



Mécanismes d'eutrophisation dans le barrage de Hammam Bouhrara, Algérie : Apports en nutriments et dynamique des populations phytoplanctoniques

Mechanisms of eutrophication of Hammam Bouhrara dam, Algeria: Nutrient inputs and dynamics of phytoplankton populations

DJELITA B.^{1*}, NEHAR K. C.² et BOUZID-LAGHA S.¹

Abstract: This work describes the study of mechanisms of eutrophication of the Hammam Bouhrara Dam, located in the northwest of Algeria in the Wilaya of Tlemcen. The exploitation of a database, which contains scientific results covering the period from January 2008 to December 2010, related to the physico-chemical, biotical and hydrological variables, has contributed to the understanding of the evolution of this ecosystem and the impact of the morphology and hydrology; in this case, the spatiotemporal evolution of each variable, the study of the dynamics of phytoplankton populations and their principal nutrients and trophic status of the dam. The correlation study performed may constitute a notable contribution to the prediction of phosphorus concentrations or MES from the debit during the rainy season. The obtained results will contribute to a better management of water quality in terms of fighting eutrophication. Thus, they can be used as decision support in the context of sustainable development.

Key words: Algeria, Hammam Bouhrara dam, Pollution, Phosphorus, Modelling, Ecology.

Résumé : Ce travail décrit l'étude des mécanismes d'eutrophisation dans le barrage de Hammam Bouhrara, situé au Nord-Ouest de l'Algérie, dans la Wilaya de Tlemcen. L'exploitation d'une base de données relative à des variables physico-chimiques, biotiques et hydrologiques, couvrant la période de janvier 2008 à décembre 2010, a contribué à la compréhension de l'évolution de cet écosystème et de l'impact de la morphologie et de l'hydrologie ; en l'occurrence : l'évolution spatio-temporelle de chaque variable, l'étude de la dynamique des populations phytoplanctoniques ainsi que leurs principaux nutriments et l'état trophique du barrage. L'étude de corrélation effectuée peut constituer une contribution notable à la prédiction des concentrations en phosphore ou en matières en suspension (MES) à partir du débit au cours de la saison des pluies. Les résultats obtenus contribueront à une meilleure gestion de la qualité des eaux en termes de lutte contre l'eutrophisation. Ainsi, ils pourront être utilisés pour l'aide à la décision dans le cadre d'un développement durable.

Mots-clés : Algérie, Barrage Hammam Bouhrara, Pollution, Phosphore, Modélisation, Ecologie.

INTRODUCTION

Le barrage Hammam Bouhrara, situé à une trentaine de kilomètres de la ville de Tlemcen (Algérie), a été mis en eau en novembre 1998. Cet ouvrage important a été construit spécialement pour assurer l'approvisionnement en eau potable des villes d'Oran, d'Ain Timouchent, Maghnia et éventuellement des couloirs Nord-Ouest de la wilaya de Tlemcen. Cet ouvrage desservira également les périmètres d'irrigation de la moyenne et de la basse Tafna.

Les études sur la qualité de l'eau du barrage, menées par l'Agence Nationale des Ressources Hydriques (ANRH, 2011) ont, dès février 1999, révélé un déficit en oxygène, et depuis, toutes les mesures ont confirmé l'existence d'une stratification thermique intense de l'eau pendant la saison chaude, accompagnée d'une désoxygénation de l'hypolimnion durant plusieurs mois.

¹USTHB, FGC, Laboratoire d'Environnement, d'Eau, de Géomécanique et d'Ouvrages (LEEGO), BP 32 El-Allia, Alger, Algérie.

²Université Ziane Achour, BP 3117, Djelfa, Algérie.

*belkheirdjelita@yahoo.fr; camellia90@hotmail.fr; bouzidsouad@yahoo.fr.

article envoyé à la revue le 1/10/2015

Cette dégradation de la qualité de l'eau a sérieusement perturbé l'exploitation de la station de traitement des eaux du barrage de Hammam Boughrara. Ainsi, pendant la période où l'eau de l'hypolimnion est rendue inutilisable, les captages s'effectuent à partir des couches superficielles riches en algues et le traitement de l'eau nécessite une consommation importante de chlore, un surdosage de sulfate d'aluminium et l'utilisation du charbon actif en poudre pour lutter contre les goûts et les odeurs.

Depuis 1999 et dans le cadre d'un projet national face au problème d'eutrophisation, l'ANRH a entrepris l'étude des facteurs déterminant la qualité de l'eau du barrage de Hammam Boughrara. Cette étude a été complétée et approfondie par plusieurs séries d'analyses exhaustives que nous avons entamées dès 2008. Une partie des résultats a déjà fait l'objet de travaux résumés et présentés sous forme de communications et de publications dans des revues scientifiques nationales et internationales.

Hormis les travaux d'analyse de qualité de l'eau non systématique réalisés antérieurement, il n'existe aucune étude portant spécifiquement sur les mécanismes de l'eutrophisation et les variations spatio-temporelles des caractéristiques physico-chimiques et biologiques du réservoir. Dans la présente étude, les résultats couvrent la période allant de janvier 2008 à décembre 2010. Nos objectifs sont :

- Etablir un diagnostic de l'état actuel et caractériser la variabilité spatiale et temporelle des changements de qualité de l'eau du barrage de Hammam Boughrara, afin de contribuer à la connaissance de l'évolution de cet écosystème.
- Viser, d'une part, à établir une meilleure connaissance de la relation quantitative entre l'apport en matières nutritives et la réponse trophique de notre barrage et, d'autre part, à déterminer l'impact de l'hydrologie et des caractéristiques physicochimiques sur l'état trophique du barrage.

MATERIELS ET METHODES

Présentation du site d'étude

Le bassin de l'Oued Mouillah, qui appartient au bassin versant de la Tafna (7245 km²), régularisé par le barrage Hammam Boughrara est situé à l'extrême Nord-Ouest de la wilaya de Tlemcen (Nord-Ouest Algérien), il occupe une superficie de 2000 km² avec un périmètre de 241 km (largement partagée avec le Maroc), (Fig. 1).

Du point de vue géomorphologique, le bassin versant de l'Oued Mouillah est caractérisé par une forme moyennement allongée (coefficient de compacité de Gravilius : 1,5), un indice de pente global, $I_g = 7,5 \%$. Il est constitué par des zones très hétérogènes formées de montagnes (les monts des Traras au nord-ouest et les monts de Tlemcen au sud), de plaines et de vallées. Les pentes sont en général très accentuées en montagne (dépassant les 20 %) et plus douces (entre 0 et 10 %) de part et d'autre du cours d'eau. Les altitudes maximales et moyennes du bassin sont respectivement de 1430 et 746 m. Le temps de concentration de ce cours d'eau principal est estimé à $T_c = 12$ heures, ce qui implique des vitesses faibles, favorisant la décantation des particules solides au niveau des cours d'eau. De ce fait, les eaux de ruissellement atteignent l'exutoire du bassin pauvres en matières en suspension.

Le bassin versant de l'Oued Mouillah est dominé par les sols calcaires. Des vertisols (USDA 1978, FAO 1990) qui longent son thalweg principal et se prolongent au nord-est des monts des Traras et aux piémonts des monts de Tlemcen. Il comporte aussi des formations calciques peu profondes (luvisols) et des terrains alluviaux (fluvisols) développés dans la partie nord de la plaine de Maghnia. La partie sud de la plaine comprend des sols rouges (arénoles) à encroûtement formés de marnes salifères du Miocène (GHENIM *et al.*, 2008).

Le bassin versant de l'Oued Mouillah se caractérise par un climat semi-aride. Les températures annuelles varient entre 15,7 et 18,4°C (période 1977–1995). Les précipitations sont relativement faibles et inégalement réparties au cours de l'année. La moyenne interannuelle est de 297 mm (période 1977–1995). L'évaporation réelle sur le plan d'eau libre au niveau du confluent des oueds Mouillah et Tafna a été estimée à environ 1167 mm par an (Direction des ressources en eau).

De la superficie du bassin, 49 % sont constitués de terrains généralement nus localisés dans sa partie ouest. Dans le reste du bassin, on retrouve une culture extensive (21 % de la surface), un couvert forestier normal (14 % de la surface) et des terrains de parcours.

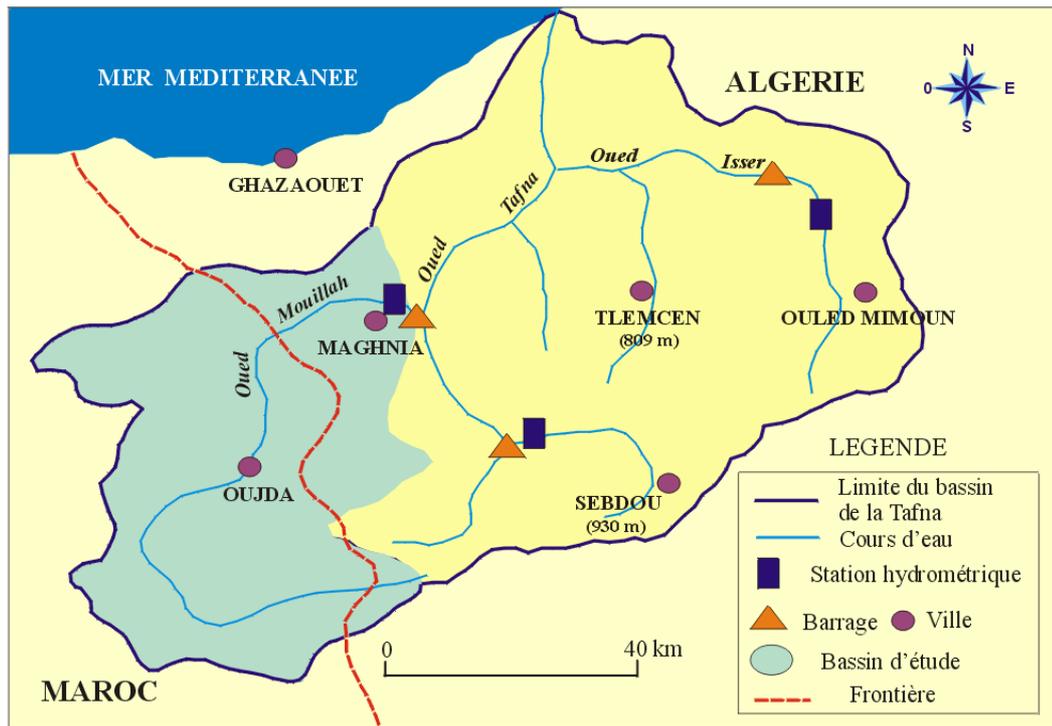


Figure 1 : Situation du bassin versant de l'Oued Mouillah

Sur base d'une série de données, comprenant des relevés précis pour la période 1977-1995, l'ANRH a évalué que les précipitations annuelles varient entre 465 et 173 mm et sont soumises à une grande variabilité interannuelle. Environ 76 % de ces précipitations annuelles se concentrent dans la période la plus arrosée qui s'étale depuis novembre jusqu'à avril. Le débit moyen annuel est estimé au total entre 0,44 et 1,44 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. La plus forte crue est celle de février 1979 dont le débit de pointe a été estimé à environ 264 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Les apports solides spécifiques annuels enregistrés sont en majorité faibles, ils varient entre 17,3 et 1038,4 $\text{t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ et la moyenne interannuelle est de 252,1 $\text{t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ (GHENIM *et al.*, 2008). Ceci s'est traduit par un déficit d'écoulement de l'ordre de 70 % depuis la fin des années 1970 (MEDDI & HUBERT, 2003). Il est à souligner que pendant la période d'étude, le coefficient d'écoulement interannuel n'a pas dépassé 6 % et que ce bassin est la partie de la Tafna qui reçoit les pluies les moins agressives (ZEKRI, 2003).

Le barrage de Hammam Boughrara, mis en eau en 1998, est situé à la confluence des oueds Tafna et Mouillah. Une capacité de 177 Mm^3 , dont 59 Mm^3 sont régularisables et dont 23,30 Mm^3 constituent le volume mort. La superficie de son plan d'eau varie de 2,5 à 4,8 km^2 , sa profondeur moyenne est de 15 m et sa profondeur maximale de 32 m. Le barrage est destiné, principalement, à satisfaire les besoins d'alimentation en eau potable (AEP) des villes d'Oran (33 Mm^3) et de Maghnia (17 Mm^3). 9 hm^3 sont prévus pour l'irrigation. Cependant, avant la construction du barrage, aucune étude écologique, permettant de prévoir le développement de la qualité de l'eau de la retenue à créer, n'a été réalisée.

Procédures d'échantillonnage et d'analyse

Tous les prélèvements ont été effectués grâce à une embarcation motorisée, au niveau de six stations. L'eau a été prélevée au moyen de bouteilles de Van Dron contenant un thermomètre. Les prélèvements ont eu lieu en fin de matinée ou en début d'après-midi. Les méthodes d'analyses suivantes ont été utilisées:

- Transparence de l'eau : profondeur du disque de Secchi (diamètre 39 cm).

- Le pH, la température, l'oxygène dissous et la conductivité électrique ont été mesurés immédiatement après le prélèvement de l'échantillon d'eau à l'aide d'un appareil multi-paramètres de type WTW MultiLine P3 PH/LF-SET.
- Les éléments chimiques, Ca, Mg, Na, SO₄, K, Cl, HCO₃, NO₃, NO₂, Nkh, NH₄, PO₄ et P_{tot} ont été analysés au laboratoire par des méthodes de dosage colorimétriques à l'aide d'un spectrophotomètre.
- Les matières en suspension (MES) ont été filtrées par des filtres GF/C en fibre de verre, puis séchées à 105°C et pesées. La fraction organique est déterminée après chauffage à 550°C (RODIER *et al.*, 1996).
- L'identification et la numération des espèces phytoplanctoniques ont été réalisées à l'aide d'un microscope inversé de type Zeiss-winkelson selon la méthode de d'UTERMÖHL (1958), modifiée par LEGENDRE et WATT (1971, 1972).
- Le dosage de la chlorophylle a été effectué selon la méthode fluorimétrique de Neuveux et a été estimé dans la colonne d'eau comprise entre la surface et la profondeur de 3m (parfois dans toute la profondeur surface-fond).
- Afin de calculer les charges des sels nutritifs (P, PO₄ et NO₃) et les MES, des deux principaux affluents qui alimentent la retenue, des prélèvements réguliers avec une fréquence bimensuelle ont été effectués depuis janvier 2008 jusqu'au décembre 2010. Cette fréquence a été augmentée, pendant les crues du 07 au 09 mars 2008 et du 27 au 30 janvier 2009 où des prélèvements ont été réalisés toutes les 3 ou 4 heures. Pour la mesure des débits, au moment des prélèvements, on a utilisé les points de jaugeage les plus proches de chacun des points de prélèvement.

RESULTATS ET DISCUSSIONS

Les apports liquides et solides à la retenue

Apports liquides. La figure 2-a, montre la variation des cotes de l'eau pour la période 2008-2010 (les cotes indiquées sont de chaque mi-mois) où le niveau du plan d'eau fluctue entre un maximum de 298,7 m (N.G.A) et un minimum de 289,1 m. concernant la figure 2-b, il ressort que les apports répartis de façon très inégale pendant l'année, ont lieu principalement en hiver pendant les périodes de crues. En effet, les plus grandes crues de la période 2008-2010 ont eu lieu aux mois de décembre 2008 et janvier-février 2009, où environ 56 Mm³ ont été enregistrés.

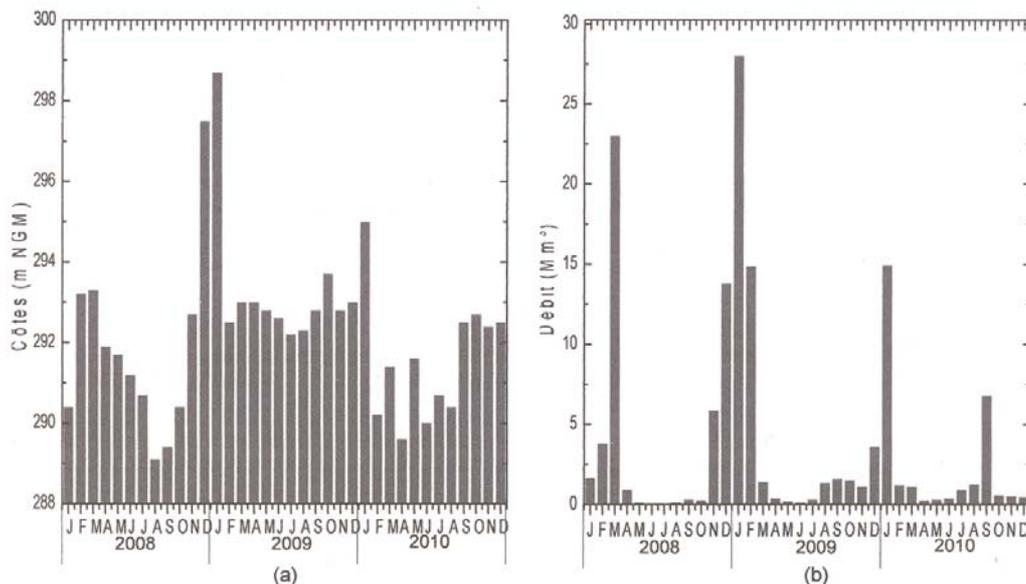


Figure 2 : (a) Variation des cotes de la retenue, (b) Apports liquides mensuels à la retenue.

Ce qui veut dire, théoriquement, que le volume utile de la retenue a été renouvelé une fois et demi pendant cette courte durée de 3 mois. Le débit de pointe, en janvier, a été estimé à environ 54 m³.s⁻¹. Cette seule crue a fourni 51 % des apports liquides de l'année 2009 avec une contribution relative des deux oueds estimée à 77,4 % pour le Mouillah et 22,6 % pour le Tafna.

L'utilisation de la formule du temps de séjour de l'eau $TS = V/Q$ (Q : débit en $m^3 \cdot an^{-1}$; V : volume du lac en m^3) révèle les taux suivants : 1,45 ; 0,87 et 2,3/an respectivement pour les années 2008 ; 2009 et 2010.

Apports solides. Les apports totaux des années 2008, 2009 et 2010, ainsi que les apports pour chaque sous-bassin sont récapitulés dans le tableau I, qui donne en outre la fraction des apports durant les périodes des crues, où le débit est supérieur à $7 m^3 \cdot s^{-1}$.

Tableau I : Apports annuels des matières en suspensions et des sels nutritifs des années 2008, 2009 et 2010.

	Mouillah			Tafna			Total		
	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010
App.Liqu. Mm^3	39	46	19	11	8	10	50	54	29
%	78	85	66	22	15	34	100	100	100
MES, tonnes	1300	3440	380	700	1500	220	2000	4940	600
%	65	80	63	35	20	37	100	100	100
% en crue	91,9	87	89	98,7	92	77	95,3	89,5	83
P_{tot} tonnes	112,5	136	54	37,5	48	13,5	150	184	67,5
%	75	80	72	25	20	28	100	100	100
% en crue	89	97	67	81	84	57	85	90,5	62
NO_3-N , tonnes	160	86	20	79	33	10	240	120	30
%	67	72	66	33	28	34	100	100	100
% en crue	94	83	46	89	87	65	91,5	85	55,5

On peut donc constater que, pendant les hivers pluvieux, la presque totalité des apports solides est fournie par les crues.

L'étude de corrélation a montré qu'il existe d'une part une relation logarithmique du type linéaire entre les débits et les concentrations des MES et une relation logarithmique du type parabolique entre les débits et les concentrations du phosphore total d'autre part (Fig. 3). En revanche, aucune corrélation n'est évidente entre les débits et concentrations des nitrates dans l'eau des oueds. Ceci pourrait nous permettre de faire des prédictions approximatives des concentrations des MES ou de phosphore d'après la distribution des débits au cours de la saison des pluies (GREGORY & WALLING, 1976).

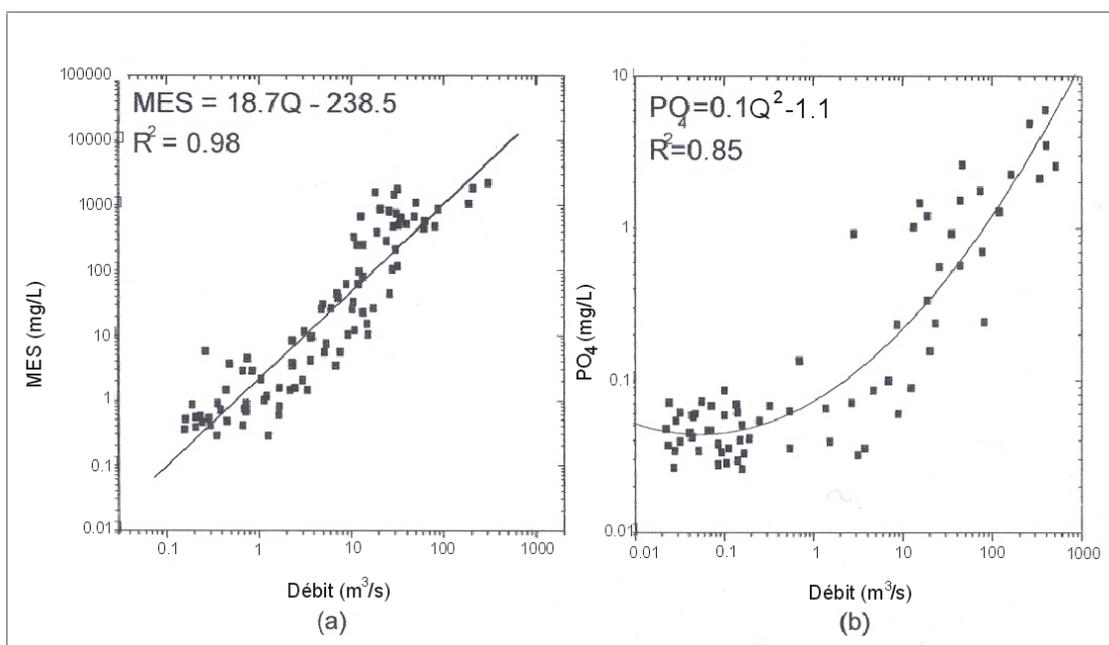


Figure 3 : Corrélation entre débits et concentrations des MES (a) et du phosphore total (b) dans l'eau de l'oued Mouillah.

Charges de nutriments. Les apports de phosphore à la retenue ont été extrêmement élevés pendant les années considérées. Même si l'on soustrait la partie des apports ayant été immédiatement éliminés par l'évacuateur de crue au moment de la grande crue (environ 13 % des apports liquides annuels), on arrive à un apport de phosphore total d'environ 400 tonnes, ce qui équivaut à une charge annuelle de phosphore dans la retenue de l'ordre de 140 g.m⁻².

Si on applique la relation de VOLLENWEIDER (1976 cité par LEE *et al.*, 1978) entre charge en phosphore et réponse biologique pour prévoir le degré d'eutrophisation de la retenue, on tombe pratiquement en dehors du diagramme habituel, tant la charge est élevée. Même si l'on considère qu'une partie du phosphore a été incorporée dans des particules minérales en suspension, et donc est inaccessible aux algues, on arrive tout de même à un chiffre très élevé pour la charge du phosphore en solution (ortho-phosphate). Il faut signaler que la fraction d'ortho-phosphate, au moment des débits les plus élevés, varie entre 60 % et 90 % du phosphore total. Or, les symptômes d'eutrophisation dans la retenue (teneur en chlorophylle a) sont très loin d'atteindre les niveaux extrêmes attendus et ce d'après les diagrammes charges-réponses.

Pourquoi ce potentiel énorme de productivité n'a-t-il pas été utilisé ? Il y aurait à cela au moins deux hypothèses possibles. Tout d'abord, la crue, drainant de grandes quantités de matières en suspension, pourrait produire ainsi une zone trophogène très restreinte à cause de la réduction importante de la pénétration de la lumière (GUARD, 2010). La deuxième explication part de l'hypothèse que l'ortho-phosphate, dès son arrivée à la retenue, serait rendu rapidement inaccessible aux algues du fait, sans doute, d'une floculation efficace au moyen de fines particules d'argile ainsi que d'une formation d'hydroxyapatite suivie d'une précipitation. Il est à souligner que les résultats d'une série d'analyses d'ortho-phosphate dans l'eau, aussi bien superficielle que du fond de la retenue, confirment cette dernière explication. En effet, la très haute concentration d'ortho-phosphate dans l'eau de l'épilimnion, constatée juste après la crue et estimée à 3 mg.L⁻¹, baisse rapidement en même temps qu'augmente la concentration de l'eau du fond, de sorte que la concentration du phosphore accessible aux algues est rétablie autour de 2 à 2,5 mg.L⁻¹ et ce quelques semaines après la grande crue.

Etudes limnologiques dans la retenue-facteur abiotiques

La qualité de l'eau. Pour avoir une idée des différences (ou de la similitude) de qualité des eaux prélevées au niveau de trois stations sur le plan d'eau (T2, PT et M3 : voir fig.9), deux paramètres représentant une qualité stable, la conductivité et l'oxygène dissous ont été choisis. Après l'analyse des résultats groupés sur un même diagramme, on a pu constater qu'il n'y avait pas de différences sensibles entre les trois stations, notamment en ce qui concerne l'eau hypolimnique. En conséquence, nous nous concentrerons, pour faciliter la lecture de la présente étude, de donner uniquement les résultats de la station PT, pour laquelle on dispose d'ailleurs du plus grand nombre de données.

Température, pH : La température de l'eau varie en général entre 10,9°C et 31°C avec des variations temporelles très semblables d'une année sur l'autre (Fig. 4-a). Aux mois de février et mars, la masse d'eau homothermique d'environ 13°C commence à être réchauffée et une stratification thermique s'établit progressivement. Ainsi, la température de l'épilimnion augmente d'environ 3°C par mois pendant le printemps et l'été pour atteindre son maximum vers le mois d'août. Dans l'hypolimnion, la température monte lentement de 11-12°C jusqu'à 17°C au mois de juillet ; elle baisse ensuite de quelques degrés, en même temps que la température dans l'épilimnion atteint ses valeurs maximales. Entre septembre et décembre, la température de l'eau hypolimnique monte encore, tandis que celle de l'eau épilimnique baisse. Finalement, entre décembre et février, la masse d'eau homothermique est refroidie avec des températures allant de 17 à 11-12°C.

Les principaux facteurs provoquant la variation de la température de l'eau sont l'ensoleillement et l'évaporation, instable au cours de l'année. Les variations des apports liquides influencent relativement peu la température de l'eau au niveau de la station PT. Le seul effet évident des apports importants du mois de mars 2004 sur le bilan thermique a été de retarder de quelques semaines l'abaissement de la température de l'eau hypolimnique à son minimum.

Le pH aussi présente des variations régulières d'une année sur l'autre. Dans l'épilimnion, les valeurs fluctuent entre 8 et 9,1 au milieu de l'été et tombent jusqu'à 7,1 environ pendant l'hiver (Fig. 4-b). Le pH varie surtout en fonction de l'assimilation de CO₂ par les phytoplanctons (HARTLEY *et al.*, 1997). Ainsi, on a mesuré 9,1 comme valeur maximale du pH à la surface de la retenue au moment d'une floraison importante d'algues.

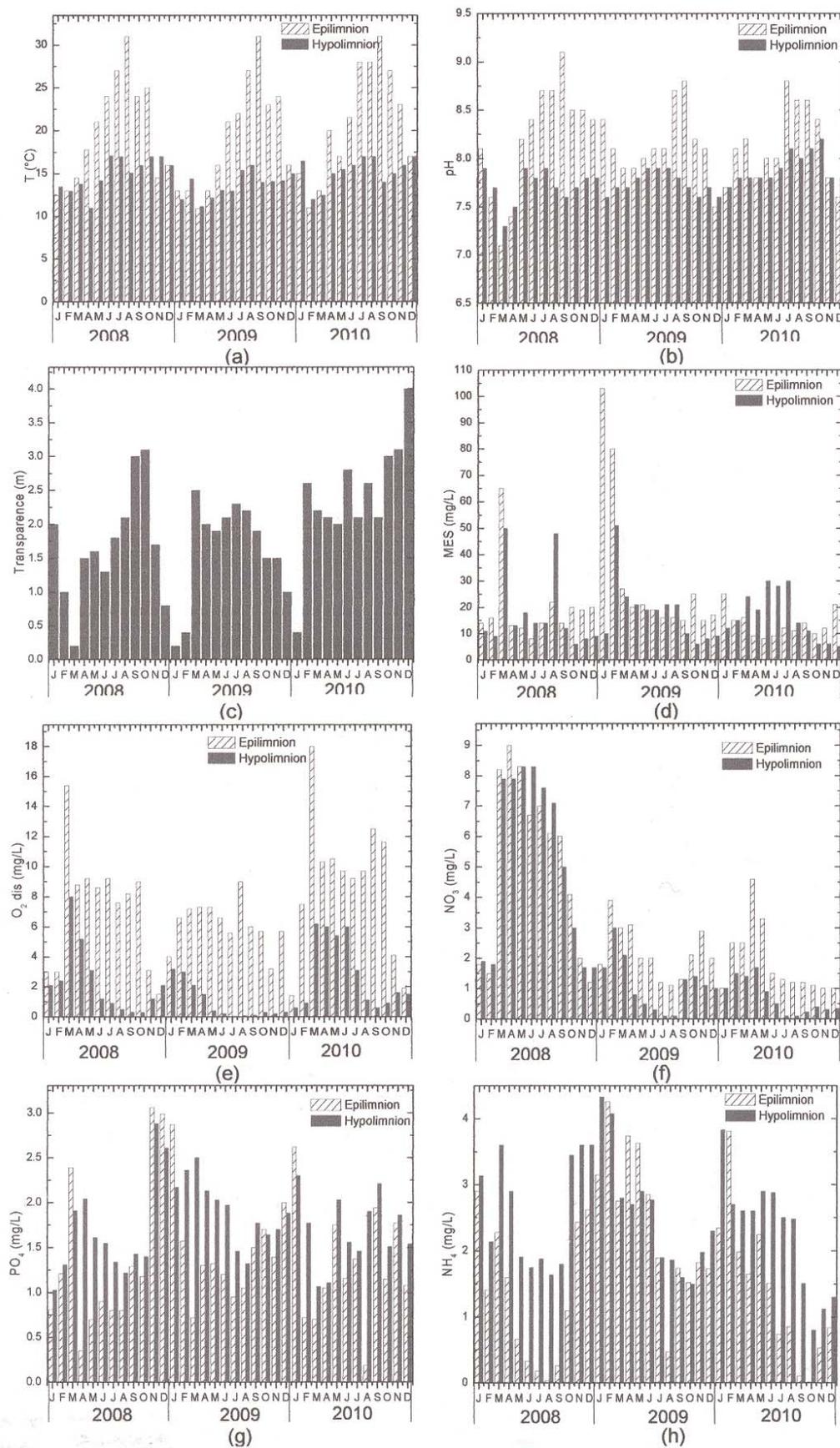


Figure 4 : Evolution dans le temps : (a) température, (b) pH, (c) transparence, (d) MES, (e) oxygène dissous, (f) nitrates, (g) ortho-phosphate, (h) ammonium. Période de janvier 2008 à décembre 2010.

Transparence de l'eau, les MES : Les paramètres qui sont plus ou moins directement liés au degré de pénétration de la lumière dans l'eau sont la profondeur du disque de Secchi (SD), les MES et la turbidité mesurée au moyen d'un turbidimètre (AMINOT & CHAUSSE-PIED, 1983).

L'évaluation de la transparence est une mesure globale simple de l'évolution trophique du réservoir. La **SD** (transparence de l'eau déterminée par un disque, le « Disque de Secchi », plongé dans le lac de retenue) varie entre 0,2 m et plus de 4,5 m pendant la période considérée, avec les valeurs les plus faibles enregistrées en mars 2008, décembre 2008, janvier-février 2009 et janvier 2010 (Fig. 4-c) et ce juste après les grandes crues. Les valeurs les plus élevées coïncident, d'une part, avec les apports liquides relativement faibles, de l'autre, avec la période de la non activité phytoplanctonique (non floraison). Ainsi, on constate que la transparence est influencée par les apports dépassant les 8 Mm³.

Les valeurs des MES sont généralement inférieures à 30 mg.L⁻¹, à l'exception de celles enregistrées durant les mois de mars 2008 et janvier-février 2009 et qui sont plus importantes avec les valeurs respectives de l'ordre de 65, 103 et 80 mg.L⁻¹. Ceci pourrait être dû aux crues importantes survenues pendant ces périodes (Fig. 4-d).

En revanche, la mesure de turbidité est beaucoup plus précise. La corrélation entre la turbidité et la SD est d'ailleurs plus affirmée (AMINOT & KEROUEL, 2004) ($R^2 = -0,55$) et la régression est décrite par l'équation : $SD (m) = -0,081 \times JTU + 3,14$. Tandis qu'aucune corrélation n'a été trouvée entre MES et SD.

Matières oxydantes : Les deux principales matières oxydantes dans l'eau de la retenue sont l'oxygène dissous et le nitrate. Si ces deux formes d'oxygène, ne sont pas présentes en quantités suffisantes pour répondre à la demande d'oxydation de la matière organique, un autre "donneur" d'oxygène sera mis en jeu, à savoir le sulfate, sachant que l'action de ce donneur "néfaste" d'oxygène résulte en formation d'hydrogène sulfuré (ADAM *et al.*, 2011).

La quantité d'oxygène dissous dans l'épilimnion varie généralement entre 3 et 9,5 mg.L⁻¹. Cependant des valeurs extrêmes ont été mesurées à savoir 15,1 et 18 mg.L⁻¹ elles sont respectivement durant les mois mars 2008 et mars 2010 (Fig. 4-e). Ceci correspond au moment d'une forte ventilation des eaux de surface par l'action mécanique du vent. Les faibles valeurs, moins de 2 mg.L⁻¹, sont enregistrées au cours des périodes de brassage. L'oxygène dissous dans l'hypolimnion diminue rapidement pendant la période stratifiée. Pratiquement, tous les ans, on observe la présence de conditions d'anaérobiose au moins vers la fin de l'été.

Les concentrations maximales de cette fraction de l'azote total sont entièrement déterminées par les apports de l'extérieur. Les apports liquides importants du mois de mars 2008 ont généré des concentrations en NO₃ d'environ 9 mg.L⁻¹, tandis que les apports relativement faibles aux printemps de 2009 et 2010 ont résulté des concentrations en NO₃ entre 1 et 4,6 mg.L⁻¹ seulement. Pendant le printemps et l'été des deux années 2009 et 2010, les nitrates, aussi bien de l'hypolimnion que de l'épilimnion, ont été progressivement épuisés, tandis qu'en automne 2010, on pouvait encore déceler de faibles concentrations de nitrate dans l'eau (Fig. 4-f).

Sels nutritifs : Bien que les nitrates fassent évidemment partie des sels nutritifs, nous avons préféré les traiter parmi les matières oxydantes, parce que c'est probablement en tant que telles qu'ils jouent leur rôle principal dans la retenue.

Les concentrations du phosphore total sont extrêmement élevées et varient entre 0,25 et 3,85 mg.L⁻¹ avec une moyenne de 1,91 mg.L⁻¹. Ces teneurs élevées sont dues aux rejets industriels, notamment, ceux contenant des détergents. Les pics maximaux sont enregistrés durant les périodes qui suivent immédiatement les grandes crues.

La figure 4-g montre une augmentation de la concentration d'ortho-phosphate dans l'eau de l'hypolimnion pendant la période d'anaérobiose d'août à décembre, ce qui pourrait être dû à une certaine remobilisation de ce nutriment déjà incorporé dans les sédiments. Mais dans l'eau épilimnique, au cours de la saison productrice (printemps-été), les teneurs en ortho-phosphate sont en général relativement faibles par rapport aux valeurs enregistrées durant les années de l'étude, et fluctuent entre 1,75 et 0,19 mg.L⁻¹.

Les concentrations d'ammonium sont généralement très élevées. Les pics enregistrés pendant la période étudiée ont été d'environ 4,26 mg.L⁻¹ dans l'épilimnion et 4,33 mg.L⁻¹ dans l'hypolimnion (Tableau II). On observe également une nette augmentation de la teneur en ammonium au cours de

l'automne, ce qui coïncide avec la minéralisation de la matière organique sédimentée (Fig. 4-h). La concentration de l'ammonium diminue progressivement pendant la période de la plus haute production dans l'épilimnion jusqu'à atteindre des valeurs inférieures à 0,5 mg.L⁻¹ vers la fin de l'été.

Tableau II : Fractions d'azote dans l'épilimnion.

Fraction	Concentrations (mg.L ⁻¹)	
	Moyennes	maximales
N inorganique	5,69	14,6
NO ₃	3,07	9,0
NO ₂	0,87	1,33
NH ₄	1,75	4,26
N organique	0,50	1,1
N total	6,19	15,7

Conductivité : La conductivité et, par conséquent, la teneur en sels dissous de l'eau de la retenue montrent un cycle annuel déterminé par les apports liquides en provenance des oueds. Outre cette variation cyclique, on remarque une tendance très nette à l'augmentation de la conductivité pendant des périodes de sécheresse prolongée. La grande crue de janvier 2009 a provoqué un abaissement relatif de la conductivité de l'eau de la retenue jusqu'à 1100 µs/cm. Or, on a mesuré des valeurs élevées atteignant 1800 µs/cm pendant le mois d'août 2009. Les causes des variations de la conductivité sont tout d'abord l'origine et la quantité de l'eau qui arrive à la retenue, ainsi que l'évaporation.

Au cours des crues importantes, presque la totalité de l'eau apportée par les oueds provient du ruissellement de surface. Cette eau contient, par conséquent, peu de sels lessivés du sol. En revanche, en période d'étiage, une grande fraction de l'eau arrivant à la retenue provient de l'eau souterraine, plus riche en sels dissous. A titre d'exemple, les valeurs de la conductivité de l'eau de l'oued Mouillah correspondant à des différents débits sont présentées dans le tableau III.

Tableau III: Conductivité de l'oued Mouillah en fonction des débits.

Débit (m ³ .s ⁻¹)	Conductivité (µs/cm)
18	560
9	840
2,4	1820
0,11	2330
0,06	3540

Une longue période de sécheresse signifie que, d'une part, une grande partie des apports liquides, bien que quantitativement faibles, a eu le temps de s'infiltrer dans le sol et de s'enrichir en sels dissous ; le résultat sera une augmentation de la conductivité de l'eau de la retenue. Elle montre d'autre part que l'évaporation provoque aussi une augmentation de la concentration en sels dans l'eau. Nos calculs indiquent que, pendant l'été 2010, l'évaporation serait responsable d'environ 20 % de l'augmentation de la conductivité (60 µs/cm par mois). Cette contribution est évidemment plus importante dans l'épilimnion que dans l'hypolimnion.

Tableau IV : Concentrations moyennes, minimales et maximales des principaux ions qui contribuent à la conductivité de l'eau à la station PT.

Ion	Moyenne	Min-Max
	mg.L ⁻¹	
Na ⁺	257,72	127-416
Ca ²⁺	77,75	43-115
Mg ²⁺	62,67	35-109
K ⁺	18,36	10-32
Cl ⁻	363,64	213-487
HCO ₃ ⁻	198,94	210-487
SO ₄ ⁻²	358,47	47-364

Les ions qui contribuent le plus à la conductivité de l'eau de l'oued Mouillah sont Na^+ et Cl^- , c'est justement dans ce sous-bassin qu'on trouve une importante nappe d'eau souterraine, tandis que l'eau de l'oued Tafna est relativement plus riche en Ca^{2+} , Mg^{2+} et SO_4^{-2} (Tableau IV).

Etude de l'homogénéité de la masse d'eau. Le traçage des courbes sous forme d'isoplèthes, à partir de notre base de données, nous a permis de suivre l'évolution temporelle en fonction de la profondeur de certains paramètres et de constater que le barrage de Hammam Bouhrara est un lac monomictique avec stratification thermique s'étendant en général de début avril jusqu'à décembre, où a lieu d'habitude le brassage de toute la masse d'eau. Ainsi, quand la thermocline se forme au début du mois d'avril, elle se situe à une profondeur allant de 5 à 10 m, puis elle migre progressivement pour se placer entre 10 et 15 m au mois de juin et en-dessous de 15 m en septembre-octobre (Fig. 5-haut).

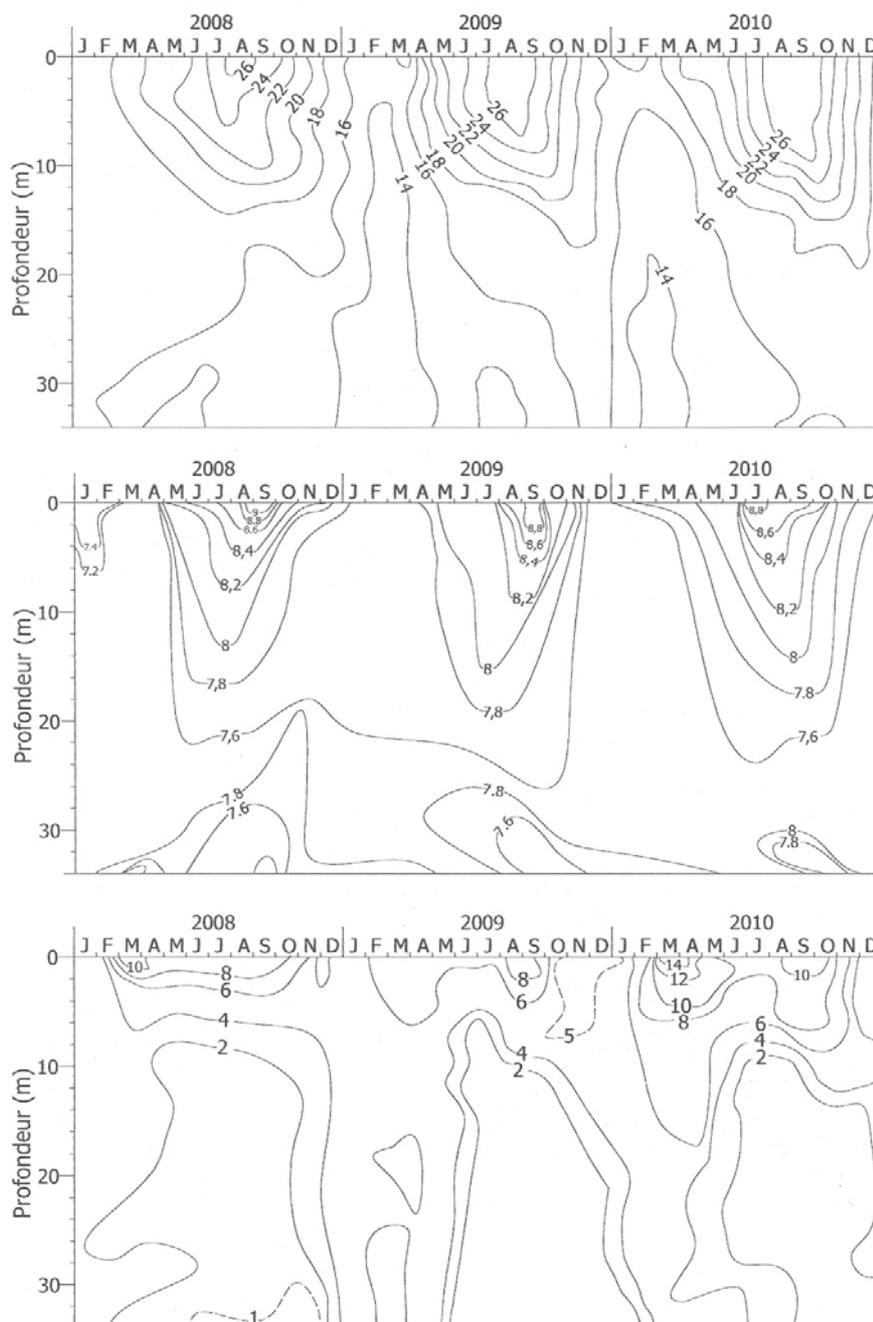


Figure 5 : Diagrammes d'isoplèthes: (haut) Température (°C), (centre) pH et (bas) Oxygène dissous (mg/L), en fonction de la profondeur.

La thermocline forme une barrière qui empêche le transport de l'eau bien oxygénée de l'épilimnion vers l'hypolimnion et cela a pour conséquence un déficit en oxygène de plus en plus accru au fur et à mesure de la consommation de l'oxygène dissous dans l'eau de l'hypolimnion (SOUCHU *et al.*, 1998). Les diagrammes d'isoplèthes pH et oxygène (Fig. 5-centre et bas) montrent clairement qu'il s'agit de deux masses d'eau ayant peu de contacts entre elles pendant les périodes de stratification.

Superposé à cette stratification principale, un second cycle de micro-stratification se forme en été à une profondeur de quelques mètres, avec un brassage de fréquence journalière. Ce phénomène "d'atélomixis" est une conséquence de l'échauffement par le soleil de la couche superficielle, suivi d'un mélange par le vent. La figure 6 montre les variations enregistrées de la température, de l'oxygène dissous et du pH dans la couche comprise entre 0 et 10 mètres de profondeur au cours d'une journée, en l'occurrence le 22 juillet 2010 le matin par un temps calme et nuageux et à partir de midi un ciel éclairci et du vent.

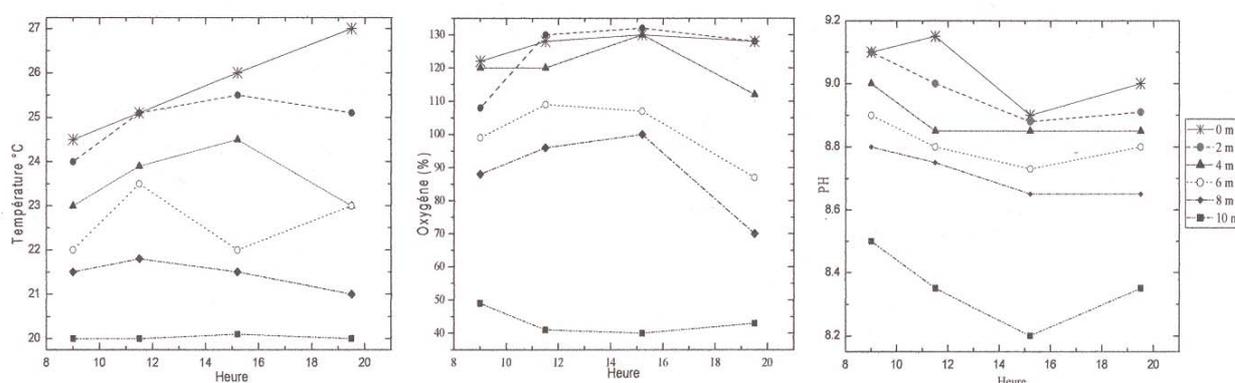


Figure 6 : Variations de la température, de la saturation en oxygène et du pH à différentes profondeurs dans la couche d'eau comprise entre 0 et 10 m, le 22 juillet 2010 de 9h00 à 19h30.

Afin d'étudier plus en détail l'homogénéité horizontale et verticale de l'eau, plusieurs campagnes de six prélèvements verticaux (six stations : PT, T1, T2, M3, M2 et M1) ont été effectuées dans la retenue. Nous nous contenterons ici de mentionner seulement trois campagnes importantes :

- 26-29 février 2010, avant l'établissement de la stratification,
- 20-26 septembre 2010, juste après la petite crue de l'automne,
- 17 novembre 2010, juste avant le brassage.

Les résultats de la campagne de la fin février 2010 (Fig. 7-a) montrent que les concentrations d'oxygène dissous dans les couches inférieures étaient, déjà au mois de février, très faibles (inférieur à 2 mg.L^{-1}) sur une grande étendue de la retenue. La cause principale de cette situation défavorable est l'absence presque totale de grandes crues pendant l'hiver. La seule crue plus au moins importante est arrivée à la fin du mois de janvier quand la stratification thermique avait déjà commencé à s'établir, empêchant ainsi un mélange total de la masse d'eau.

Il ressort de la figure (7-b, c et d), qui représente la situation juste après la petite crue de l'automne 2010, que la stratification thermique de la retenue est totale et qu'il existe une situation d'anaérobiose dans l'hypolimnion. Il apparaît aussi que l'eau apportée par la crue avait une conductivité supérieure à celle de l'eau de la retenue.

Les résultats de la campagne du 17 novembre 2010 ont montré que l'hypolimnion souffrait d'un déficit en oxygène (Fig. 7-e et f) et que le brassage de la masse d'eau s'effectue à partir de l'amont de la retenue vers la station PT.

Ces études de l'homogénéité ont aussi permis de confirmer que la qualité de l'eau à la station PT est représentative de toute la partie centrale de la retenue.

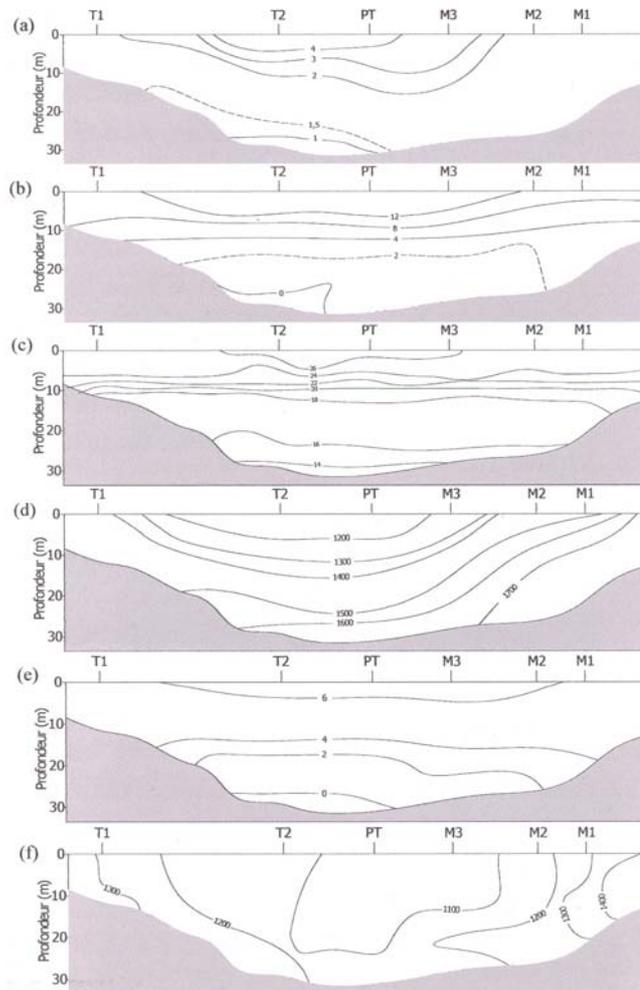
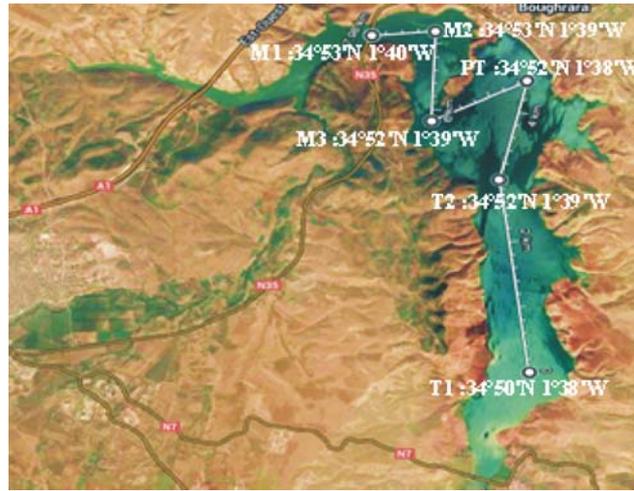


Figure 7 : Campagne du 26-29 février 2010 avant l'établissement de la stratification (a) Oxygène dissous (mg/L).

Campagne du 20-26 septembre 2010 juste après la première crue de l'automne : (b) Oxygène dissous (mg/L). (c) Température (°C). (d) Conductivité (µs/cm).

Campagne du 17 novembre 2010 juste avant le brassage : (e) Oxygène dissous (mg/L). (f) Conductivité (µs/cm)

N.B.: la retenue du barrage se trouve à la confluence des oueds Mouillah et Tafna (voir photo ci-dessus)

M1, M2, M3 : prélèvements dans la branche Mouillah

T1, T2, T3 : prélèvements dans la branche Tafna

PT : prélèvement au milieu de la retenue, entre les deux branches

Etudes limnologiques - Etude du peuplement phytoplanctonique

Composition des espèces. L'étude qualitative du phytoplancton du barrage de Hammam Boughrara nous a permis de déterminer 67 espèces appartenant à 39 genres répartis dans les embranchements suivants : Chlorophytes, Cyanobactéries, Chrysophytes, Euglénophytes et Pyrrophytes (Tableau V).

Tableau V : Algues répertoriées au niveau du barrage de Hammam Boughrara.

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Genre	Espèce				
Chlorophytes	Chlorophyceae	Chlamydomonadales	Chlamydomonadaceae	<i>Haematococcus</i>	<i>H.sp</i>				
		Volvocales	Volvocaceae	<i>Eudorina</i>	<i>E.elegans</i>				
		Schizogoniales	Vaucheriaceae		<i>Vaucheria</i>	<i>V.sp1</i>			
						<i>V.sp2</i>			
		Tetrasporales	Palmellaceae			<i>Coenocystis</i>			
						<i>Glaucocystis</i>			
						<i>Hydrodictyon</i>			
		Chlorococcales	Hydrodictiaceae		<i>Pediastrum</i>	<i>P.boryanum</i>			
						<i>P.chlatraturn</i>			
						<i>P.duplex</i>			
						<i>P.simplex</i>			
						Chlorococcaceae	<i>Chatonella</i>	<i>C.sp</i>	
						Dictyosphaeriaceae	<i>Dictyosphaerium</i>	<i>D.sp</i>	
						Scenedesmaceae	<i>Crucigenia</i>	<i>C.sp</i>	
						Oocystaceae			
	<i>Gleocystis</i>								
	<i>Monoraphidium</i>								
	Ulothricales	Ulothricaceae			<i>Ankistrodesmus</i>				
					<i>Binuclearia</i>				
	Zygophyceae ou Conjugophyceae	Zygnematale	Zygnemataceae		<i>Zygnema</i>				
					<i>Spirogyra</i>				
					<i>Pleurotaenium</i>				
					<i>Micrasterias</i>				
<i>Cosmarium</i>									
Desmiales		Desmidiaceae			<i>S.taurastrum</i>				
					<i>Closterium</i>				
Chrysophytes	Xanthophyceae	Tribonematale	Tribonemataceae	<i>Tribonema</i>	<i>T.viride</i>				
	Bacillariophyceae ou Diatomophyceae	Pennales ou Diatomales	Diatomaceae	<i>Synedra</i>	<i>S.affinis</i>				
					<i>Sisp1</i>				
					<i>S.SP2</i>				
					<i>S.ulna</i>				
					<i>S.ulna var contracta</i>				
		Naviculales	Naviculaceae		<i>Navicula</i>	<i>Fragilaria</i>			
						<i>Hannaea</i>			
						<i>N.cuspidata</i>			
						<i>N.radiosa</i>			
						<i>N.sp</i>			
	Achnantales	Achnantaceae			<i>N.viridula var capitata</i>				
					<i>Frustulia</i>				
					<i>Nitzschia</i>				
					<i>N.obtusa</i>				
<i>N.palea</i>									
Cyanophytes	Cyanophyceae	Nostocales ou Homogonales	Oscillatoriaceae	<i>Rhoicosphenia</i>					
				<i>Achnantes</i>					
				<i>Oscillatoria</i>					
				<i>Lyngbya</i>					
		Chroococcales	Chroococcaceae			<i>L.sp</i>			
						<i>Raphidiopsis</i>			
						<i>Anabaena</i>			
				<i>A.flos aquae</i>					
				<i>Microcystis</i>					
				<i>M.aeruginosa</i>					
Euglenaphytes	Euglenophyceae	Euglenales	Euglenaceae	<i>Gomphosphaeria</i>					
				<i>Chroococcus</i>					
Pyrrophytes	Dinophyceae	Peridinales	Ceratiaceae	<i>Phacus</i>					
				<i>Ceratium</i>					

Variation spatio-temporelle du peuplement algal. L'analyse des données phytoplanctoniques des eaux du barrage de Hammam Boughrara relatives aux profondeurs de 0,5 ; 1 et 3m (Fig. 8), a montré que les Chlorophycées dominées principalement par *Closterium aciculare* et *Monoraphidium contorum*, occupent la place la plus importante avec une fréquence de 59,62 % dans le peuplement micro-algal de la plupart des prélèvements estivaux. Par contre, en périodes printanières, les Chlorophycées sont représentées par *Monoraphidium*, *Pediastrum*, *Eudorina*, *Staurastrum*, *Coenocystis*, *Glaucocystis*, *Haematococcus*, *Ankistrodesmus* et *Oocystis*. Les cinq premiers genres, qui sont typiques des lacs eutrophes. CHIKHAOUI *et al.* (2008), ont révélé que la disponibilité des nutriments constitue le principal facteur qui contrôle les Chlorophycées lorsque les conditions de lumière et de température sont adéquates.

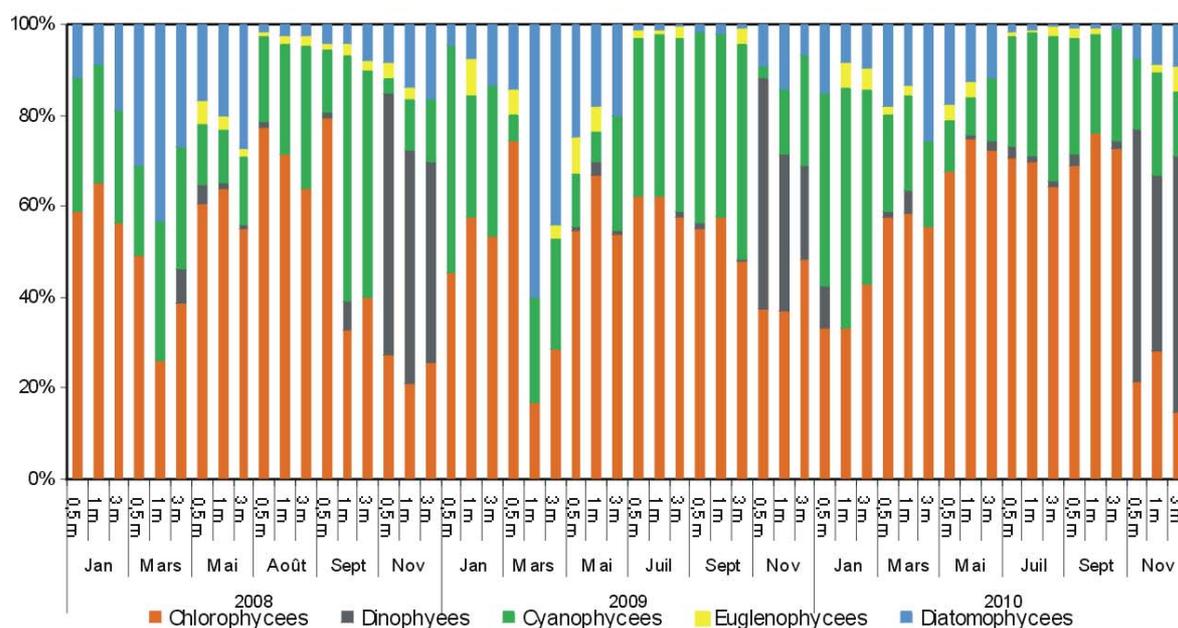


Figure 8 : Evolution de la biomasse totale du phytoplancton à la surface.

Avec une fréquence moyenne de 24,15 % les Cyanophycées occupent la deuxième place et sont représentées par *Microcystis aeruginosa*, accompagné de *Microcystis sp.*, de *Chroococcus turgidus* et d'*Oscillatoria rubescens*. Certaines Cyanophycées possèdent des vacuoles gazeuses qui leur permettent de réguler leur position dans la colonne d'eau et de se maintenir à une profondeur où la température, la lumière et les éléments nutritifs sont favorables à leur développement, ce qui justifie leur présence dans les couches aphotiques (GROGA, 2012). La troisième position revient aux Diatomophycées, avec une fréquence moyenne de 9,8 %, où le peuplement est composé de *Navicula radiosa* et *Nitzschia obtusa* (espèces ubiquistes), *Roicosphenia abbreviate* (espèce typique des lacs eutrophes). Leur dominance caractérise les périodes printanières. L'importance de ce groupe est liée à la richesse du milieu en nutriments azotés (BERDALET *et al.*, 1996, CARLSSON & GRANELI, 1999) et aux conditions climatiques, à savoir, la température et la lumière (DALY YAHIA-KEFI, 1998). Quant aux Euglénophycées, elles occupent la quatrième place avec une fréquence moyenne de 2 %. Enfin, Les Dinophycées avec 4,43 % du peuplement algal, ne sont apparues qu'au mois d'Octobre.

Variation de la chlorophylle a. La biomasse a été estimée au moyen de dosages de la chlorophylle a dans la colonne d'eau comprise entre la surface et la profondeur de 3m (parfois dans toute la profondeur surface-fond). Les valeurs maximales de concentration en chlorophylle a ont atteint 33,5 µg/L (août 2008), 31 µg/L (juillet 2009) et 36,6 µg/L (juillet 2010). En dehors de ces valeurs extrêmes, les concentrations maximales dans la couche d'eau comprise entre 0 et 3 m de profondeur varient entre 1,2 et 24,12 µg/L durant la période 2008-2010. Pendant les saisons productrices, les

valeurs moyennes de la chlorophylle a dans la zone trophogène sont comprises entre 17 et 19,3 $\mu\text{g/L}$ (Fig. 9).

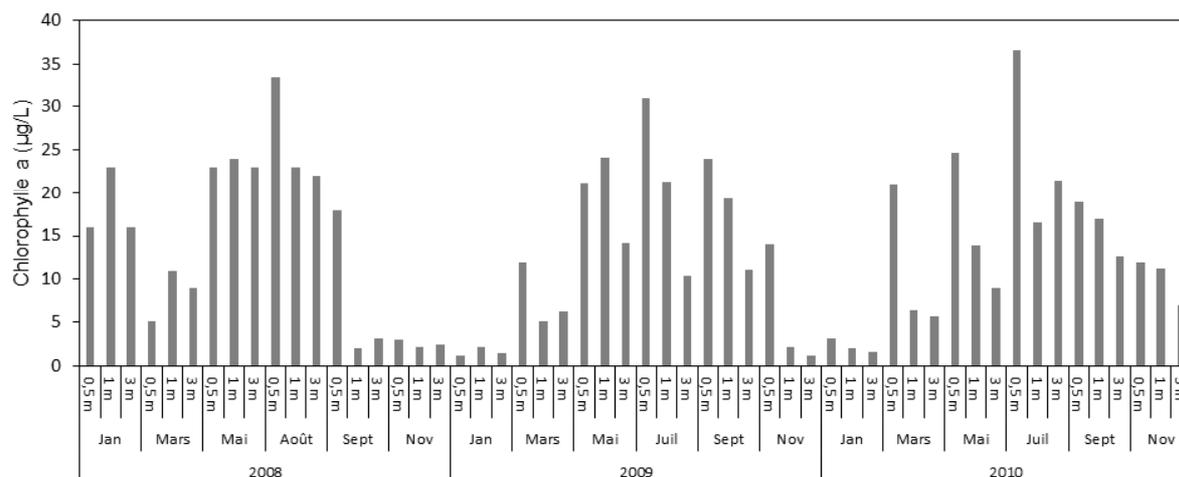


Figure 9 : Distribution verticale de chlorophylle a dans la retenue.

Facteurs limitant la production des algues. En général, la saison productrice est caractérisée par l'existence d'un excès d'éléments nutritifs dans l'eau. Concernant les deux nutriments, phosphore et azote, l'excès constitue, à chaque instant, l'élément déterminant pour la production primaire.

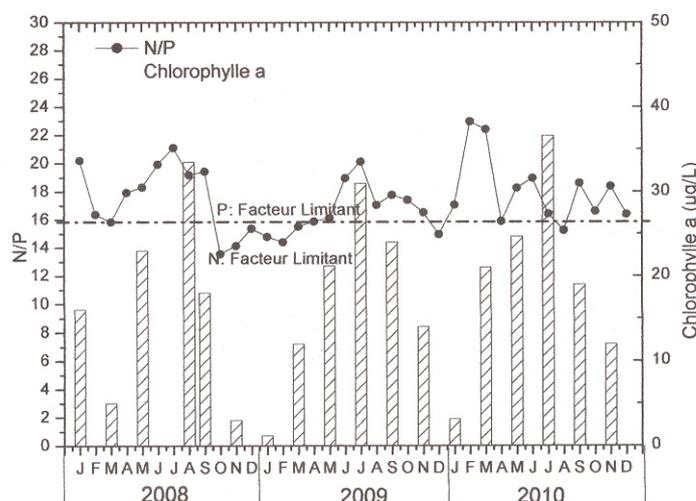


Figure 10 : Evolution du quotient azote/phosphore (N/P) et de la chlorophylle a (mg/L) en fonction des débits liquides (m^3/s).

Afin de le déterminer, on peut étudier l'évolution du quotient N/P dans l'eau pendant la saison productrice (Fig. 10). Si ce quotient descend en-dessous de 16, on peut supposer que l'azote remplace le phosphore comme facteur limitant (REDFIELD, 1958), à condition toutefois d'exclure les algues capables d'absorber l'azote directement de l'atmosphère, comme certaines cyanophycées (SAWYER, 1952). Il est intéressant de noter à ce sujet que pendant les périodes où le quotient N/P tombe en-dessous de 16, on trouve régulièrement dans la retenue des cyanophycées, alors qu'ailleurs, ces organismes capables de fixer l'azote gazeux sont rares. De ce fait, un manque d'azote inorganique de forme combinée (NO_3 et NH_4) semble confirmer que les chlorophycées, qui dominent d'habitude, sont au moins en partie, remplacées par les cyanophycées, sans que la production totale ne diminue nécessairement (CANTIN, 2009).

CONCLUSIONS

Dans la présente étude, contenant une base de données couvrant notamment la période de janvier 2008 à décembre 2010, nous nous sommes concentrés spécifiquement sur les mécanismes de l'eutrophisation ainsi que sur les variations spatio-temporelles des caractéristiques physico-chimiques et biologiques du réservoir de Hammam Boughrara. Le diagnostic de l'état actuel du barrage révèle des concentrations élevées de certains éléments tels que P, PO₄, NO₃, NO₂, NH₄, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Cl⁻, HCO₃⁻ et SO₄²⁻, ce qui caractérise des eaux fortement minéralisées avec des conductivités comprises entre 1100 et 1800 µs/cm, donc polluées et séléniteuses. Ces eaux, riches en éléments nutritifs, comme le phosphore et avec un pH légèrement alcalin (compris entre 7,1 et 9,1) favorisent la prolifération d'organismes, tels que les Chlorophycées, les Cyanophycées et les Diatomophycées, qui représentent ensemble 93,57 % de la population algale. Cette prolifération entraîne une diminution de la transparence et de l'oxygène dissous qui sont également des signes d'eutrophisation. Cette étude permettra d'adopter une meilleure approche méthodologique visant à réduire le nombre de stations et d'augmenter la fréquence d'échantillonnage, en vue d'une compréhension approfondie du fonctionnement limnologique du barrage pour garantir sa protection.

Malgré les apports de phosphore très élevés pendant les années considérées, les symptômes d'eutrophisation dans la retenue (teneur en chlorophylle a.) sont loin d'atteindre les niveaux extrêmes attendus d'après les diagrammes charges-réponses de VOLLENWEIDER. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que, dès son arrivée à la retenue, l'ortho-phosphate est rapidement rendu inaccessible aux algues du fait d'une floculation efficace au moyen de fines particules d'argile ainsi que d'une formation d'hydroxyapatite suivie d'une précipitation. Par conséquent, on peut conclure qu'il serait nécessaire de développer et d'approfondir nos connaissances sur la limnologie des lacs et réservoirs en climat tempéré, notamment dans les régions arides et semi-arides, afin de pouvoir incorporer les processus de ces lacs dans un modèle général décrivant la relation charge-réponse, analogue à celui de VOLLENWEIDER.

Les apports sont répartis de façon très inégale pendant l'année. De ce fait, l'évaluation du temps de séjour de l'eau, compris entre 1,45 et 0,87 /an, révèle que les grandes crues ont renouvelé les eaux du barrage à raison d'une fois et demie pendant la courte durée de trois mois. A l'aide de l'étude de corrélation réalisé, nous avons mis en évidence l'existence d'une relation logarithmique de type exponentiel entre débits et concentrations de MES et entre débits et concentrations du phosphore total. Cette relation permet de faire des prédictions approximatives des concentrations de MES ou de phosphore d'après la distribution des débits au cours de la saison des pluies.

Les résultats obtenus pourraient contribuer à fixer des objectifs précis en matière de réduction des apports en phosphore selon l'utilisation prévue des eaux et permettre une meilleure gestion de la qualité des eaux en termes de réponse trophique et ce dans le cadre d'un développement durable et d'aide à la décision. Ce travail mériterait d'être complété par des travaux futurs afin de procéder à des analyses comparées avec d'autres plans d'eaux méditerranéens.

REFERENCES

- ADAM K., BISSON M., DUCHENE L., GHILLEBAERT F., GUILLARD D., TACK K. & ZDANEVITCH I., 2011. -INERIS "Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques".
- AMINOT A. & CHAUSSEPIED M., 1983. -Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO, Éditions Jouve, Paris, France, 395 p.
- AMINOT A. & KEROUEL R., 2004. -Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et analyses. Éd. Ifremer, 336 p.
- ANRH (Agence Nationale des Ressources Hydriques), 2011. -Bulletins mensuels de la qualité des eaux superficielles, Algérie : Oran.
- BERDALET, E., 1996. – Microbial community responses to nitrogen-and phosphorus deficient nutrient inputs : microplankton dynamics and biochemical characterization. *J.Plankton Res.*, 18 : 1627-1641
- CANTIN A., 2009. -Abaissement artificiel de la thermocline d'un lac : effet sur le plancton, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal.
- CARLSSON, P. & GRANALI, E., 1999. Effects of N, P, S ratios and zooplankton grazing on phytoplankton communities in the Northern Adriatic sea. II. Phytoplankton species composition. *Aquat. Microb. Ecol.*, 18 : 55-65

- CHIKHAOUI M.A, HLAILI A.S & MABROUK H.H., 2008. -Réponses saisonnières du phytoplancton aux rapports d'enrichissements N : Si :P dans la lagune de Bizerte (Sud-Ouest de la Méditerranée). *Comptes Rendus Biologies*, 331: 389-408.
- DALY YAHIA-KEFI, O. 1998. Le phytoplancton de la baie de Tunis: Analyse systématique, quantitative et synécologique des diatomées et des dinoflagellés. Doc. Univ. Tunis II. Tunisie.
- FAO, 1990. -Soil Map of the World: revised legend. World Soil Resources Report 60, FAO, Rome : Italy.
- GHENIM A., SEDDINI A., & TERFOUS A., 2008. -Variation temporelle de la dégradation spécifique du bassin versant de l'Oued Mouilah (nord-ouest Algérien) /Temporal variation of the specific sediment yield of the Wadi Mouilah basin (northwest Algeria). *Hydrological sciences journal*, 53 (2): 448-456.
- GREGORY K. J., & WALLING D. E., 1976. -Drainage basin form and process. *A geomorphological approach journal*.
- GROGA N. 2012. -Structure, fonctionnement et dynamique du phytoplancton dans le lac de Taabo (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat. Université de Toulouse. 224 p.
- GUARD A., 2010. -Notions de limnologie : Différents types de lacs, Zonation limnique. Lion. *J. Echoaquatic*, 46-65.
- HARTLEY A.M., HOUSE W.A. & CALLOW M.E., 1997. -Coprecipitation of phosphate with calcite in the presence of photosynthesizing green algae. *Water Res.*, 31: 2261-2268.
- LEE G. F., RAST W. & JONES R.W., 1978. -Eutrophication of water bodies: insights for an age-old problem. *Eviron. Sci. et Tech.*, 12(8) : 900-908.
- LEGENDRE L. & WATT W.D., 1971-1972. -On rapid technique for enumeration. *Ann. Inst. Oceanogr.*, Paris, 58 : 173-177.
- MEDDI M.& HUBERT P., 2003. -Impact de la modification du régime pluviométrique sur les ressources en eau du Nord Ouest de l'Algérie. Hydrology of mediterranean and semiarid regions. Proceedings of an international symposium held at Montpellier. IAHS Publication N° 278. Wallingford (Great Britain): IAHS Press.
- REDFIELD A.C., 1958. -The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.*, 46: 205-222.
- RODIER J., C. BAZIN J. P. BROUTIN P. CHAMBON H. & CHAMPSAUR L. 1996. -L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires et eaux de mer. 8ème édition. Paris, Dunod, 1383 p.
- SAWYER C.N., 1952. -Some new aspects of phosphates in relation to lake fertilization. *Sewage and Industr. Wastes*, 24 (6): 768-776.
- SOUCHU P., ABADIE E., VERCELLI C., BUESTEL D., & SAUVAGNARGUES J. C. 1998. -*La crise anoxique du bassin de Thau de l'été 1997*. Bilan du phénomène et perspectives.
- USDA, 1978. -Soil Taxonomy. Agriculture Handbook no. 436. US Dept of Agriculture, Soil Conservation Service. Washington DC, USA.
- UTERMÖHL H., 1958. -Zur revollkommung der quantitativen phytoplankton-Methodik. *Mitt. Internat. Vereinig. Limnologie*, 9: 1-38.
- VOLLENWEIDER R.A., 1976. -Advances in Defining Critical Loading Levels for Phosphorus in Lake Eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 33, 53-83.
- ZEKRI N. 2003. -Analyse du facteur de l'agressivité climatique dans la Tafna, nord-ouest algérien. Thèse de Magister, Université de Tlemcen, Algérie.

