

ETUDE PHYSICO-CHIMIQUE ET MICROBIOLOGIQUE DU LAC DE TUNIS (PARTIE NORD)

par

Founoun Ktari-Chakroun (1)

RESUME

D'octobre 1965 à septembre 1966 l'étude physico-chimique (S p. 1000, T°, O₂, pH et H₂S) et microbiologique (flore totale hétérotrophe et flore sulfato-réductrice) a été effectuée dans 9 stations de la partie nord du lac de Tunis.

Dans le déroulement des processus bactériens de putréfaction et de réduction, le rôle important des facteurs physico-chimiques en relation avec les conditions climatique ainsi que celui de la matière organique été mis en évidence.

L'importance de la trilogie, climat, hydrologie et matière organique dans la formation d'hydrogène sulfuré a été soulignée. La présence de ce dernier, en quantité donnée, serait la cause principale de la mortalité des organismes et de l'apparition des eaux rouges.

ABSTRACT

A one year study (October 1965 to September 1966) was conducted on physical chemical aspects (S‰, T°, O₂, pH and H₂S) and microbiological factors (total heterotrophic flora and sulfate-reducing flora) of the North Lake basin, Tunis Lake.

A close relationship between the relative rates of weather conditions and physical-chemical factors is shown to influence the production of reducing bacterial blooms and putrefaction within the lake.

(1) Institut national scientifique et technique d'océanographie et de pêche, Salammbô, Tunisie.

Bacterial blooms are additionally influenced by the quality and amount of organic matter. The investigator has emphasized the interrelated factors of weather, nutrient factors and hydrology as the trilogy in the production of hydrogen sulfide producing blooms of bacteria.

Production of hydrogen sulfide marks the point where « red water » is noticed, followed by mass death of microorganisms in the lake.

INTRODUCTION

Le lac de Tunis a suscité de tout temps l'intérêt des chercheurs. Plusieurs études et travaux ont été réalisés concernant ses célèbres massifs de *Mercierella enigmatica* (J.H. Heldt, 1944 et 1953; S. Vuillemin, 1965), ses peuplements malacologiques (Pallary, 1912; Zaouali, 1971), ses populations planctoniques (J.H. Heldt, 1929), sa faune ornithologiques (L. Memmi, 1970), la biologie de ses poissons J.H. Heldt et H. Heldt, 1928, 1929 et 1930; H. Heldt, 1947), et sa productivité florissante (Ph. Crouzet, 1971 et 1972).

La plupart des travaux n'ont pas omis de déplorer les odeurs désagréables qui se dégagent du lac, si néfastes à sa splendeur surtout en automne lorsque le coucher de soleil vient éclairer de ses tendres lumières les flamands roses unijambes qui se mirent dans les eaux. En plus de ces émanations d'hydrogène sulfuré, il se produit très souvent, lors des fortes chaleurs estivales, une grande mortalité de poissons accompagnée d'une forte coloration des eaux en rouge. Ce phénomène spectaculaire semble se produire depuis bien longtemps; ainsi un quotidien du mois d'août 1921 qualifie « de bouillon de culture » les eaux chaudes, très salées charriant des poissons morts, du lac de Tunis; de même, les échanges de correspondance de 1933, trouvés dans les archives de l'Institut, reflètent l'inquiétude des responsables de l'époque à ce sujet.

Le phénomène des eaux rouges est cependant très répandu dans le monde. Des agents multiples ont été mis en cause (J.H. Heldt, 1952). Le plus souvent, quand le phénomène se produit en mer ouverte ou dans les baies, les organismes phytoplanctoniques sont considérés comme responsables. Le rôle des bactéries a été mis en évidence quand le processus est accompagné de dégagement d'hydrogène sulfuré, la mer Morte et la mer Noire en sont des exemples frappants. C'est aussi le cas de presque toutes les eaux rouges lagunaires accompagnées de mortalité de poissons (V. Cviic, 1955 et 1960; S. Genovese, 1961 et 1963). C'est alors la symbiose sulfato-réducteurs

sulfo-oxydants qui est mise en cause, la croissance des sulfato-réducteurs créant des conditions favorables au développement des sulfo-oxydants. Les premiers rendent le milieu abiotique et provoquent la mortalité des organismes marins (poissons) les seconds oxygènent le milieu et colorent les eaux en rouge. Ce même processus a été suspecté pour le lac de Tunis. V. Cabasso et H. Roussel, en 1942, ont pu mettre en évidence le rôle des bactéries et ont isolé les germes responsables. Ils ont confirmé leur étude en reproduisant le phénomène d'eaux rouges *in vitro* à partir de microorganismes isolés.

Nous avons voulu, au cours d'une étude des microflores bactériennes totales et sulfato-réductrices, étalée sur une année (octobre 1965 — septembre 1966), mettre en évidence les facteurs qui favorisent leur développement et déclenchent le phénomène des eaux rouges. Comme par hasard, lors de la période d'étude le phénomène ne s'est pas déclenché. Bien que tardivement, nous avons jugé bon de publier nos résultats car aucun des travaux ultérieurs, effectués sur le lac, n'a abordé ce sujet.

MATERIEL ET METHODES

1. STATIONS D'ETUDE (fig. 1)

Les études ont été réalisées dans la partie nord du lac, souvent sujette au phénomène d'eau rouge. Cette lagune, de faible profondeur (0,10 à 1 m), couvre une étendue de 3 000 ha à la sortie nord de Tunis. Elle communique, d'une part, avec les ports de Tunis et de La Goulette et le canal de navigation qui les relie et, d'autre part, avec la mer ouverte, dans sa partie sud-est. Le lac de Tunis reçoit, dans sa partie nord-ouest, les eaux usées de la ville de Tunis et celles de la station d'épuration de Cherguia.

La nature du fond est variable. On y rencontre des fonds vaseux noirs, vaso-sablonneux, sablo-vaseux et sableux coquilliers ou contenant des débris d'annélides mortes (*Mercierella enigmatica*). *Mercierella enigmatica* couvre une bonne partie du lac y rendant la navigation difficile. Mme Heldt (1953) parle même d'un comblement éventuel du lac par ce serpulien. Par ailleurs, la couverture végétale est aussi abondante et variée. La croissance des ulves, entéromorphes et chaetomorphes est à certaines époques telle que le lac a l'air d'une prairie florissante.

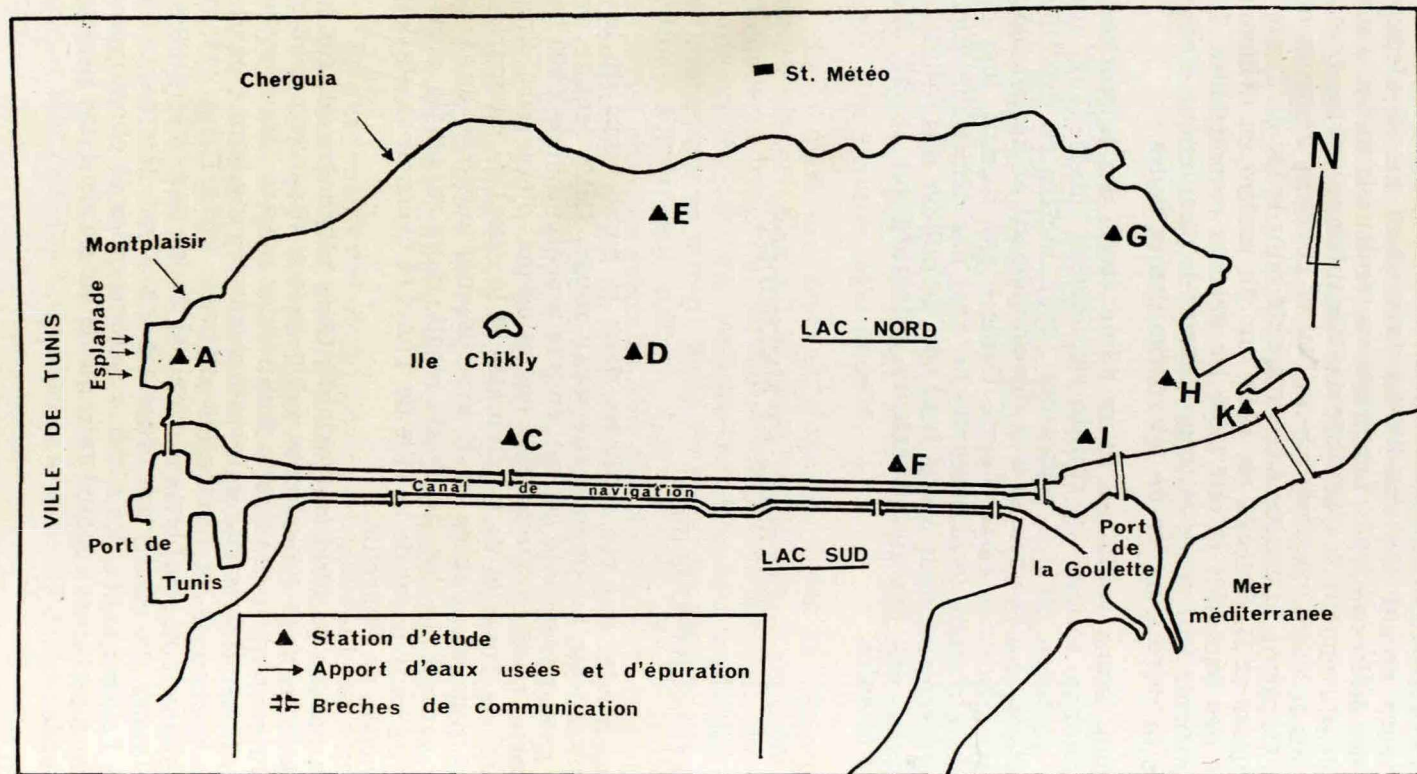


Fig. 1. Le lac de Tunis (partie nord) — stations d'étude.

Après une étude préliminaire d'un mois, 9 stations ont été choisies dans des endroits qui nous ont paru être le reflet de biotopes différents. Nous avons surtout tenu compte des échanges d'eaux entre le lac et la mer, et le lac et le canal pour les stations C, F, I, K. La station A se trouve au niveau des apports d'eaux polluées. Quant aux stations E, G, H, elles sont loin des influences aquatiques extérieures. La station D, située au sud-est de l'île de Chickly a une position centrale.

La profondeur et la nature du fond de chaque station sont données ci-après :

Station	Profondeur moyenne (en m)	Nature du fond
A	1,20	Vase fine noire
C	1	Vaso-sableux, coquilles
D	0,90	Vaso-sableux, coquilles <i>Mercierella</i>
E	1	Vaso-sableux, coquilles <i>Mercierella</i>
F	1,40	Vaso-sableux, coquilles
H	1,10	Sableux, coquilles, <i>Mercierella</i>
I	1,50	Vase fine grise
K	1	Vaso-sableux

2. METHODES DE PRELEVEMENT

Eaux

A chaque station les échantillons d'eau ont été prélevés à une vingtaine de centimètres de la surface. Ils ont été conservés ou fixés, selon l'analyse à effectuer, dans des flacons bruns. Pour les études bactériologiques, les prélèvements ont été faits dans des flacons stérilisés au préalable.

Sédiments

Les sédiments superficiels (10 cm) récoltés à l'aide d'un petit carottier manuel ont permis l'étude des microflore bactériennes et la mesure du pH.

3. ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES

Salinité (p. 1 000) : les teneurs en chlore ont été obtenues par la méthode de Knudsen et la salinité a été déterminée d'après les tables de Knudsen. Pour l'analyse de très fortes salinités nous avons utilisé une simple burette de 50 ml pour le nitrate d'argent.

Oxygène dissous (mg/l) : a été mis en évidence par la méthode de Jacobssen.

Température (°C) : a été relevée à l'aide d'un simple thermomètre gradué en dixièmes de degrés.

Hydrogène sulfuré (mg/l) : a été dosé par voie iodométrique.

pH : a été mesuré in situ à l'aide d'un pH-mètre portatif Beckman.

4. ANALYSES MICROBIOLOGIQUES

Dès retour au laboratoire les examens bactériologiques ont été effectués.

Microflore totale : elle a été estimée par les méthodes des dilutions en milieu liquide de Zobell (1941) dans de l'eau filtrée et stabulée provenant du lac. Les résultats ont été obtenus par l'emploi des tables de Mc Crady (1918).

Microflore sulfato-réductrice : a été dénombrée d'après la technique d'Abd El Malek et Rizk (1958) sur le milieu suivant lactate de soude 60 % (20 cm³), extrait de levure (1 g), sulfate magnésium (2 g), phosphate dipotassique (0,01 g), chlorure de sodium (10 g), eau distillée (1 000 cm³); pH 7.

Immédiatement avant l'ensemencement le milieu est désaéré et un clou de fer y est ajouté afin d'abaisser le potentiel d'oxydo-réduction et de provoquer la formation de sulfure de fer en cas de présence de sulfato-réducteurs.

RESULTATS

1. CLIMATOLOGIE

Grâce aux données fournies par la station météorologique située au nord du lac (fig. 1) nous avons pu exploiter les renseignements concernant le régime des vents, la pluviométrie, la température de l'air, l'évaporation et l'insolation.

Le régime des vents (fig. 2)

Les vents jouent un rôle très important dans l'équilibre hydrologique du lac. Ils provoquent, selon leur force, soit un simple transport de la pellicule superficielle d'eau, soit une mise en suspension des particules sédimentaires du fond.

Ils contribuent ainsi, par le brassage des masses d'eaux, d'une part, à améliorer l'oxygénation, et d'autre part, à transporter dans tout le lac, les apports extérieurs (eaux usées, polluants), les entraînant loin de leur point d'arrivée. Enfin, le vent joue un grand rôle dans l'évaporation des eaux surtout en été, quand il souffle sous forme de sirocco; il contribue ainsi à l'augmentation de la salinité du lac.

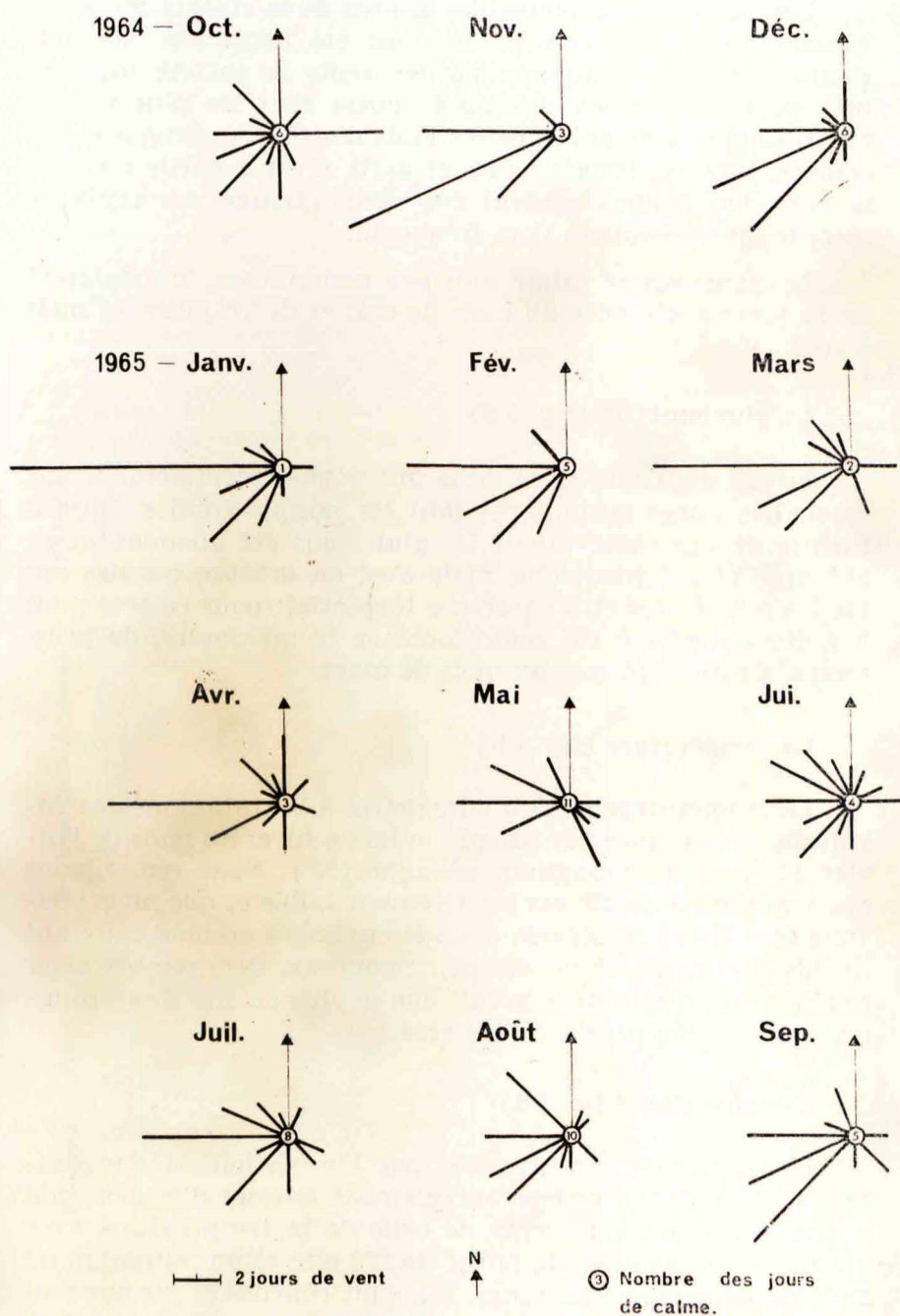


Fig. 2. Fréquence mensuelle des vents enregistrée à la station météorologique de Tunis-Carthage.

Les observations recueillies auprès de la station météorologique pour la période étudiée ont été transcrites dans la figure 2. Nous remarquons que les vents de secteur ouest et plus particulièrement sud-ouest - ouest sont les plus importants. Ceci est très net pour les mois d'octobre, novembre, décembre, janvier, février, mars et avril. C'est à partir du mois de mai que l'allure général des vents change, les vents de secteur est deviennent alors fréquents.

Les journées de calme sont peu nombreuses, le maximum de 11 jours a été noté au mois de mai et de 10 jours au mois d'août.

La pluviométrie (fig. 3 a)

Le lac de Tunis situé dans une région méditerranéenne, reçoit des pluies surtout pendant les saisons froides. Durant l'année de nos observations les pluies ont été abondantes en automne et au printemps, mais c'est en octobre qu'elles ont été les plus fortes et à caractère torrentiel; pour ce seul mois il a été enregistré 105 mm alors que le maximum, de printemps, a atteint 65 mm au mois de mars.

La température (fig. 3 b)

La température de l'air enregistrée à la station météorologique a été marquée par un minimum en hiver au mois de janvier (10°) et un maximum en août (33°). Nous remarquons que l'amplitude de 23° est relativement faible et que nous pouvons considérer la période d'étude envisagée comme couvrant un hiver clément et un été peu rigoureux. Ceci semble avoir joué un grand rôle dans le fait que le phénomène d'eau rouge n'ait pas eu lieu pendant l'été 1966.

L'évaporation (fig. 3 d)

L'évaporation est favorisée par l'insolation, la température et le vent. La courbe enregistrant le taux d'évaporation a une allure peu différente de celle de la température, avec un maximum au mois de juillet de 178 mm et un minimum au mois de décembre de 70 mm. Elle suit cependant rigoureusement les variations de la durée d'insolation. La courbe (fig. 3 c) montre ainsi la corrélation nette entre ces deux paramètres.

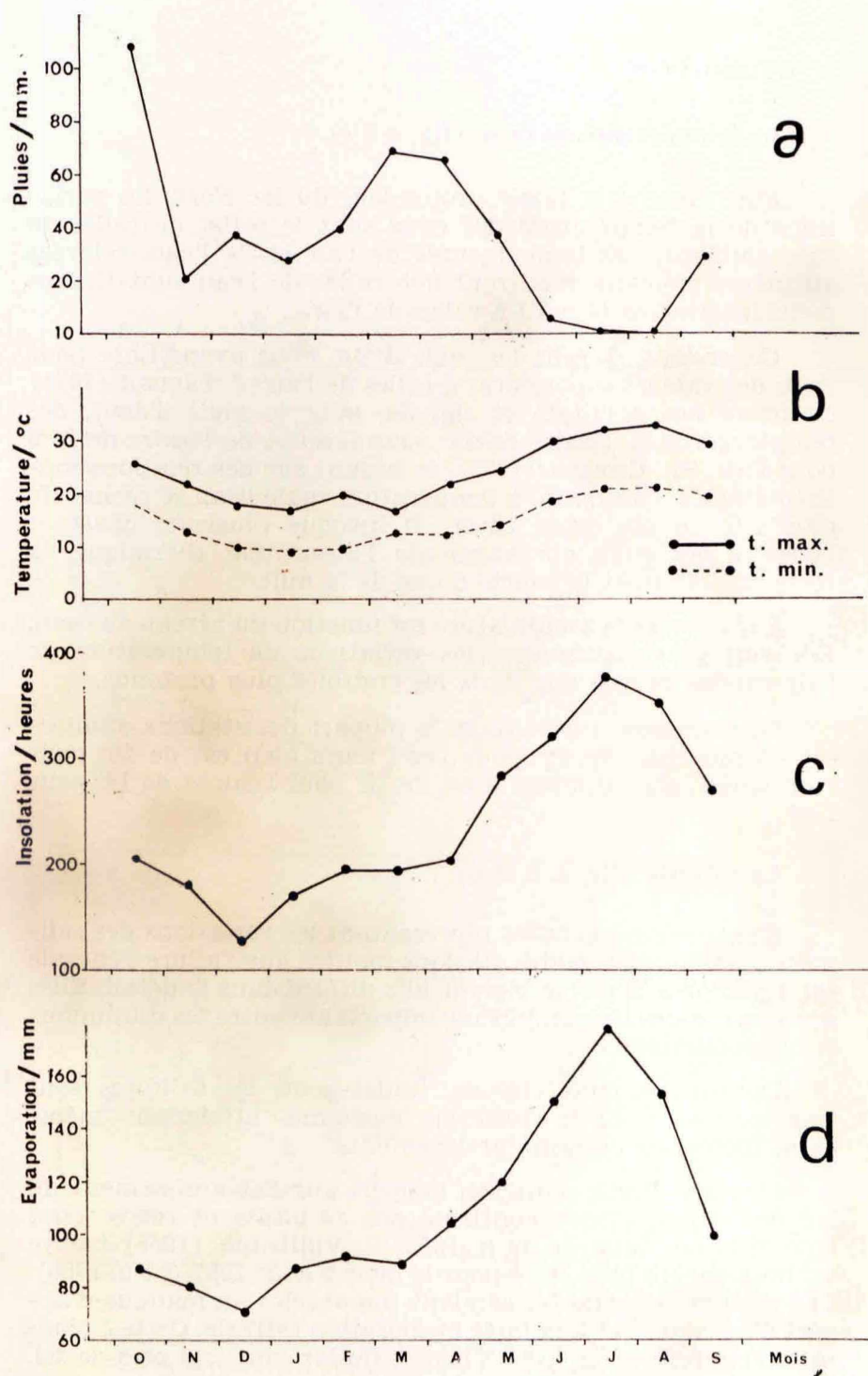


Fig. 3. Variations mensuelles de quelques facteurs climatiques :
 a = pluie; b = température; c = insolation; d = évaporation.

2. HYDROLOGIE

La température de l'eau (fig. 4, 5 et 6)

Etant donné la faible profondeur du lac Nord, les variations de la température des eaux sont le reflet de celles de l'air ambiant. Les températures de l'air et de l'eau, relevées au même moment, montrent que celles de l'eau sont légèrement inférieures (2 à 3°) à celles de l'air.

Cependant, durant les mois d'été, nous avons noté pour l'eau des valeurs supérieures à celles de l'air. J. Zaouali (1971) confirme nos résultats et signale, pour le mois d'août, des températures de l'ordre de 30° pour l'eau et de l'ordre de 26°5 pour l'air. Ph. Crouzet (1972), se basant sur des relations mathématiques, montre qu'à température égale l'eau se réchauffe plus vite en été qu'en hiver; il invoque plusieurs causes : l'opacité des eaux qui augmente l'absorption thermique, la forte insolation et la courte durée de la nuit.

Par ailleurs la température est fonction du niveau de l'eau. Elle suit plus rapidement les variations de température de l'air sur les berges que dans les endroits plus profonds.

Le maximum relevé dans la plupart des stations étudiées est en moyenne de 28° pour l'eau alors qu'il est de 26° pour l'air. Quant au minimum il est de 12° pour l'eau et de 14° pour l'air.

La salinité (fig. 4, 5 et 6)

L'examen des courbes représentant les variations des salinités dans les différentes stations montre que l'allure générale est à peu près la même bien qu'elle diffère dans le détail. Elles accusent toutes une amplitude importante entre les minimums et les maximums.

Durant les mois chauds, juillet-août, les salinités sont très élevées : 44 p. 1000 en moyenne, atteignant même 48 p. 1000 pour certains prélèvements.

L'équipe Rudis dans son rapport sur l'assainissement du lac de Tunis (1966) confirme nos résultats et relève pour l'été 1966 des taux de 49 p. 1000; S. Vuillemin (1965) trouve un taux encore plus élevé pour le mois d'août 1957 (51 p. 1000). Ces valeurs importantes seraient imputables au manque d'apport d'eau douce et à la forte évaporation estivale. Cette évaporation est telle qu'en été les berges du lac sont frangées de sel.

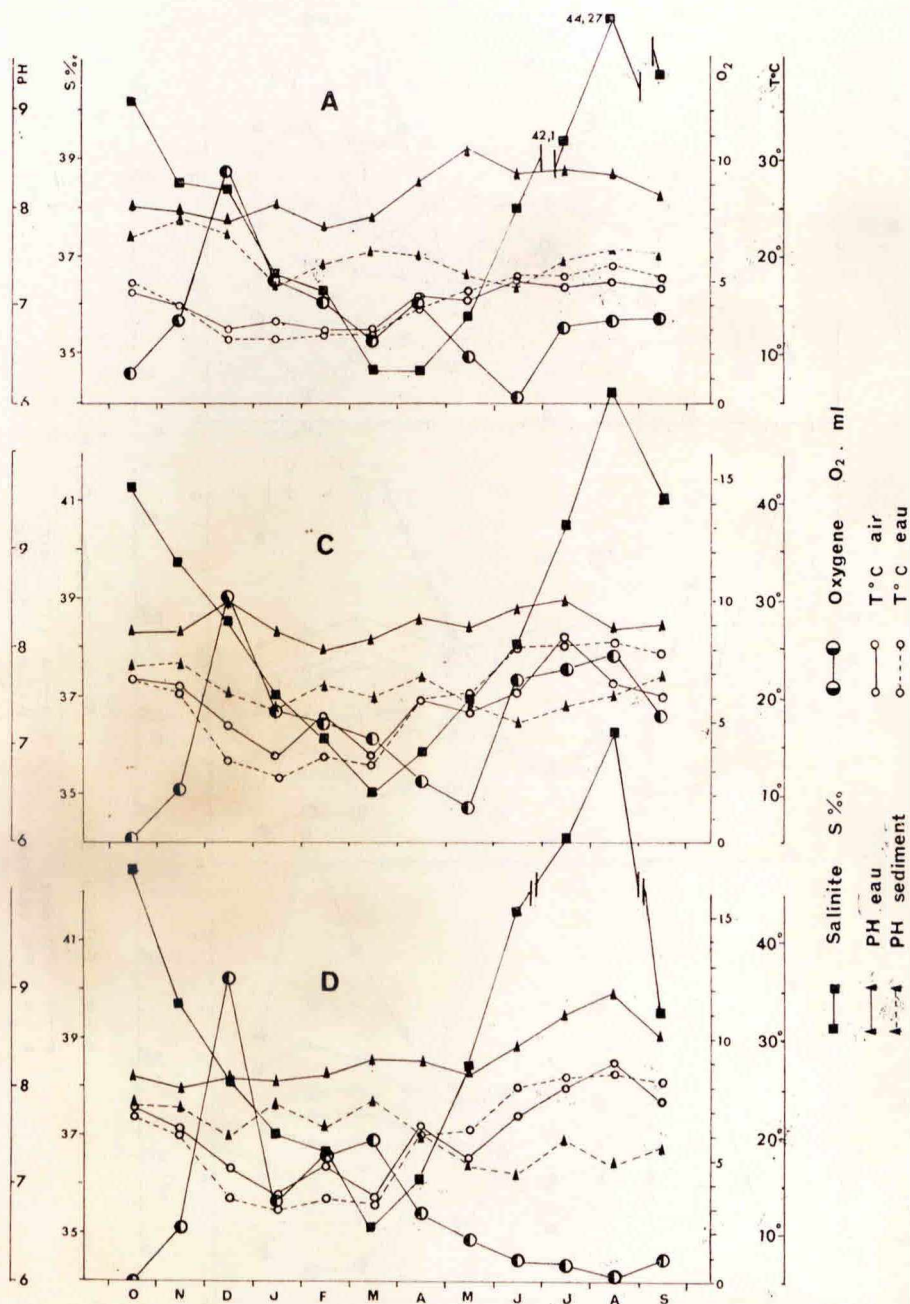


Fig. 4. Variations mensuelles de différents facteurs hydrologiques : salinité, température, pH, oxygène aux stations A, C, D.

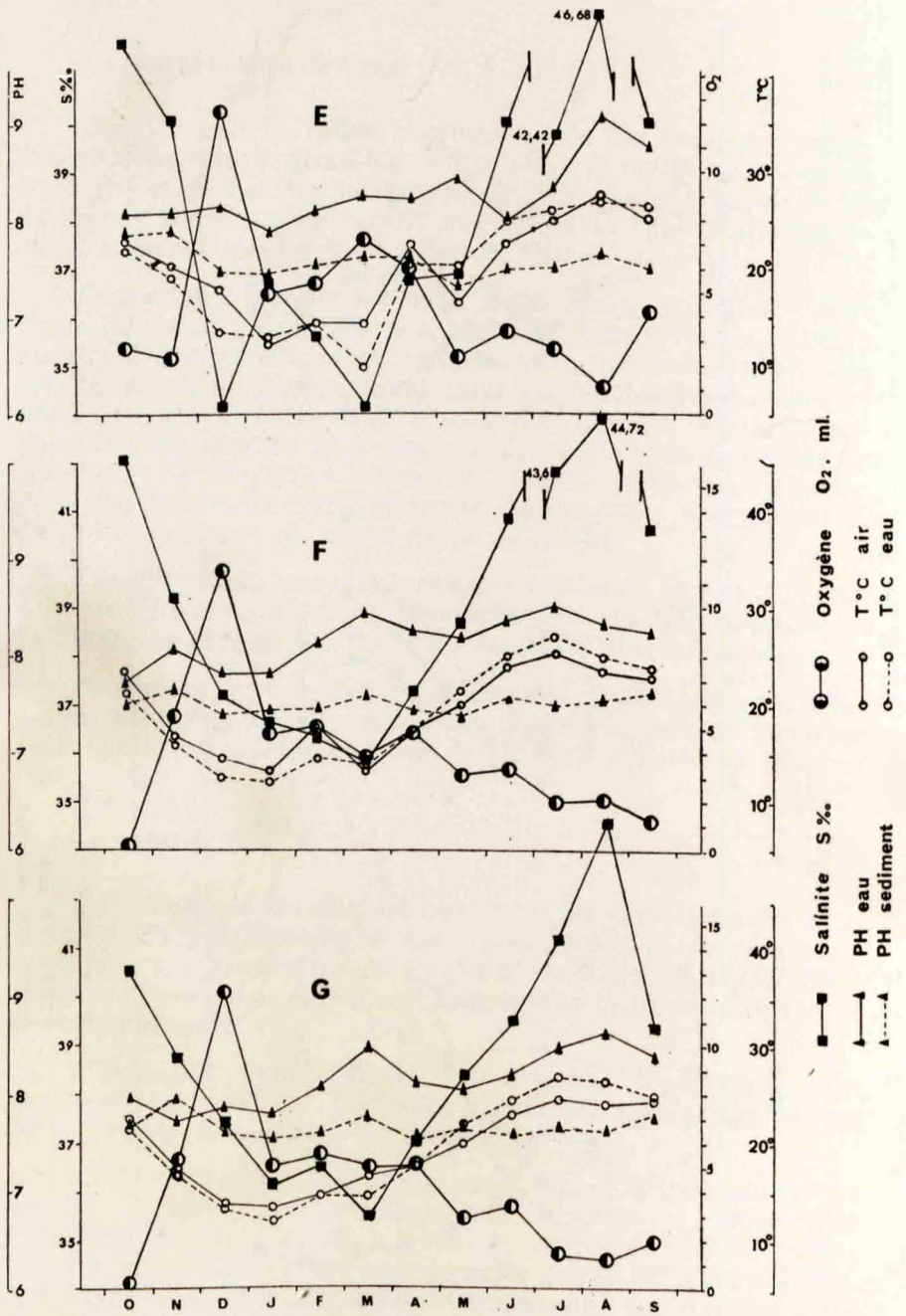


Fig. 5. Variations mensuelles de différents facteurs hydrologiques : salinité, température, pH, oxygène aux stations E, F, G.

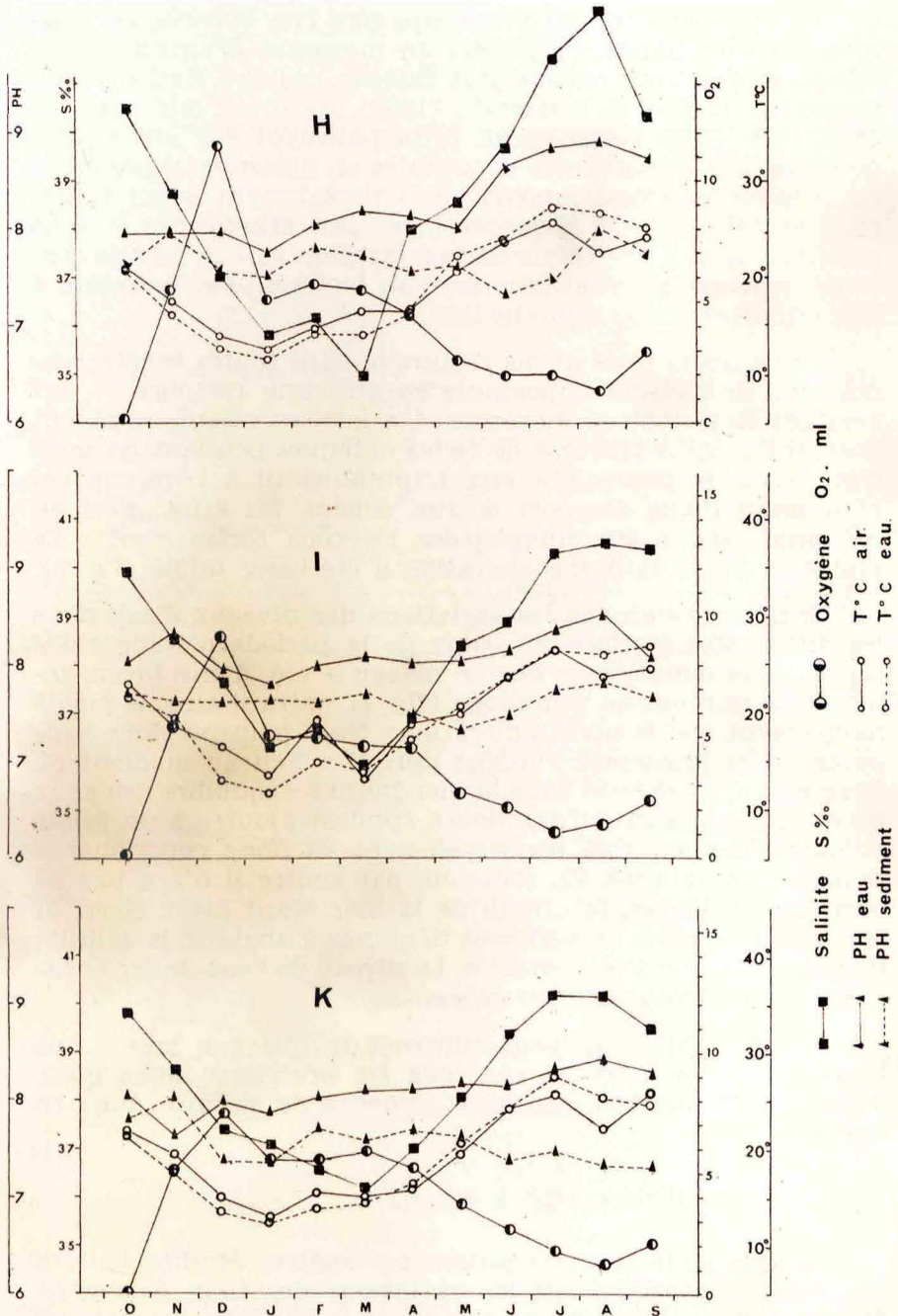


Fig. 6. Variations mensuelles de différents facteurs hydrologiques : salinité, température, pH, oxygène aux stations H, I, K.

Par contre, c'est au printemps que l'on observe les salinités les plus basses, 35 p. 1000 en moyenne. D'autres études signalent des taux encore plus faibles, l'équipe Rudis (1966) note 27 p. 1000 et S. Vuillemin (1965) relève un minimum de 29 p. 1000. Cette baisse serait principalement due aux chutes de pluies qui, importantes et brutales en automne, reprennent au printemps abondamment. Ce « dessalement » printanier rend le milieu du lac impropre à certains organismes et nous assistons ainsi à une importante migration vers la mer de certains poissons qui vont chercher un biotope plus favorable à leur survie et à leur reproduction.

Par ailleurs nous avons remarqué dans toutes les stations des taux de salinité importants en automne (octobre — novembre) 40 p. 1000 en moyenne. *A priori* ces valeurs semblent aberrantes car à l'inverse de celles obtenues pendant les mois d'été, elles ne pourraient être imputables ni à l'évaporation ni à un manque d'apport d'eaux douces. En effet, c'est en automne qu'ont été enregistrées les plus fortes chutes de pluies et que le taux d'évaporation a été assez faible (fig. 3).

Si nous examinons les variations des niveaux d'eau dans les différentes stations au cours de la période d'étude envisagée, nous remarquons que ce niveau a été, d'une façon générale, le plus bas au printemps (fig. 7), suivant ainsi le même mouvement que le niveau de la mer. Nous pouvons donc supposer qu'au printemps l'apport pluvial a lieu au moment où l'eau du lac se déverse dans la mer jusqu'à l'équilibre des deux niveaux. La quantité d'eau douce (pluies) ajoutée à un faible volume d'eau en voie de dessalement va donc contribuer à diminuer la salinité. En automne par contre il n'y a pas de perte d'eau du lac, le niveau de la mer étant assez élevé, et les chutes de pluie ne suffisent donc pas à abaisser la salinité du grand volume d'eau sursalée. Le niveau de l'eau du lac enregistré est maximal en cette saison.

En conclusion, on peut supposer le rôle que jouent sur la faune, d'une part, et sur tous les processus biologiques, d'autre part, les brusques changements de salinité dans ce biotope.

L'oxygène dissous (fig. 4, 5 et 6)

Comme pour tous les autres paramètres étudiés l'allure des courbes représentant les variations des taux d'oxygène dissous dans le lac est presque la même dans toutes les stations avec des maximums en hiver et des minimums en été et en automne. Cependant d'une station à l'autre l'amplitude est

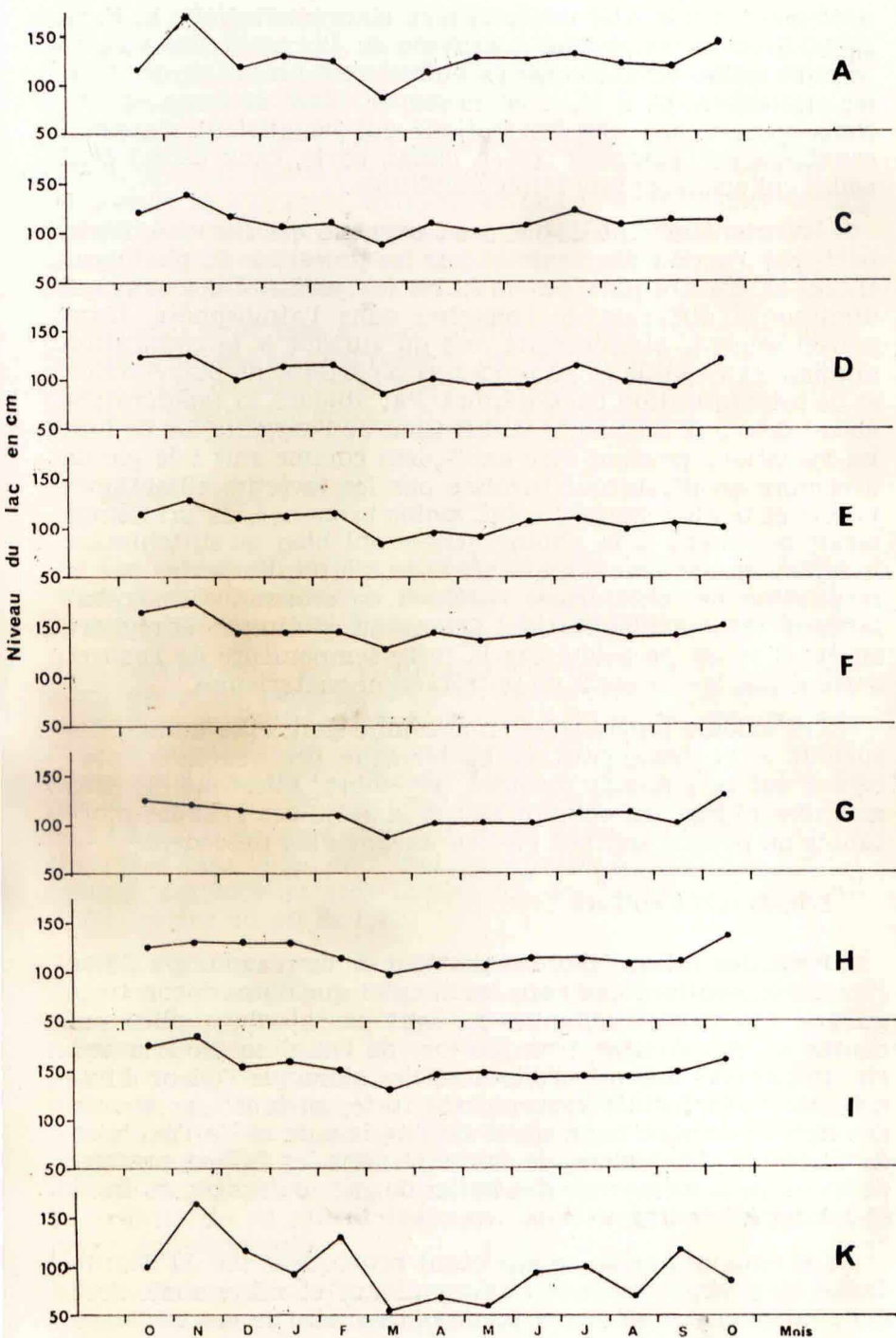


Fig. 7. Variations mensuelles du niveau du lac dans les différentes stations (A, C, D,...).

nettement différente, très marquée pour les stations E, F, G, D, H, avec une moyenne maximale de 12 mg et des valeurs presque nulles en automne, l'amplitude est plus atténuée pour les stations A, C, I, K, avec 10 mg en hiver et 0 mg en été. Nous remarquons que les stations qui bénéficient d'apports constants de l'extérieur (mer, canal, ports, eaux usées) sont celles qui accusent une faible amplitude.

L'enrichissement de l'eau en oxygène est favorisé, d'une part, par l'action des vents et par les processus de photosynthèses et, d'autre part, par la faible température des eaux qui diminue la diffusion de l'oxygène dans l'atmosphère. L'appauvrissement, au contraire, est dû surtout à la respiration animale et végétale et au processus biologique de putréfaction et de minéralisation bactériennes. Par ailleurs, la température élevée des eaux augmente la diffusion de l'oxygène. De ce fait, les variations peuvent être expliquées comme suit : le pic de décembre serait surtout favorisé par les facteurs climatiques (vents et températures) ; celui, moins prononcé, du printemps serait imputable à la photosynthèse qui bien qu'enrichissant le milieu en oxygène n'a que très peu d'effet, les pertes par la respiration des organismes végétaux en croissance contrebalançant cette augmentation. Quant au minimum enregistré en été il serait provoqué par la forte température de l'eau et surtout par le processus de putréfaction bactérienne.

Les valeurs rencontrées en automne sont, elles aussi, dues surtout à la décomposition bactérienne des végétaux, processus qui se poursuit jusqu'en novembre. Elles ont été très accusées (0 mg) en octobre 1965 à la suite des grandes mortalités de poisson qui ont eu lieu durant l'été précédent.

L'hydrogène sulfuré

Pour des raisons d'ordre pratique nous n'avons pu doser l'hydrogène sulfuré que dans les eaux et que d'une façon irrégulière. Les valeurs obtenues ne sont pas absolues, plusieurs causes d'erreurs entrent en jeu lors de l'analyse. Nous avons en effet trouvé des valeurs très faibles alors que l'odeur d'hydrogène sulfuré était souvent très forte, surtout aux abords des déversements d'eaux usées de l'esplanade et de l'exutoire de Cherguia. En période de calme et dans les faibles profondeurs on peut même voir des bulles de gaz se dégager du fond et éclater à la surface.

Les émanations de ce gaz étant provoquées par la dégradation des composés soufrés (organiques et minéraux) c'est donc au moment où il y a la décomposition de ces matières

que se font les plus grands dégagements. Nous avons noté des valeurs nulles (0 mg/l) pendant les mois de mars et juin et de 1,20 mg/l en octobre 1965. L'équipe Rudis a aussi relevé des valeurs assez faibles en été 1966 (0,20 à 1,22 mg/l).

G. Cachet (1965) note également dans l'étang de Bages-Sigean un taux faible d'hydrogène sulfuré. D'après cet auteur cela serait dû à la forte diffusion de ce gaz dans l'atmosphère, diffusion favorisée par l'action des vents. C'est donc en période de calme que l'eau se sature en hydrogène sulfuré, s'appauvrit en oxygène, et le milieu devient ainsi abiotique.

Durant la période d'étude considérée les périodes de calme ont été réduites et le processus de mortalité n'a pas eu lieu ce qui a été confirmé par l'équipe Rudis qui a fait ses investigations à la même époque, de juin à septembre 1966.

Le pH (fig. 4, 5 et 6)

Les valeurs du pH des eaux et des sédiments ont été transcrites en courbes. L'allure générale est la même dans les différentes stations aussi bien pour l'eau que pour les sédiments.

a) Dans les eaux, les valeurs oscillent entre 7,8 et 9. Le minimum est situé généralement en décembre — janvier et le maximum en juillet-août. Nos données sont confirmées par l'équipe Rudis (1966) qui observe des pH un peu plus élevés, allant de 8,2 à 9,2. G. Cachet (1965) donne, pour l'étang de Bages-Sigean, un pH minimal de 7,5 à 7,8 et un pH maximal de 8,4 à 8,8 valeurs qui se rapprochent de celles que nous avons observées dans le lac de Tunis. Par contre, S. Vuillemin (1965) indique des valeurs très faibles 6,4 en juillet et J. Zaouali (1971) relève un pH de 6,7.

En règle générale le pH est fonction de la salinité, des rapports ioniques et des équilibres gazeux du milieu. Dans le cas particulier du lac de Tunis, il est normal qu'en été, le pH augmente en relation avec l'augmentation de la salinité. Par ailleurs, la décomposition végétale par les bactéries provoque un dégagement d'hydrogène sulfuré qui est de nature à acidifier le milieu, c'est-à-dire à diminuer le pH. Cette dernière éventualité peut être perturbée quand le gaz dégagé se diffuse rapidement dans l'air. Nous pouvons ainsi expliquer l'alcalinité de ce milieu lagunaire soumis à une ventilation presque permanente.

b) Dans les sédiments à caractère réducteur le pH a été toujours inférieur à celui de l'eau à chaque station et pendant

toute la durée de nos investigations, avec des variations de faible amplitude 7,5 à 8. Nos valeurs sont assez proches de celles trouvées par G. Cachet (1965) dans l'étang de Bages-Sigean (7,4 à 7,6). Dans les sédiments le pH est déterminé par l'état des échanges cationiques et les équilibres gazeux. Il a un rôle important sur les activités bactériennes et peut affecter l'existence de ces organismes et agir, en même temps sur les réactions chimiques. En conclusion les valeurs de pH que nous avons trouvées sont de nature à favoriser un développement bactérien. Le caractère réducteur des sédiments permet l'utilisation des sulfates par les bactéries sulfato-réductrices.

3. MICROBIOLOGIE (fig. 8, 9, 10 et 11)

La flore totale hétérotrophe aérobie

a) Si nous considérons les diagrammes représentant les variations de la flore totale hétérotrophe dans les eaux (fig. 8, 9) nous remarquons qu'elle est bien représentée pendant toute la période étudiée et dans toutes les stations.

Le nombre de bactéries est cependant différent d'une station à l'autre. A la station A on trouve une flore plus importante que dans les autres stations. Ceci serait imputable à la situation du point A au débouché d'eaux riches en matières organiques qui favorisent le développement des bactéries hétérotrophes. Cependant, nous remarquons que l'allure générale des différents diagrammes est presque la même avec un minimum, pendant le printemps, encadré de deux pics, l'un en hiver (janvier-février) et l'autre, moins prononcé, en été.

Le maximum bactérien, enregistré en hiver, a été remarqué par la plupart des auteurs ayant effectué des investigations dans ce domaine. S. Genovese (1961) observe une poussée bactérienne hivernale dans le lac de Faro. L. Lagarde et G. Cachet (1965) confirment un tel développement dans l'étang de Bages-Sigean. Cet accroissement serait dû à l'augmentation du taux de l'oxygène dans les eaux, à une diminution de la salinité et à une baisse de la température.

Nous ne remarquons cependant pas une variation identique de ces paramètres pour la période estivale puisque, à l'opposé de l'hiver, le taux d'oxygène diminue, la salinité est à son maximum et la température atteint des valeurs très élevées. A quoi donc peut-on rattacher le maximum enregistré ? Il serait logique d'invoquer dans ce cas le rôle des apports nutritifs importants (eaux résiduelles, algues en putréfaction) et celui de la température. En effet, une grande éléva-

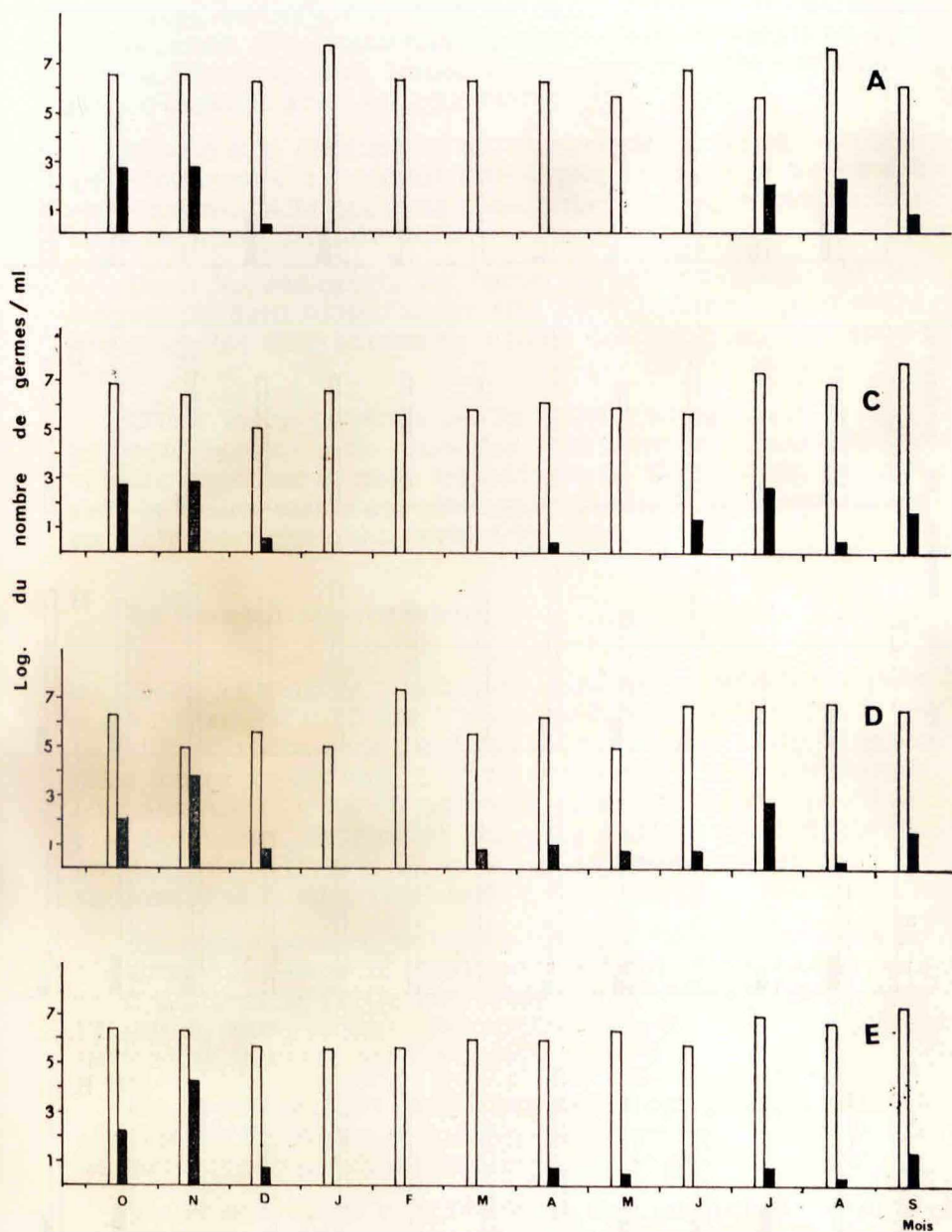


Fig. 8. Variations mensuelles des microflores hétérotrophes totales et sulfato-réductrices dans les eaux aux stations A, C, D, E.

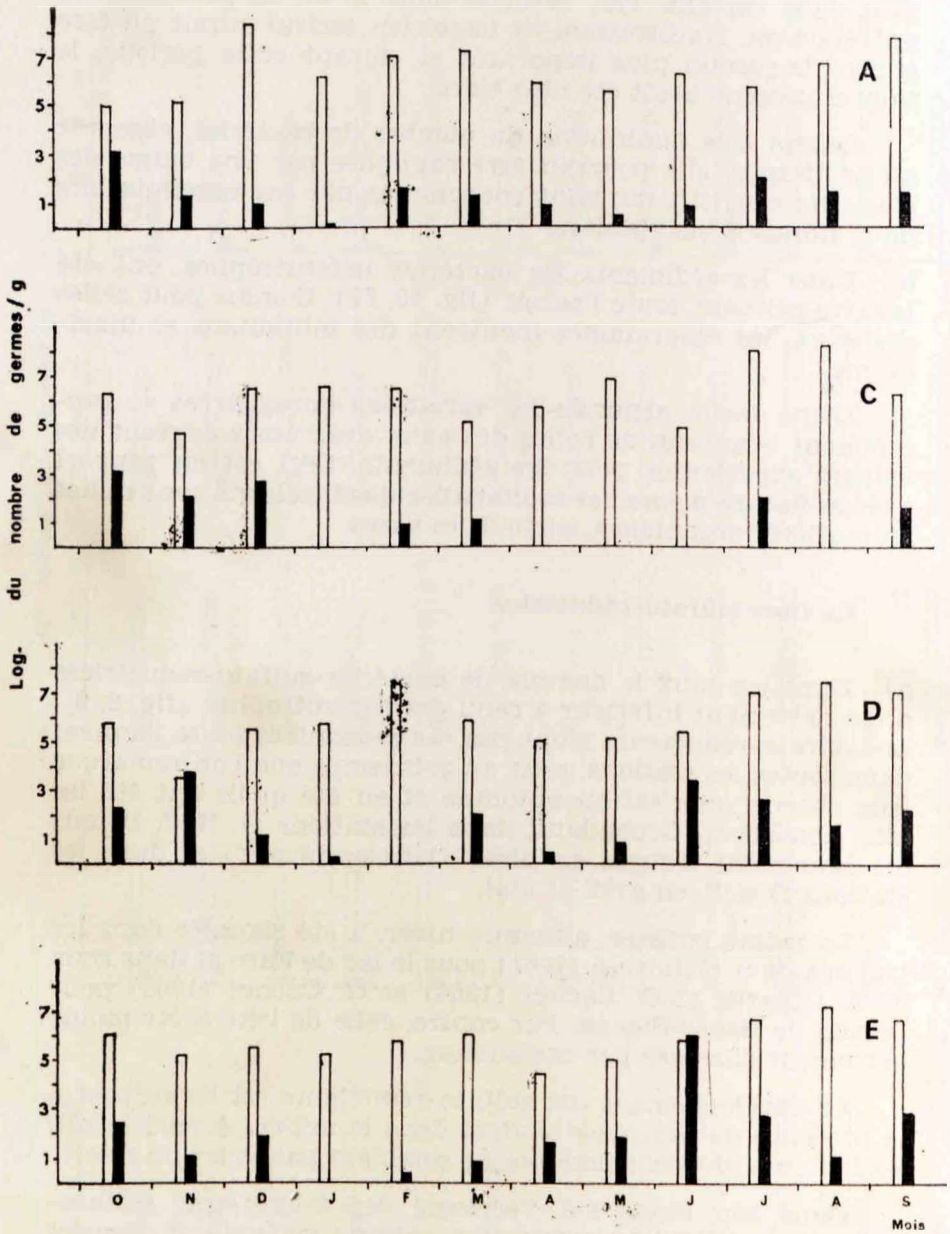


Fig. 10. Variations mensuelles de microflores hétérotrophes totales et sulfato-réductrices dans les sédiments aux stations A, C, D, E.

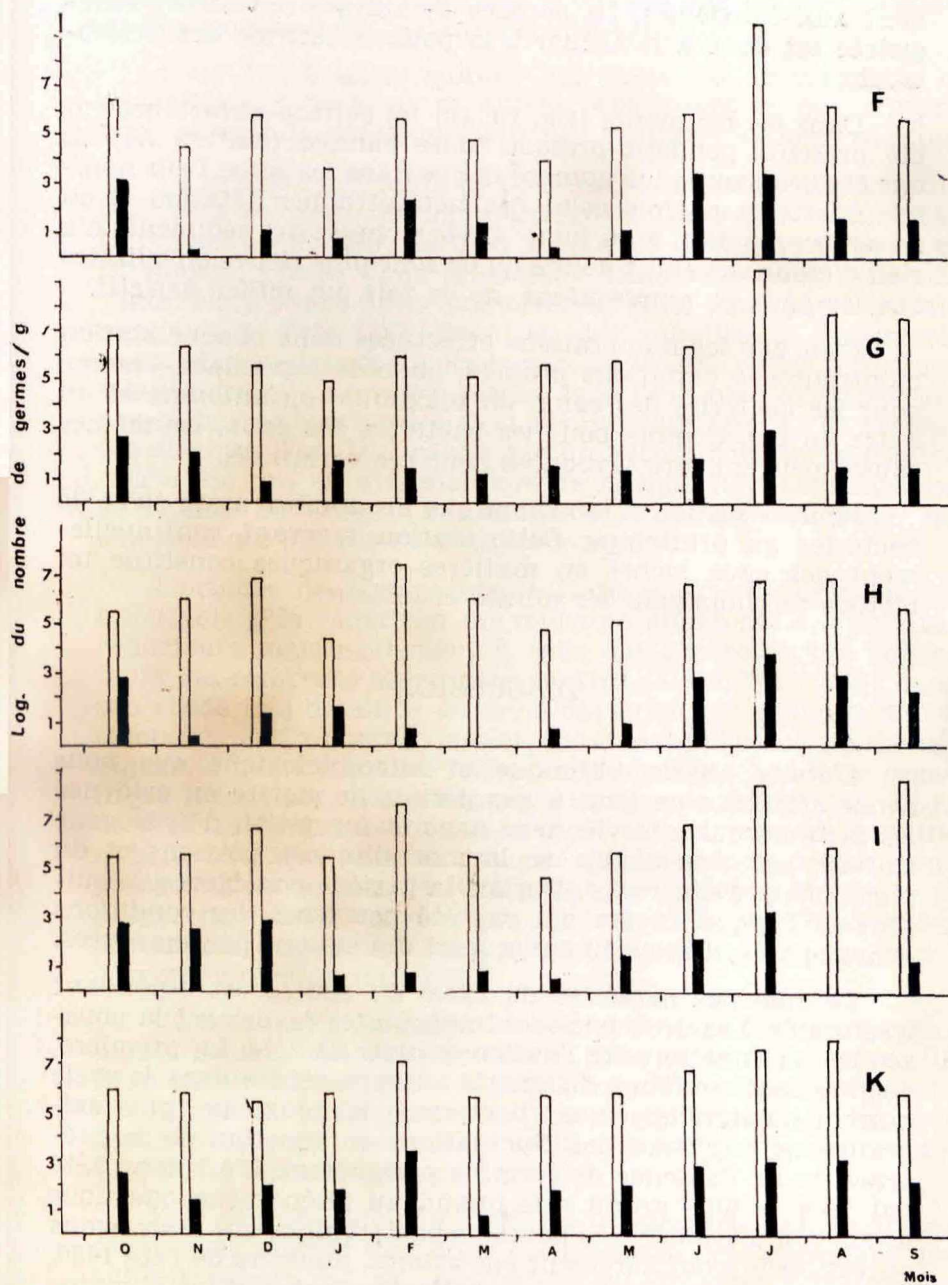


Fig. 11. Variations mensuelles des microflore hétérotrophes totales et sulfato-réductrices dans les sédiments aux stations F, G, H, I, K.

nent aux deuxièmes. La poussée de sulfato-réducteurs enregistrée est donc à rattacher à la poussée estivale des hétérotrophes.

b) Dans les sédiments (fig. 10, 11) les sulfato-réducteurs ont été présents pendant presque toute l'année (station A); ils ont été beaucoup plus nombreux que dans les eaux. Leur nombre a atteint parfois celui des hétérotrophes (station D en novembre; station E en juin). Cette richesse des sédiments n'a rien d'étonnant étant donné qu'ils sont plus riches en sulfates que les eaux et représentent, de ce fait, un milieu sélectif.

Bien que les numérations effectuées dans chaque station montrent des variations propres, on note cependant, comme pour les bactéries des eaux, un maximum en automne et un autre en été. Comme pour les bactéries des eaux, les mêmes causes peuvent être invoquées pour ces variations.

Pour la station A, on remarque un nombre assez élevé de bactéries au printemps. Cette station recevant continuellement des eaux riches en matières organiques constitue un biotope de choix pour les sulfato-réducteurs.

DISCUSSION

L'étude physico-chimique et microbiologique que nous avons effectuée ne nous a pas permis de mettre en évidence les facteurs qui interviennent dans la formation d'hydrogène sulfuré, gaz responsable de la mortalité des poissons et du phénomène d'eau rouge. Durant la période considérée, l'équilibre biologique du lac n'a pas été perturbé, les conditions climatiques ont été clémentes, avec des saisons peu marquées.

Le rôle des bactéries du cycle du soufre est cependant irréfutable. Les deux périodes importantes favorisant la poussée bactérienne ont été l'automne-hiver et l'été. La première, comme l'ont confirmé différents auteurs, rentre dans le cycle normal du développement bactérien; la deuxième, plus exigeante est sujette à des fluctuations en fonction de la présence ou de l'absence de certains paramètres. C'est donc l'été qui joue le plus grand rôle quand au phénomène que nous avons voulu étudier. Les poussées bactériennes que nous avons enregistrées n'ont sûrement pas atteint, au cours de l'été 1966, leur apogée; les conditions hydrologiques et surtout climatiques leur ont été défavorables. Ainsi, les vents fréquents et assez violents ont permis l'oxygénation de l'eau et perturbé le développement des sulfato-réducteurs anaérobie stricte.

Leur action a, par ailleurs, été propice à une bonne diffusion de l'hydrogène sulfuré dans l'atmosphère.

C'est l'hydrogène sulfuré qui provoque, d'une part, la mortalité des poissons et autres organismes et qui, d'autre part, permet le développement des bactéries sulfo-oxydantes.

La relation mortalité de poissons — présence d'hydrogène sulfuré a été signalée par plusieurs auteurs (G. Petit, 1953; D. Schachter et Coll., 1953; S. Genovese, 1963). V. Cabasso et H. Roussel (1942) l'ont également démontrée dans le lac de Tunis. Nous avons nous-même vérifié cette mort par asphyxie au cours de l'été 1965. En effet, des anguilles et des muges ramassés agonisants sur les berges du lac ont repris toute leur vitalité dès qu'ils ont été placés dans l'eau bien oxygénée des aquariums du laboratoire. Ceci aurait été différent s'ils avaient été atteints d'un mal causé par un germe pathogène comme cela a été mis en évidence lors de la mortalité des anguilles de l'étang du Canèt (E. Lagarde et F. Chakroun, 1965) ou empoisonnés par des substances toxiques.

L'origine de l'hydrogène sulfuré n'est pas uniquement imputable à la réduction microbienne anaérobie des sulfato-réducteurs mais également à celle des hétérotrophes réducteurs des composés organiques soufrés. G. Cachet (1965) dans son étude très détaillée du cycle bactérien des réducteurs des composés soufrés organiques et minéraux de l'étang de Bages-Sigean, a montré que les bactéries réductrices du soufre organique jouent un rôle très important dans la production d'hydrogène sulfuré, ainsi que dans le développement des sulfato-réducteurs. Cet auteur a remarqué que les réducteurs des composés soufrés se manifestent avant les sulfato-réducteurs et préparent ainsi à ces derniers un terrain favorable avec des substances organiques facilement utilisables et un potentiel d'oxydo-réduction très bas.

Vu leur faible exigence, les réducteurs des composés organiques soufrés ont été dénombrés dans cette étude parmi la flore hétérotrophe totale. L'utilisation d'un milieu de culture sélectif (à la méthiomine ou à la cystéine) aurait été plus justifiée et aurait permis de vérifier leur fluctuation propre. Une telle recherche s'impose donc.

Les sulfato-réducteurs et les réducteurs des composés organiques soufrés sont donc essentiels au développement des sulfo-oxydants qui se manifestent en présence d'hydrogène sulfuré. Une stagnation durable engendrant l'accroissement du taux d'hydrogène sulfuré dans l'eau leur est donc propice. Ces microorganismes étant phototrophes, leur croissance est

favorisée par la forte intensité lumineuse estivale. V. Cabasso et H. Roussel (1942) ont expérimenté *in vitro* cette symbiose sulfato-réducteurs et sulfo-oxydants en présence de lumière et à une température de 25° à 30°.

CONCLUSION

Etant donné son étendue, la nature diverse de ses fonds et les échanges multiples qu'il a avec l'extérieur, le lac de Tunis (partie nord) pourrait présenter des biotopes différents. Cependant les brusques variations que nous avons enregistrées et qui sont surtout dues aux facteurs climatiques (vents) en ont fait une unité biologique.

L'activité bactérienne s'y manifeste intensément, les populations se succèdent les unes aux autres, hétérotrophes (réducteurs des composés soufrés), réducteurs des sulfates, sulfo-oxydants.

L'élément de base pour l'accomplissement de ce cycle semble être la matière organique que les différentes bactéries utilisent à des stades divers. L'origine de cette matière organique est, d'une part, autochtone (putréfaction des végétaux, macro et microphytes et des animaux) et, d'autre part, d'origine terrestre (eaux usées et résiduelles). V. Cviic (1960) signale ce rôle essentiel de la matière organique dans l'apparition des eaux rouges. C'est en effet un enrichissement artificiel de la région de Pospile, dans le but d'augmenter sa productivité, qui a provoqué le phénomène d'eau rouge.

De plus, le rôle des facteurs hydrologiques et climatiques n'est pas à négliger. Leur multiplicité cependant rend difficile l'analyse de leur action respective.

Pour enrayer la formation d'hydrogène sulfuré il faudrait donc agir, sur le développement des hétérotrophes putrifiants des matières organiques soufrés, et sur celui des sulfato-réducteurs. De ce fait, il serait nécessaire de réduire l'apport en matières organiques, d'une part, et d'éviter, d'autre part, la stagnation prolongée des eaux en aérant artificiellement les eaux du lac. V. Cabasso et H. Roussel (1942) aboutissent aux mêmes conclusions dans leur étude et proposent la création d'un courant d'oxygénation dans le lac de Tunis afin de remédier à la stagnation des eaux.

Quand aux bactéries sulfo-oxydantes qui utilisent l'hydrogène sulfuré et colorent les eaux en rouge, elles ont un rôle très bénéfique et leur apparition réduit le taux d'H₂S néfaste dans les eaux et rend le milieu apte à la vie des organismes marins.

BIBLIOGRAPHIE

- ABDEL MALEK Y. et RIZK S.G. (1958). — Counting of sulfate reducing bacteria in mixed bacteria population. *Nature, Lond.*, t. 182, n° 4634 : 538.
- CABASSO V. et ROUSSEL H. (1942). — Essai d'explication du phénomène dit « des eaux rouges » du lac de Tunis. *Arch. Inst. Pasteur, Tunis*, t. 31, n° 3-4 : 203-211.
- CAHET G. (1965). — Contribution à l'étude des eaux et des sédiments de l'étang de Bages-Sigean (Aude). 3. Réduction des composés soufrés. *Vie et Milieu (B)*, t. 16, n° 2 : 917-981.
- CROUZET Ph. (1971). — Mesure de la production primaire phytoplanctonique dans le lac Nord de Tunis. *Bull. Inst. Océanogr. Pêche, Salammô*, t. 2, n° 2 : 217-228.
- CROUZET Ph. (1972). — Contribution à la connaissance de la physicochimie et de la production primaire du lac Nord de Tunis (Tunisie) I. Texte 72 + XII p. multicop. II. fig. (Thèse 3ème cycle Océanographique. Univ. Paris VI. 1972).
- CVIIC V. (1955). — Red water in the Lake. « Malo Jezero » (Island of Mljet). *Acta adriat.*, t. 6, n° 2 : 15 p.
- CVIIC V. (1960). — Apparition d'« Eau rouge » dans le Vehiko Jezero (île de Mljet). *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, t. 15, n° 3 : 79-81.
- GANDOLPHI-HORNYOLD A. (1930). — Recherches sur l'âge, la croissance et le sexe de la petite anguille argentée du lac de Tunis. *Bull. S'a. océanogr. Salammô*, n° 17 : 50 p.
- GENOVESE S. (1961). — Sur la présence d'« eau rouge » dans le lac de Faro (Messine). *Rapp. Comm. inst. Mer Médit.*, t. 16, n° 2 : 255-256.
- GENOVESE S. (1963). — The distribution of the H₂S in the Lake of Faro (Messina) with particular regard to the présence of « Red water » : 194-204. In : *Symp. mar. Microbiol.* Oppenheimer ed. Thomas publ. Springfield. III.
- GENOVESE S., RIGANO C. et MACRI G. (1963). — Ciclo annuale di osservazioni microbiologiche nel lago di Faro. *Atti Soc. pelor. Sci. fis. math. nat.*, t. 9, n° 3-4 : 293-329.
- HELDT H. (1929). — Le lac de Tunis (partie nord). Résultat des pêches au filet fin. *Bull. Sta. océanogr. Salammô*, n° 11 : 74 p.
- HELDT H. (1947). — Contribution à l'étude de la biologie des muges des lacs tunisiennes. *Bull. Sta. océanogr. Salammô*, n° 41 : 1-33.
- HELDT H. et HELDT H. (1928). — Premières captures de civelles dans le lac de Tunis. *Notes Sta. océanogr. Salammô*, n° 9 : 8 p.
- HELDT H. et HELDT H. (1929). — Les civelles du lac de Tunis. Considérations sur les époques de présence, la taille et le poids. *Bull. S'a. océanogr. Salammô*, n° 14 : 41 p.
- HELDT H. et HELDT H. (1930). — Sur les modalités d'empoisonnement en anguilles du lac de Tunis. *Notes Sta. océanogr. Salammô*, n° 13 : 12 p.

- HELDT J.H. (1944). — Sur la présence de *Mercierella enigmatica* Fauvel, serpulien d'eau saumâtre dans les eaux très salées du lac de Tunis. *Notes Sta. océanogr. Salammbô*, n° 30 : 4 p.
- HELDT J.H. (1952). — Eaux rouges. *Bull. Soc. Sci. Nat. Tun.*, t. 5 : 103-106.
- HELDT J.H. (1953). — *Mercierella énigmatica* Fauvel et le comblement éventuel du lac de Tunis. *Notes Sta. océanogr. Salammbô*, n° 33 : 7 p.
- Lac de Tunis Nord. Assainissement. Tunis, Société Rudis-S/Secrétariat d'Etat à l'Agriculture, 1966.
- LAGARDE E. et CAHET G. (1964). — Contribution à l'étude des eaux et des sédiments de l'étang de Bages-Sigean (Aude). 2 Recherches physico-chimiques et microbiologiques. *Vie et Milieu, supp.* n° 17 : 41-60.
- LAGARDE E. et CHAKROUN F. (1965). Une épizootie à *Vibrio anguillarum* chez les anguilles de l'étang du Canet (Pyrénées-Orientales). *Ann. Inst. Pasteur*, t. 108 : 135-140.
- Mc CRADY M.H. (1918). — Tables for rapid interpretation of fermentation tube results. *The Public Health Journal*, t. 9, n° 5 : 201-220.
- MEMMI L. (1970). — Observations biologiques sur les oiseaux du lac de Tunis. 35 p. multicop. (Rapp. stage DEA océanographie et biologie marine, Univ. Tunis, 1970).
- PALLARY P.H. (1912). — Sur la faune de l'ancienne lagune de Tunis. *Bull. Soc. Hist. nat. Afr. Nord*, t. 3 : 215-228.
- PETIT G. (1953). — Introduction à l'étude écologique des étangs méditerranéens. *Vie et Milieu*, t. 4, n° 4 : 569-604.
- SCHACHTER D., SENEZ J. et LEROUX-GILERON J. (1953). — Note préliminaire sur la dystrophie d'un étang saumâtre du littoral méditerranéen : l'étang de l'Olivier. *Vie et Milieu*, t. 4, n° 4 : 701-706.
- STIRN J. (1970). — Further contribution to the study of bioproductivity of polluted marine ecosystems. *Rec. int. Océanogr. méd.*, t. 28-29 : 21-27.
- VACELET E. (1971). — Ecologie de la microflore sulfate-réductrice en milieu marin à salinité variable. *Téthys*, t. 3, n° 1 : 3-10.
- VUILLEMIN S. (1964). — Contribution à l'étude écologique du lac de Tunis. Biologie de *Mercierella enigmatica* Fauvel. Paris, Sédès : 556 p. (Thèse Sc. nat. Paris).
- ZAOUALI J. (1971). — Etude de l'écologie du lac de Tunis et de la Mer de Bougrara (Tunisie) leurs peuplements malacologiques (126 p.) multicop. (Thèse 3ème cycle Océanographie. Univ. Caen. 1971).
- ZOBELL C.E. (1941). — Studies of marine bacteria. 1. The cultural requirements of heterotrophic aerobes. *J. Mar. Res. Sears Found.*, t. 4 : 42-75.