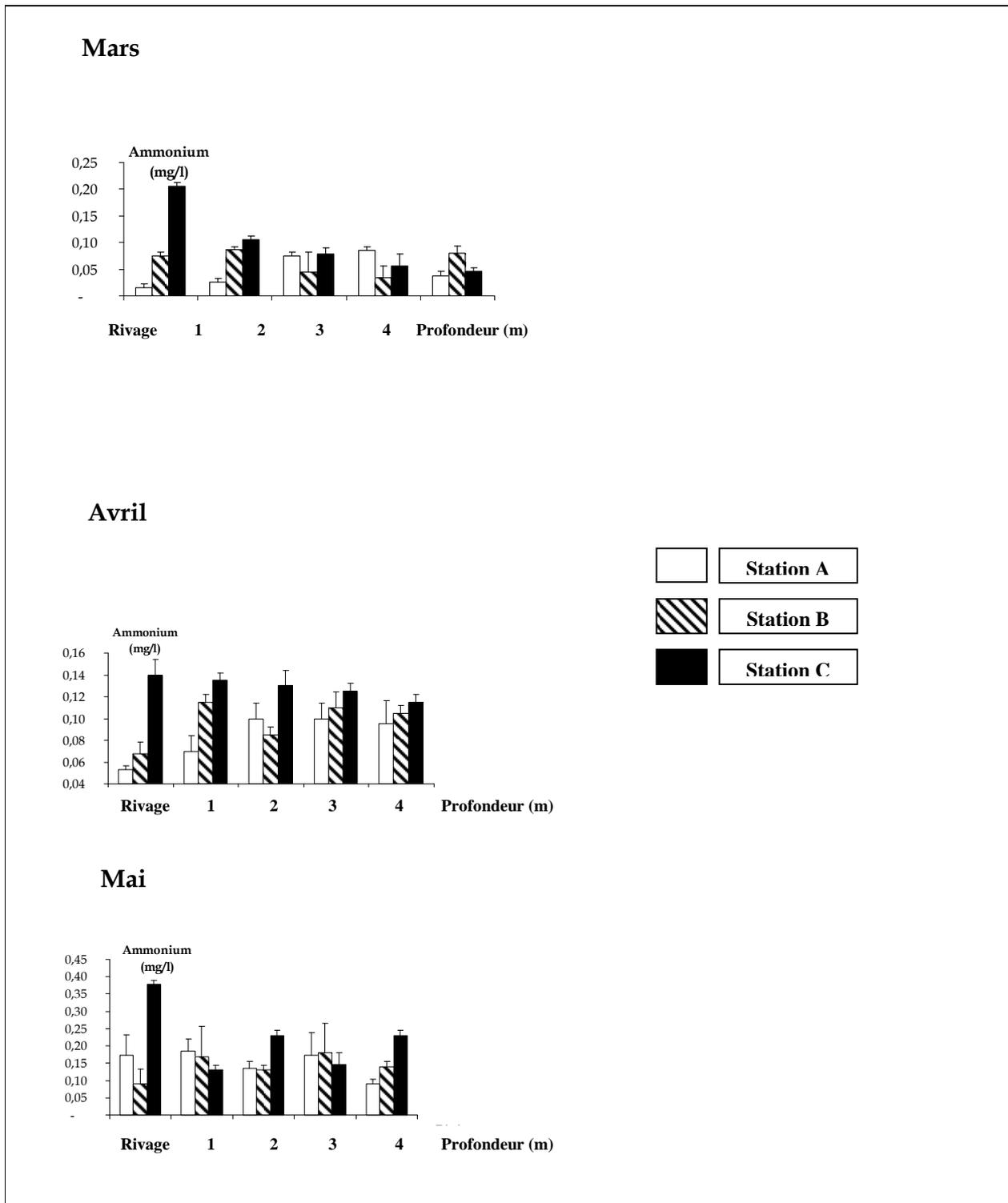


Figure 3 : Variation des teneurs en ammonium au cours des mois de Mars, Avril et Mai dans les différentes stations et à différentes profondeurs de la lagune de Bizerte (n=15 observations).

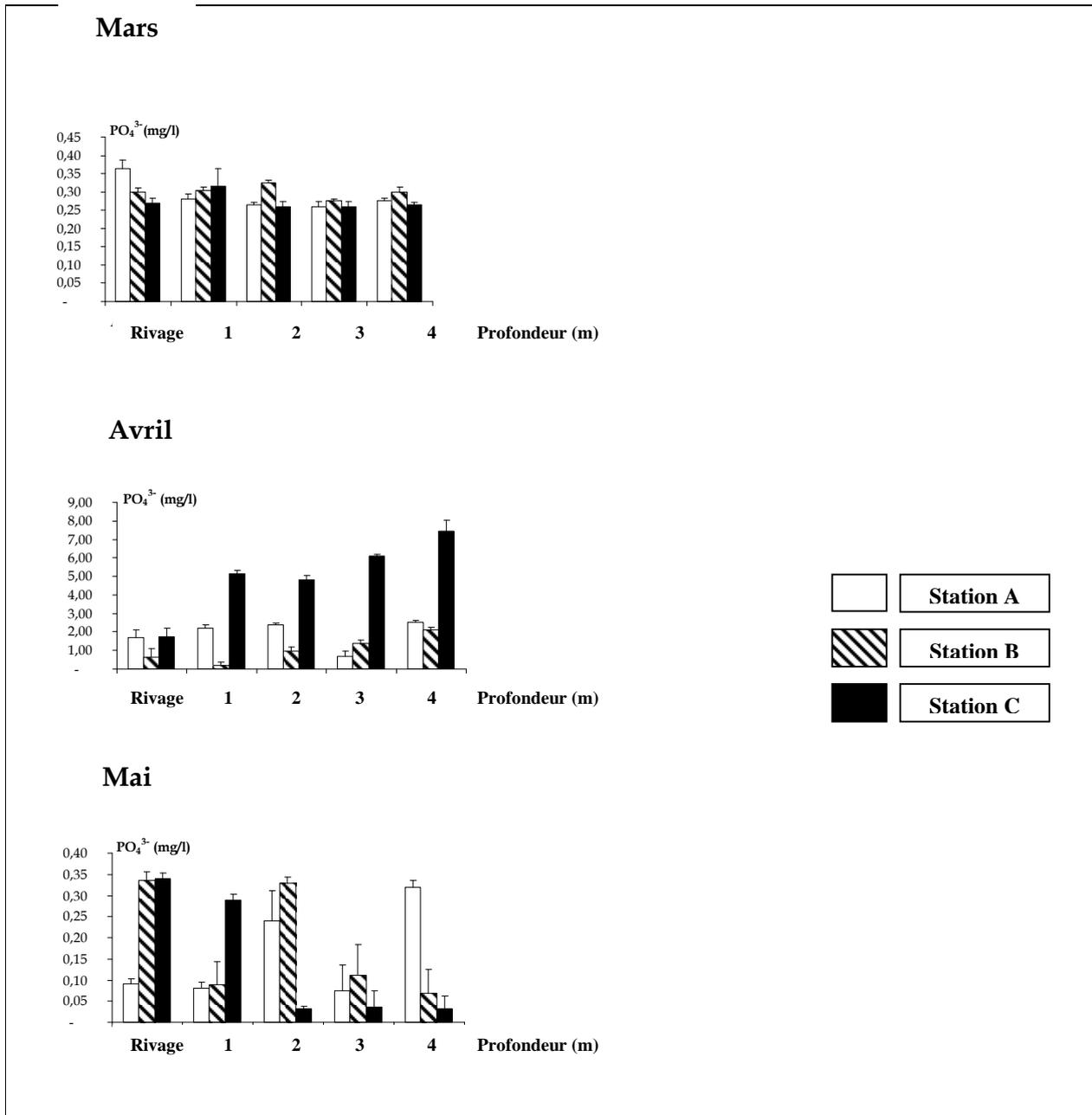


Figure 4 : Variation des teneurs en orthophosphates au cours des mois de Mars, Avril et Mai dans les différentes stations et à différentes profondeurs de la lagune de Bizerte ((n=15 observations).

où les valeurs enregistrées sont trop faibles par rapport aux deux autres. Ainsi, dans les différentes stations sur les rivages, la répartition des concentrations d'ammonium est beaucoup plus ordonnée par contre dans les profondeurs, il n'y a pas de stratification. A l'inverse des teneurs d'ammonium, les teneurs en

orthophosphates augmentent d'une manière très significative entre le mois de mars et le mois d'avril ; ensuite, on note une chute vers les valeurs initiales, celles du mois de mars. Au cours du mois d'avril, les teneurs en orthophosphates dans les profondeurs 1 et 2

m de la station C sont nettement supérieures que celles des autres stations ($p < 0.05$).

DISCUSSION

Paramètres physiques

Selon la classification du OECD (1982), la profondeur de secchi des eaux des trois stations d'études est caractéristique des milieux eutrophiques. En raison de la faible profondeur de la lagune, le vent est capable de remettre en suspension les particules des couches superficielles du fond. Cependant, des corrélations existent entre les teneurs de matières en suspension et le coefficient d'atténuation (Kleeberg et al., 1997 ; Hanlon et al., 1999). La lagune de Bizerte est dominée au cours de la période de l'expérience par un vent Nord-ouest généralement forts (6 à 8m/s). Les vents d'une vitesse inférieure à 1 m/s sont rares. L'étude préliminaire de quelques propriétés physico-chimiques des sédiments de la lagune montre que la frange littorale de la lagune est généralement sableuse. En s'éloignant des côtes de la lagune, les sédiments prennent une texture limoneuse à argilo-limoneuse; les deux parties centrale et ouest de la lagune ont une texture plus lourde caractérisée par un pourcentage d'argiles sodiques (Helmi et al., 2002). Eu égard à la faible profondeur moyenne de la lagune, à la nature des vents dominants et à la sédimentologie, il y a un brassage continu de la colonne d'eau, suivi d'une forte intensité de matières en suspension.

La faible valeur de la profondeur de secchi de la station C par rapport aux autres stations pourrait être expliquée par le fait que cette partie de la lagune est servie par plusieurs oueds (Tinja, Mrezig, Garek, Ben Hassine et Gueniche) la nourrissant d'eau douce et d'une grande quantité de matériel argileux. Les eaux de ces oueds sont trop chargées en matières en suspension (26 et 40 g/m³ selon Bejoui et al., 2005). Les matériaux argileux, mis en suspension, augmentent la turbidité de l'eau de la lagune sur une grande partie de l'année. Ce phénomène a été observé ailleurs (Loiselle et al., 2005). De même, cette station reçoit plusieurs rejets urbains et industriels de la ville de Menzel Bourguiba (Harzalah, 2003).

Ces rejets se dirigent vers la partie ouest de la lagune où se trouve la station C, ensuite vers le centre de la lagune et enfin vers la partie Nord avant leurs évacuations vers la mer. La transparence la plus élevée, enregistrée dans la station A, peut être expliquée par l'absence de cours d'eau, d'une part et par un faible hydrodynamisme du milieu d'autre part (Harzalah, 2003).

Au cours de la période d'étude, les valeurs moyennes de la température des eaux de la lagune de Bizerte sont homogènes dans les sites considérés aussi bien en

surface qu'en profondeur. Cette stabilité thermique a été observée pour cette lagune (Frisoni et al., 1986 ; Bejoui et al., 2008 ; Sakka et al., 2008) et ailleurs (Gikas et al., 2006 ; Marcovecchio et al., 2006 ; McCarthy et al., 2007). En effet, la faible profondeur des différentes stations, de l'ordre de 4 à 7 m, le brassage des eaux dû essentiellement aux vents, les ruissellements et la précipitation directe créent un hydrodynamisme favorisant le mélange entre les couches d'eaux de surface et sous-jacentes et engendrant ainsi une homogénéisation de la température sur toute la colonne d'eau. D'autant que la lagune de Bizerte est caractérisée par un faible renouvellement d'eau (Harzallah et al., 2003)

La salinité des eaux de surface et dans les différentes profondeurs est homogène. La salinité moyenne observée est voisine de celle relevée par Bejoui et al., (2008) mais plus élevée que celle rapportée par Boukef et al., (2009). Cette variabilité pourrait être expliquée par le fait que durant cette période de l'année, les quantités d'eaux douces arrivant à la lagune sont variables d'une année à l'autre. En effet, suite aux crues des oueds, on devrait s'attendre à une dessalure de la lagune et à des valeurs proches de 25 ‰. La construction de plusieurs retenues d'eau dans le bassin versant du lac Ichkeul a affecté la quantité d'eau déversée dans l'oued Tinja et par là même le bilan hydrique de la lagune de Bizerte. Ces aménagements ont engendré des modifications profondes sur les caractéristiques hydrobiologiques de la lagune dont en particulier la salinité de ses eaux (Harzallah et al., 2003). Ainsi, la salinisation de la lagune se fait précocement et d'une manière plus prononcée. Dans les conditions actuelles de la lagune de Bizerte, la salinité des eaux de surface est élevée sur une très grande partie de l'année car les influences des apports d'eau douce (oueds, ruissellements diffus et précipitations directes) sont inférieures aux apports de la mer. Compte tenu de la faible profondeur de la lagune, nous n'avons pas observé de gradient vertical de salinité. Ceci confirme les observations de Sakka et al., (2008).

Au cours de la période d'étude, la concentration en oxygène dissous dans la lagune est homogène à la surface et en profondeur. Les valeurs enregistrées concordent avec celles rapportées par Frisoni et al., (1986), Béjoui et al., (2008) et Boukef et al., (2009). Pour la marée, la lagune subit les variations de la hauteur d'eau de la Méditerranée ; la marée propre à la lagune étant très faible. Le vent agit sur les couches de surface et déplace l'eau selon la direction dominante du vent qui est le Nord-Ouest. L'intensité de ce déplacement est plus forte dans le bord Ouest et Est qu'en milieu de la lagune. Ceci a pour conséquence un renouvellement des eaux aux bords Ouest, plus rapide

qu'au centre et au bord est (Harzallah, 2003). Ceci explique probablement la forte teneur en oxygène dans la station C0, qui dépasse les 7 mg/l, étant donné qu'elle se trouve sur le bord ouest.

Paramètres chimiques

Les concentrations enregistrées des différents éléments nutritifs sont comparables aux valeurs rapportées par d'autres auteurs (Sakka et al., 2006 ; Sakka et al., 2007 ; Bejoui et al., 2008) ; par contre, elles sont plus élevées que celles déterminées par Frizoni et al., (1986). Des valeurs proches ont été observées dans d'autres lagunes en Méditerranée (Vaquer et al., 1996 ; Fonda Umani et Beran, 2003). Au cours de ce travail (durant le printemps), nous n'avons pas observé, pour les différents éléments chimiques, de stratifications verticales comme rapportées en période estivale par Souissi et al.,(2005) et Sakka et al., (2008). Au printemps, la lagune est sous influence de son bassin versant qui apporte une grande quantité d'eau douce d'une part et sous l'influence de la marée d'autre part. Ceci entraîne un brassage lent de la masse d'eau douce avec l'eau salée du lac, empêchant toute stratification (Mitchell et al., 2007). De même, nous n'avons pas déterminé de stratifications horizontales.

Tout au long de la période d'étude, les concentrations d'azote ont été de plus en plus élevées. Il paraît que la lagune est sous influence du milieu continental et de la minéralisation des sédiments. Pour la lagune de Bizerte, Le système terrestre voisin est la principale source d'azote et de phosphore inorganique. La majeure partie des terres avoisinant la lagune de Bizerte, employée pour les grandes cultures (blé, orge..) et l'élevage, fournit une grande quantité d'azote et de phosphore. Ce modèle a été décrit pour d'autres lagunes où les concentrations en nitrates, phosphate et silicate sont étroitement liées aux événements de précipitations (Sengquan Gao et al., 1993; Jarvie et al., 1998 ; De Marco et al., 2005 ; Marcovecchio et al., 2006). Les teneurs élevées dans la station C₀ au mois de mars confirme cette hypothèse. Les précipitations au mois de mars entraînent avec eux vers cette station, la plus proche du bassin versant, une partie des fertilisants appliqués. Ensuite, les quantités d'azote sont progressivement entraînées par la courantologie vers l'intérieur de la lagune. Ce brassage continu de la lagune explique en partie la non stratification verticale des concentrations ainsi que l'absence d'une stratification horizontale des concentrations d'ammonium. De même, au cours du mois d'avril, les concentrations d'ammonium enregistrées dans cette station à différentes profondeurs sont supérieures par rapport aux autres stations. Malgré les faibles précipitations au cours du mois de mai et par

conséquent le faible apport externe d'azote à la lagune, les concentrations d'ammonium ne cessent d'augmenter. Ceci pourrait être expliqué par la dénitrification dans le sédiment des nitrates en ammonium. Selon Lerat et al., (1990), Kristensen (1993) et Chapelle (1995), la minéralisation de la matière organique dans le sédiment est liée à la température et à l'oxygène. Le processus de minéralisation de la matière organique, arrangé dans la couche supérieure, en relation avec une augmentation du métabolisme microbien, mène à une production intense d'ammonium NH₄⁺ (Asmus et al., 2000; Wilson et Brennan 2004).

Dans les lagunes à faibles profondeurs, le cycle du phosphate est contrôlé principalement par deux facteurs (Qin et al., 2006 ; Havens et al., 2007). Le premier est l'apport externe qui concerne les eaux de drainage du bassin versant et les rejets industriels et urbains (De Marco et al., 2005 ; Marcovecchio et al., 2006). Le second concerne la suspension des sédiments sous l'effet du vent. Selon le rapport dynamique de Hakanson (1982), les lagunes ayant des valeurs inférieures à 0.8 sont plus influencées par le vent qui induit des vagues entraînant la résuspension du sédiment. Par ailleurs, la température, l'oxygène et le rapport Fe/P du sédiment affectent la quantité d'orthophosphate libéré dans la colonne d'eau. Les pics enregistrés au cours du mois d'avril dans la station C aux différentes profondeurs pourront être expliqués par le fait qu'il y a superposition des trois phénomènes; cette période a été caractérisée par des averses engendrant une augmentation de la quantité d'eau douce chargée d'éléments nutritifs ainsi qu'une élévation de la vitesse du vent. Ce phénomène a été observé dans d'autres lagunes ayant une faible profondeur (Qin et al., 2006 ; Havens et al., 2007). Ces auteurs indiquent que la forte vitesse du vent est le facteur le plus important dans la libération des ions phosphates dans l'eau. Dans notre cas et pour cette partie de la lagune, le sédiment est riche en fer à cause des rejets de l'usine d'Elfouldh qui libère d'importants rejets riches en fer facilitant la diffusion des ions phosphates du sédiment vers la colonne d'eau. Ceci confirme les observations de Moore et Reddy (1994) et Qin et al., (2006). Généralement, les engrais phosphatés ne sont appliqués dans les grandes cultures qu'au cours de la préparation des sols, au mois d'octobre et novembre. Leur lessivage vers la lagune se fait progressivement au cours du temps. Ceci est en accord avec les résultats de De Marco et al., (2005) ainsi que ceux de Marcovecchio et al., (2006). Au cours du mois de mai, la hausse des températures à 20 °C et la diminution des quantités d'oxygène dans le sédiment expliquent l'augmentation des quantités trouvées dans la colonne d'eau. Ceci est en concordance avec les

observations de Moore et Reddy (1994). Les teneurs élevées soulevées dans cette station par rapport aux autres pourraient être expliquées par le modèle de Harzallah (2003). Selon ce modèle, la courantologie, étant la plus forte dans cette partie de la lagune, entraîne plus de particules en suspension dans la colonne d'eau. De même, les rejets, localisés essentiellement dans la partie sud, sont transportés tout d'abord vers cette zone et ensuite vers la partie centrale.

CONCLUSION

Pour la lagune de Bizerte, le bassin versant a un impact notable durant la période printanière, correspondant à la période de culture de *Gracilaria verrucosa*. Ainsi, cette espèce bénéficie d'une richesse manifeste en éléments nutritifs, ammonium et orthophosphates, et de conditions de température, oxygène et salinité qui permettraient le développement de l'algue sur toute la lagune. Par contre, la transparence de l'eau, étant faible au cours de cette période, est de nature à freiner sa croissance dans les couches profondes.

Les éléments nutritifs arrivant à la lagune à travers son bassin versant peuvent être tamponnés par les sédiments. Les formes inorganiques des nutriments, profondément enterrés dans le sédiment, peuvent être libérées sous certaines conditions environnementales. De ce fait, la mesure des concentrations des nutriments dans la colonne d'eau fournit des informations concernant la qualité de l'eau seulement à court terme. A long terme, le développement d'un modèle biogéochimique calé partiellement sur des données de terrain s'avère intéressant.

BIBLIOGRAPHIE

- ANPE. 1998 . Diagnostic préliminaire pour l'étude de l'équilibre écologique du lac de Bizerte, 72 p.
- Asmus, R.M.; Sprung, M.; H. Asmus. 2000 . Nutrient fluxes in intertidal communities of a south European lagoon Ria Formosa – similarities and differences with a northern Wadden Sea bay Syl-ROMO bay . *Hydrobiologia* 436:217–235.
- Bejoui, B. ; Ben Charrada, R. ; Moussa, M. ; Ben Hamadou, R.; Harzalla, A. et A. Chapelle. 2005 . Caractérisation hivernale de la lagune de Bizerte. *Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer de Salammbô*, Vol. 32, 2005.
- Bejoui, B. ; Harzallah, Ali.; Moussa, M. ; Chapelle, A. et C. Solidoro. 2008 . Analysis of hydrobiological pattern in the Bizerte lagoon (Tunisia) . *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80 : 121-129
- Ben Garali, A.; M. Ouakad et M. Gueddari. 2009 . Bilans hydrologiques de la lagune de Bizerte nord-est de la tunisie . *Journal of Water Science*, 22 : 525-534.
- Bird, K.T. 1988 . Agar production and quality from *Gracilaria* sp. Strain G-16 :Effects of environmental factors. *Botanica Marina*, 31 : 33-39
- Boukef, I.; Ben Omrane, El Bour, M.; El Mejri, S.; Bjaoui, B.; Mraouna, R.; Harzallah, A. et A. Boudabous. 2009 . Étude de l'influence des facteurs environnementaux sur la distribution de différentes populations bactériennes dans une station mytilicole de la lagune de bizerte nord-tunisie . *Revue des Sciences de l'Eau*, 22 : 79-91
- Chaoyuan, W.; Renzhi L.; Guangheng, L.; Zongcun, W.; Liangfeng, D.; Jingpu, Z.; Xiaohang, H.; Shouqing, W. et L. Guobao. 1993 . Some aspects of the growth of *Gracilaria tenuistipitata* in pond culture. *Hydrobiologia*, 260/261: 339-343
- Chapelle, A. 1995 A preliminary model of nutrient cycling in sediments of a Mediterranean lagoon. *Ecol. Model.*, 80:131–147
- Choi, H.G., Y.S. Kim, J.H. Kim, S.J. Lee, E.J. Park, J. Ryu & K.W. Nam. 2006 . Effects of temperature and salinity on the growth of *Gracilaria verrucosa* and *G. chorda*, with the potential for mariculture in Korea. *Journal of Applied phycology* 18:269-277
- De Marco, S.G.; Beltrame, M.O.; Freije, R.H., et J.E. Marcovecchio. 2005 . Phytoplankton dynamic in Mar Chiquita coastal lagoon Argentina , and its relationship with potential nutrient sources. *Journal of Coastal Research*, 21 : 818-825.
- Fonda Umami, S.; A. Beran. 2003 . Seasonal variations in the dynamics of microbial plankton communities: first estimates from experiments in the Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 247 : 1 - 16.
- Fonseca, M.S. 1990 . Physical Measurements. pp. 139-145. *In: RC Phillips, CP McRoy eds. Seagrass Research Methods*. UNESCO, Paris.
- Frisoni, G.F. ; Guelorget, O. ; Pertuisot, J.P et Fresi, E. 1986 . Diagnose écologique et zonation biologique du lac de Bizerte – Applications aquacoles, Rapport Intermédiaire. Projet regional mediterraneen de developpement de l'aquaculture. FAO
- Gikas, G. D.; Yiannakopoulou, T. et V. A. Tsihrintzis. 2006 . Water quality trends in a coastal lagoon impacted by non-point source pollution after

- implementation of protective measures. *Hydrobiologia*, 563:385–406
- Håkanson, L. 1982 . Bottom dynamics in lakes. *Hydrobiologia*, 91-92 : 9-22
- Hamdi H.; Naceur J.; Mitsuo Y., Mohamed M. et A. Ghrabi. 2002 . Some Physio-Chemical Properties of Lake Bizerte Sediments. RPP-SEPMCL Initial Report . p.49-54
- Hanlon, C. G. ; R. L. Miller et B. F. McPherson, 1999 . Relationships between wind velocity and underwater irradiance in a shallow lake Lake Okeechobee, Florida, USA . *Journal of the American Water Resources Association*, 34: 951–961.
- Harzallah, A. 2003 . Transport de polluants dans la lagune de Bizerte simulé par un modèle de circulation de l'eau. *Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer de Salammbô*, Vol. 30, 2003.
- Havens, Karl E.; Kang-Ren Jin, Nenad Iricanin, R. Thomas James. 2007 . Phosphorus dynamics at multiple time scales in the pelagic zone of a large shallow lake in Florida, USA. *Hydrobiologia*, 581:25–42.
- Jarvie, H.P.; Whitton, B.A. et C. Neal. 1998 . Nitrogen and phosphorus in east coast British rivers: speciation, sources and biological significance. *The Science of Total Environment*, 210/211 : 79-109.
- Jensen, A. 1993 . Present and future needs for algae and alga products. *Hydrobiologia* 260/261: 15–23.
- Kleeberg, A. et G.E. Dude. 1997 . Changes in extent of phosphorus release in a shallow lake Lake GroDer Müggelsee; Germany, Berlin due to climatic factors and load. *Marine Geology*, 139 : 61-75
- Kristensen, E. 1993 Seasonal variations in benthic community metabolism and nitrogen dynamics in a shallow, organic-poor Danish lagoon. *Estuar Coast Shelf Sci* 36:565–586
- Ksouri, J., Ben Said, R. et Pellegrini, M. 1999 . Résultats des cultures expérimentales de la rhodophycée *Gracilaria verrucosa* papenfuss dans le lac Bizerte, Tunisie septentrionale. *Bull. Inst. Sci. Tech. Mer de Salammbô*, vol.26 : 113-127.
- Lerat, Y.; Lasserre, P. et P. Corre. 1990 Seasonal changes in porewater concentrations of nutrients and their diffusive fluxes at the sediment-water interface. *J Exp Mar Biol Ecol* 135:135–160.
- Loiselle, S. A. ; Bracchini, L. ; Cozar, A. ; Dattilo, A. M. et R. Claudio. 2005 . Extensive spatial analysis of the light environment in a subtropical shallow lake, Laguna Ibera, Argentina. *Hydrobiologia* 534: 181–191
- Mansouri, T. 1996 . Application de la télédétection et des systèmes d'information géographiques à l'étude du fonctionnement hydrologique du lac de Bizerte et de son bassin versant. DEA, Fac. Sci. Tunis, 84p.
- Marcovecchio, J.; Freije, H.; De Marco, S.; Gavio, A.; Ferrer, L.; Andrade, S.; Beltrame, O. et R. Asteasuain. 2006 . Seasonality of hydrographic variables in a coastal lagoon: Mar Chiquita, Argentina. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16 :335-347
- McCarthy M. J.; Lavrentyev, P. J.; Yang, L.; Zhang, L.; Chen, Y.; Qin, B. et W. S. Gardner. 2006 . Nitrogen dynamics and microbial food web structure during a summer cyanobacterial bloom in a subtropical, shallow, well-mixed, eutrophic lake Lake Taihu, China . *Hydrobiologia*, 581:195–207
- Mitchell, S. B.; A. Theodoridou et D. J. Pope. 2007 . Influence of fresh water discharge on nutrient distribution in a macrotidal lagoon, West Sussex, UK Influence of fresh water discharge on nutrient distribution in a macrotidal lagoon, West Sussex, UK. *Hydrobiologia*, 588: 261-270
- Moore, P. A. Jr. et K. R. Reddy. 1994 . Role of Eh and pH on phosphorus biogeochemistry in sediments of Lake Okeechobee, Florida. *Journal of Environmental Quality*, 23 : 955 – 964.
- Murphy, J. et J.P. Riley. 1962 . A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chem. Acta*, 27:21-36
- Navarro-Angulo, L. et D. Robledo. 1999 . Effects of nitrogen source, N:P ratio and N-pulse concentration and frequency on the growth of *Gracilaria cornea* Gracilariales, Rhodophyta in culture. *Hydrobiologia*, 398/399: 315–320.
- OECD. 1982 . Eutrophication of water, Monitoring, Assessment and Control. Final Report. OECD Cooperative programme on Monitoring of Inland Waters Eutrophication Control , environmental Directorate. Paris; OECD. 154 p.
- Preisendorfer, R.W. 1986 . Secchi disk science: visual optics of natural waters. *Limnol. Oceanogr.* 31: 909-926.
- Qin, B.; Zhu, G.; Zhang, L.; Luo, L.; Gao, G.; Sumin W. et B. Gu. 2006 . Estimation of internal nutrient release in large shallow Lake Taihu, China. *Science in China: Series D Earth Sciences*, 49 Supp. I 38—50
- Rees, T. A. V. 2003 . Safety factors and nutrient uptake by seaweeds. *Marine Ecology Progress Series* 263, 29-42.

- Sakka, A.H.; Grami, B. ; Niquil, N. ; Gosselin, M. ; Hamel, D. ; Troussellier, M. et H. H. Mabrouk. 2008 . The planktonic food web of the Bizerte lagoon south-western Mediterranean during summer: I. Spatial distribution under different anthropogenic pressures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78 : 61-77
- Schwartz, D. 1983 . Méthodes statistiques à l'usage des médecins et des biologistes. Flammarion Médecine, Paris : 318p.
- Sengquan, G.; Yu, G. et W. Yuhen. 1993 . Distributional features and fluxes of dissolved nitrogen, phosphorus and silicon in the Hangzhou Bay. *Marine Chemistry*, 43 : 65-81.
- Smit, A.J. 2002 . Nitrogen uptake by *Gracilaria gracilis* Rhodophyta : adaptations to a temporally variable nitrogen environment. *Bot Mar* 45:196–209
- Solorzano, L. 1969 . Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochloride method. *Limnol. Oceanogr.* 14 : 799-801
- Souissi, S.; Daly-Yahia Ke'fi O.; M. N. Daly-Yahia. 2000 . Spatial characterization of nutrient dynamics in the Bay of Tunis south-western Mediterranean using multivariate analyses: consequence for phyto- and zooplankton distribution. *Journal of Plankton Research*. 22 : 2039-2059.
- Thomas, T. E. and Harrison, P. J. 1985 . Effects of nitrogen supply on nitrogen uptake, accumulation and assimilation in *Porphyra perforata* Rhodophyta . *Marine Biology* 85, 269-278.
- Vaquer A. ; Troussellier M. ; Courtis C. ; B. Bibent. 1996 . Standing stock and dynamics of picophytoplankton in the Thau Lagoon northwest Mediterranean coast . *Limnology and Oceanography*. 41 : 1821 - 1828.
- Wilson, J.G. et M.T. Brennan. 2004 . Spatial and temporal variability in modelled nutrient fluxes from the unpolluted Shannon estuary, Ireland, and the implications for microphytobenthic productivity. *Estuar Coast Shelf A*, 60 :193–201