



THESE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE DOCTORAT
DE 3^{ème} CYCLE LMD

Option :

Biologie et conservation des zones humides

THÈME

***Contribution à la caractérisation de la pollution
au plomb au Lac Tonga (Nord-est algérien)***

Soutenu le : 12/07/2022

Présenté Par : M^{lle} NAILI Sana

Devant le jury composé de :

Mme TADJINE Aicha	Professeur	Présidente	Univ. El Tarf
Mme LAZLI Amel	Professeur	Directrice de thèse	Univ. El Tarf
Mme BAHROUN Sofia	MCA	Examinatrice	Univ. El Tarf
Mr HOUHAMDI Moussa	Professeur	Examineur	Univ. Guelma
Mr BARA Mouslim	MCA	Examineur	Univ. Guelma
Invité : Mr BOUCHEKER Abdenmour	MCA	/	Univ. Annaba

≈ Année universitaire 2021 - 2022 ≈



Dédicaces

Aux deux personnes les plus tendres au monde que j'ai la chance de les avoir comme parents FATIMA et BRAHIM, je vous remercie de tout mon cœur pour vos efforts et votre aide afin d'élaborer cette thèse.

Que ce travail puisse refléter l'image de vos sacrifices.

Que Dieu vous protège et vous garde.

A ma très chère et unique sœur : AFEF

A mes très chers frères : IMED, ZIYAD et LOUAI.

A mes cousins, que je remercie pour leur compréhension et contribution à l'élaboration de ce travail.

A tous les membres des familles NAILI et GHOUAR, surtout à mes grands parents.

A mes très chères amies : RATIBA, AMINA, SARA et FATIMA merci à toutes pour votre aide.

A toutes les personnes qui m'ont aidée de près ou de loin et toute personne que j'aime.

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier « **Dieu** » très clément et sa sainte miséricorde qui m'a donné la force et la patience afin de réaliser et d'accomplir ce travail.

Je suis heureuse de pouvoir témoigner de toute ma reconnaissance à **Professeur LAZLI Amel**, qui a bien voulu assurer mon encadrement et pour les conseils et les encouragements qu'elle m'a sans cesse prodigué tout au long de ce travail. Je la remercie sincèrement pour la liberté d'expression qu'elle m'a toujours accordée, ainsi que pour le soutien moral ; je ne pourrai jamais trouver les mots qu'il faut, pour sa gentillesse et ses qualités humaines.

Je remercie tout particulièrement **Professeur TADJINE Aicha**, qu'elle trouve ici l'expression de mon profond respect pour l'honneur qu'elle me fait en acceptant de présider mon jury de soutenance.

Je tiens également à témoigner de ma gratitude à **Docteur BAHROUN Sofia**, Professeur **HOUHAMDI Moussa** et **Docteur BARA Mouslim** pour m'avoir fait l'honneur d'accepter de faire partie de mon jury de soutenance et d'examiner ce travail.

J'exprime ma gratitude et mon profond respect à **Mr BOUCHEKER Abdennour** et **Mme FERROUDJ Soumia**, pour ses encouragements, sa patience, ses conseils, sa disponibilité et son inestimable aide pour le traitement statistique des données.

Mes vifs remerciements et ma reconnaissance vont également à :

Mme GUETARI Nadia, Chef de Laboratoire privée « Horizon » à Annaba, pour son aide permanente à l'exécution des analyses, pour sa gentillesse et sa bonne orientation.

A toute l'équipe du laboratoire de contrôle la qualité des eaux de la « Polyclinique Saaidi » - El Kala, pour leur accueil et la mise à disposition du matériel

d'analyse afin de mener à bien nos expérimentations sur les paramètres microbiologiques.

Je désire grandement remercier profondément mes guides **Ali, Aymen** et mon frère **Louaï** pour leurs sacrifices et leur aide. Sans eux je n'aurai jamais été capable de réaliser ce travail avec les rudes conditions de terrain.

Je ne saurais oublier tous mes collègues, docteurs et doctorants du laboratoire d'écologie fonctionnelle et évolutive de l'Université de Chadli Bendjedid, El-Tarf qui ne se sont jamais abstenus de me prodiguer conseils, encouragements et soutien.

Il est bon et adéquat d'évoquer l'appui moral trouvé auprès de toute **ma famille**. Je tiens à exprimer mes sentiments les plus respectueux et ma profonde reconnaissance à **mes parents**, pour les encouragements constants qu'ils ont déployés tout au long de ces années de recherche.

J'exprime ma reconnaissance et ma profonde gratitude à l'égard de ceux qui de près ou de loin m'ont assisté par leurs conseils, leurs encouragements à l'élaboration de cette œuvre.

RESUME

Le Lac Tonga, site Ramsar d'importance internationale, est l'une des zones humides les plus réputées de Numidie pour la diversité de ses habitats et la richesse de sa faune et de sa flore. Il est connu comme un site d'hivernage et de nidification pour de nombreuses espèces d'oiseaux d'eau. Cependant, il est confronté à une pression croissante liée à diverses activités anthropiques. Cette étude a été réalisée entre décembre 2015 et août 2017, afin d'évaluer la qualité physico-chimique, bactériologique et la contamination au plomb des eaux superficielles et des sédiments de surface du lac, ainsi que leurs impacts sur la dynamique du peuplement d'oiseaux d'eau inféodé à cette zone humide. Sept paramètres physico-chimiques ont été considérés dans ce travail : la température, le pH, la conductivité électrique, la turbidité, l'oxygène dissous, le TDS et la salinité. L'échantillonnage des eaux et des sédiments a été réalisé au niveau de 8 stations.

Les résultats des mesures des paramètres physico-chimiques de l'eau ont montré une forte minéralisation, des valeurs de pH neutres à alcalines et une turbidité élevée. Les valeurs importantes de plomb obtenues à partir des échantillons d'eau ont dépassé les normes de l'OMS. Une contamination bactérienne très nette a été également mise en évidence, exprimée par de fortes concentrations de la contamination fécale qui indique une pollution d'origine animale.

Le suivi des oiseaux d'eau a permis d'inventorier 43 espèces en hiver et 26 en été. Ces oiseaux étaient répartis en 12 familles parmi lesquelles prédominaient les Anatidés. L'abondance et la richesse spécifique les plus élevées ont été enregistrées en janvier, avec respectivement 27 507 individus et 43 espèces. Au cours des deux saisons étudiées, des corrélations ont été identifiées, indiquant une association saisonnière probable entre les paramètres étudiés (concentrations limnologiques et en plomb) et la dynamique des populations d'oiseaux d'eau du Lac Tonga.

Mots-clés: Lac Tonga, eau, sédiments, paramètres physico-chimiques, bactériologie, plomb, oiseaux d'eau.

ABSTRACT

Lake Tonga, a Ramsar site of international importance, is one of the most famous wetlands in Numidia for its habitats diversity and fauna and flora richness. It is known as a wintering and nesting site for many waterbirds species. However, it is facing increasing pressure from various anthropogenic activities. This study was carried out between December 2015 and August 2017, in order to assess the physico-chemical and bacteriological quality and lead contamination of the lake's surface water and sediments, as well as their impacts on the dynamics of the waterbird populations that depend on this wetland. Seven physico-chemical parameters were considered in this work: temperature, pH, electrical conductivity, turbidity, dissolved oxygen, TDS and salinity. Water and sediment sampling was carried out at 8 stations.

The results of physico-chemical parameters measurements of water showed high mineralization, neutral to alkaline pH values and high turbidity. The high lead values obtained from the water samples exceeded the WHO standards. There was also clear evidence of bacterial contamination, expressed in high concentrations of faecal contamination, indicating pollution of animal origin.

Monitoring of waterbirds showed 43 species in winter and 26 in summer. These birds were distributed in 12 families, of which Anatidae were predominant. The highest abundance and species richness were recorded in January, with 27 507 individuals and 43 species respectively. In both seasons studied, correlations were identified, indicating a probable seasonal association between the parameters studied (limnological and lead concentrations) and the dynamics of the Lake Tonga waterbird populations.

Keywords: Lake Tonga, water, sediment, physico-chemical parameters, bacteriology, lead, waterbirds.

ملخص

تعتبر بحيرة تونفا أحد مواقع رامسار ذات الأهمية الدولية وهي واحدة من أشهر الأراضي الرطبة في نوميديا لتنوع موائها و ثراء حيواناتها ونباتاتها. تُعرف بأنها موقع شتوي وتعشيش للعديد من أنواع الطيور المائية. ومع ذلك ، فهي تواجه ضغوطاً متزايدة من الأنشطة البشرية المختلفة. أجريت هذه الدراسة في الفترة ما بين ديسمبر 2015 وأغسطس 2017 لتقييم الجودة الفيزيائية والكيميائية و البكتريولوجية والتلوث بالرصاص في المياه السطحية والرواسب السطحية للبحيرة ، فضلاً عن تأثيرها على ديناميكيات مجتمعات الطيور المائية القاطنة بهذه الأراضي الرطبة. اعتمدت الدراسة على سبع متغيرات فيزيائية كيميائية في هذا العمل: درجة الحرارة ، درجة الحموضة ، التوصيل الكهربائي ، العكارة ، والأكسجين المذاب ، المواد الصلبة الذائبة ، والملوحة. تم أخذ عينات المياه والرواسب على مستوى 8 محطات.

أظهرت نتائج قياسات المتغيرات الفيزيائية والكيميائية للمياه نسبة عالية من المعادن، نسبة من الحموضة متوازنة وعكارة عالية. تجاوزت قيم الرصاص الهامة في عينات المياه معايير المنظمة العالمية للصحة. كما تم تسليط الضوء على تلوث بكتيري واضح للغاية ، تم التعبير عنه من خلال التركيزات العالية للتلوث الذي يشير إلى تلوث من أصل حيواني.

مكّن رصد الطيور المائية من جرد 43 نوعاً في الشتاء و 26 نوعاً في الصيف، تم تقسيم هذه الطيور إلى 12 عائلة سادت فيها عائلة Anatidae. تم تسجيل أعلى وفرة و ثراء للأنواع في شهر يناير، حيث بلغ عدد الأفراد 27507 و 43 نوعاً على التوالي. خلال الموسمين المدروسين ، تم تحديد الارتباطات تشير إلى وجود ارتباط موسمي محتمل بين المعلومات المدروسة وديناميكيات تجمعات الطيور المائية في بحيرة تونفا .

الكلمات المفتاحية: بحيرة تونفا ، المياه ، الرواسب ، العوامل الفيزيائية والكيميائية ، علم الجراثيم ، الرصاص ، الطيور المائية.

LISTES DES FIGURES, DES TABLEAUX ET DES PHOTOS

LISTE DES FIGURES

Titres des figures	Pages
Figure 01: Représentation schématique des différents types de rejets et de pollutions (CHAGUER, 2013)	10
Figure 02 : Schématisation du cycle hydrologique des métaux traces en milieu aqueux (CHAGUER, 2013)	12
Figure 03: Métaux lourds dans la classification périodique (Site 01)	13
Figure 04 : Origines des métaux traces dans le sol (BENKADDOUR, 2018).	16
Figure 05 : Origine des sédiments dans l’environnement aquatique (GUESDON <i>et al.</i> , 2014)	18
Figure 06: Diagramme triangulaire pour classer les sédiments selon leur texture (RAMAROSON, 2008)	20
Figure 07 : Schématisation simplifiée des composantes d’un sédiment (SAHLI, 2012).	21
Figure 08: Le cycle des métaux traces dans les milieux aquatiques (CHAGUER, 2013).	23
Figure 09: Diagramme de transfert des métaux (CHAGUER, 2013).	24
Figure 10: Estimation de l’évolution de la production du plomb depuis 5000 ans (OULHOTE, 2012)	30
Figure 11 : Cycle biogéochimique du plomb dans les années 1970 (POURRUT, 2018)	33
Figure 12 : Spéciation des ETM et mobilité (<i>in</i> BOUQUET, 2018)	35
Figure 13 : Les voies d'exposition de l'homme au plomb atmosphérique (BENADDA, 2002).	40
Figure 14 : Le transport sanguin du plomb et sa redistribution (BENADDA, 2002).	41
Figure 15: Situation géographiques des zones humides du Parc National d'El-Kala (BENYACOUB, 1996).	46
Figure 16: Carte géologique du bassin versant du Lac Tonga (LANDSCAP AMENAGEMENT, 1998).	48
Figure 17 : Carte Pédologique montrant différent types du sol du lac Tonga (LANDSCAP AMENAGEMENT, 1998)	49
Figure 18 : Carte du réseau hydrographique de la région d’étude	51

(LANDSCAP AMENAGEMENT, 1998)	
Figure 19 : Carte générale et Bathymétrie du Lac Tonga (DRAIDI, 2014).	52
Figure 20 : Carte simplifiée des zones bioclimatiques de l'Est algérien (COTE, 1998 <i>in</i> GUERFI, 2019).	53
Figure 21: Températures moyennes mensuelles de la zone d'étude (période 1988-2018)	55
Figure 22 : Précipitations moyennes mensuelles de la zone d'étude (période : 1988-2018)	56
Figure 23: Humidité moyenne mensuelle de la zone d'étude (période 1988-2018)	58
Figure 24: Diagramme ombrothermique de GAUSSEN de la région pour la période de 20 ans (1988-2018)	59
Figure 25: Etage bioclimatique de la région d'étude selon le climagramme d'Emberger	61
Figure 26: Répartition des agglomérations sédentaires dans la région du PNEK et les principales routes existantes (SAADALI, 2016)	70
Figure 27: Localisation du site d'étude et des stations d'échantillonnage	75
Figure 28: Schéma du principe de la technique de culture sur membrane (TOURAB, 2013)	79
Figure 29: Recherche et dénombrement des Bactéries ou des coliformes dans les eaux	82
Figure 30: Recherche et dénombrement d' <i>Escherichia coli</i> dans l'eau	83
Figure 31: Rechercher et dénombrement des Streptocoques fécaux	84
Figure 32: Schéma du principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique (KAYALTO, 2009)	86
Figure 33: Dessin explicatif de la méthode de quartage par cône (BISSASSA, 2016).	87
Figure 34: Variations spatio-temporelles de la température des eaux superficielles au Lac Tonga	99
Figure 35: Variations spatio-temporelles du pH des eaux superficielles du Lac Tonga	101
Figure 36: Variations spatio-temporelles de la conductivité électrique des eaux superficielles du Lac Tonga	102
Figure 37: Variations spatio-temporelles de l'oxygène dissous des eaux superficielles du Lac Tonga	103
Figure 38: Variations spatio-temporelles de la turbidité des eaux superficielles du Lac Tonga	105
Figure 39: Variations spatio-temporelles du TDS des eaux superficielles du Lac Tonga	106
Figure 40: Variations spatio-temporelles de la salinité des eaux superficielles du Lac	107

Tonga	
Figure 41: la variation mensuelle des coliformes totaux (CT) des eaux du Lac Tonga	109
Figure 42: la variation mensuelle des coliformes fécaux (CF) des eaux du Lac Tonga	110
Figure 43: Variations spatio-temporelles des teneurs en plomb relevées dans les eaux superficielles du Lac Tonga	114
Figure 44: Variations spatio-temporelles du pH des sédiments du Lac Tonga	121
Figure 45: Variations spatio-temporelles du potentiel redox des sédiments du Lac Tonga	123
Figure 46: Variations spatio-temporelles de la conductivité électrique des sédiments du Lac Tonga	124
Figure 47: Variations spatio-temporelles de la matière organique des sédiments au Lac Tonga	125
Figure 48: Variations spatio-temporelles de la capacité d'échange cationique des sédiments du Lac Tonga	128
Figure 49: Variations spatio-temporelles des chlorures dans les sédiments du Lac Tonga	129
Figure 50: Variations spatio-temporelles de la charge en sulfates des sédiments du Lac Tonga	130
Figure 51: Variations spatio-temporelles des carbonates dans les sédiments du Lac Tonga	131
Figure 52: Variations spatio-temporelles des oxydes de Fer dans les sédiments du Lac Tonga	133
Figure 53: Variations spatio-temporelles des oxydes de Manganèses dans les sédiments du Lac Tonga	133
Figure 54: la répartition granulométrique des sédiments superficiels du Lac Tonga	136
Figure 55: Diagramme triangulaire texturale pour classer les sédiments	137
Figure 56: L'analyse granulométrique des sédiments du Lac Tonga	138
Figure 57: Répartition granulométrique des sédiments superficiels du Lac Tonga	139
Figure 58: Variations spatio-temporelles du plomb dans les sédiments superficiels au niveau du Lac Tonga	141
Figure 59: Teneurs en plomb des stations au regard des seuils de toxicité	146
Figure 60: Teneurs moyennes en Plomb comparées au TEC et PEC	146
Figure 61: Variations de l'indice de contamination (IC) relevés dans les sédiments superficiels du Lac Tonga	148

Figure 62: Variations des facteurs de contamination (FC) relevés dans les sédiments superficiels du Lac Tonga	149
Figure 63: Variations de l'indice de géo-accumulation (Igeo) relevé dans les sédiments superficiels du Lac Tonga	150
Figure 64: Matrices de corrélation saisonnière entre les paramètres physico-chimiques et les teneurs du plomb des sédiments étudiés (a: période hivernale ; b: période estivale)	151
Figure 65: Répartition saisonnière des paramètres physico-chimiques et du plomb dans les sédiments du Lac Tonga	152
Figure 66: Répartition spatiale des teneurs en plomb dans les sédiments de surface	155
Figure 67: Evolution des effectifs du peuplement d'oiseaux d'eau au Lac Tonga au cours de la période d'étude	157
Figure 68: Evolution de la richesse spécifique du peuplement d'oiseaux d'eau au Lac Tonga au cours de la période d'étude	158
Figure 69: Boîtes à moustache (Boxplots) représentant les variations des abondances et des richesses spécifiques du peuplement d'oiseaux d'eau du Lac Tonga durant les deux saisons d'étude	159
Figure 70: Matrices de corrélation saisonnière entre les paramètres physico-chimiques, le plomb et les indices écologiques du peuplement d'oiseaux d'eau considérés dans l'étude (a : période hivernale ; b : période estivale)	160
Figure 71: Répartition saisonnière des paramètres physico-chimiques, du plomb et de l'avifaune aquatique du Lac Tonga sur le plan D1 x D2	161

LISTE DES TABLEAUX

Titre des tableaux	Pages
Tableau 01 : Contenu des roches en éléments traces métalliques (ppm) (SAHLI, 2012).	15
Tableau 02: Classement granulométrique des sédiments (CHAGUER, 2013)	19
Tableau 03 : Principaux minéraux et composés de plomb (LEPERCHE <i>et al.</i> , 2004)	27
Tableau 04 : Caractéristiques physico-chimiques du plomb	29
Tableau 05: Sources naturelles de plomb dans l'atmosphère (BENADDA, 2002).	31
Tableau 06: Émissions atmosphériques globales de plomb en 1983 (10^3 kg/an) (BERRYMAN <i>et al.</i> , 2007)	32
Tableau 07: Concentration moyennes en plomb dans l'environnement (<i>in</i> BENADDA, 2002).	39
Tableau 08 : Les différentes sources à usages dispersifs du plomb et diffusants le plomb dans l'environnement (<i>in</i> BENADDA, 2002).	39
Tableau 09 : Valeurs guides des teneurs en quelque métal lourd dans les eaux de surface Directive de la CE pour les eaux de surfaces (<i>in</i> DEBIECHE, 2002).	42
Tableau 10 : Valeurs guides françaises des teneurs de quelques métaux lourds dans les sédiments (<i>in</i> BOUST, 1981 ; BRGM/SGAL, 1982).	42
Tableau 11 : Valeurs guides algériennes des teneurs en métaux lourds dans les sédiments (Journal Officiel, 1991 <i>in</i> BENDJAMA, 2007).	42
Tableau 12 : Valeurs guides françaises des teneurs en métaux lourds dans les sédiments en mg/kg de poids sec <i>in</i> BOUST, (1981), ABRMC (1991), GESAMP, 1982, SEQ Eau (2003)	43
Tableau 13 : Températures moyennes mensuelles pour la période (1988 – 2018) (Station météorologique du Lac des oiseaux)	54
Tableau 14: Précipitations moyennes mensuelles pour la période 1988-2018 (Station météorologique du Lac des oiseaux)	56
Tableau 15: Hygrométrie mensuelle de la période 1988-2018 (Station météorologique du lac des oiseaux)	57
Tableau 16: Valeurs du quotient pluviométrique d'Emberger de la région d'étude (période 1988-2018) (Station météorologique du Lac des Oiseaux).	60
Tableau 17: Population, superficie et densité de la population dans les quatre	64

communes (DPAT, 2020)	
Tableau 18: Pourcentages des terres cultivées par communes (DSA, 2020)	65
Tableau 19: Spéculations agricoles par commune (DSA, 2020)	65
Tableau 20: Effectifs de bovins, ovins et caprins à l'échelle du bassin versant du Lac Tonga (DSA, 2020)	66
Tableau 21: Superficie du couvert végétal dans le bassin versant du Lac Tonga (DPAT, 2020)	67
Tableau 22: Localité des sites de prélèvements	73
Tableau 23: Méthodes de dosage des indicateurs bactériologiques.	81
Tableau 24: Valeurs trouvées et certifiées provenant de l'Agence International de l'Energie Atomique (IAEA. 433)	85
Tableau 25: Protocoles analytiques des sédiments	88
Tableau 26: Teneurs certifiées en ETM dans les sédiments d'un lac Canadien (Échantillon de référence LKSD 1)	93
Tableau 27: Classement du sédiment en fonction de l'IC	94
Tableau 28: Classes du facteur de contamination (HAKANSON, 1980 ; PUEYO <i>et al.</i> , 2004)	95
Tableau 29: Classification de la qualité des sédiments selon Müller(1981)	96
Tableau 30: Principaux paramètres physico-chimiques des eaux mesurés au Lac Tonga (moyenne $\pm$ écart-type ; valeurs minimales – valeurs maximales)	98
Tableau 31: Origine de la pollution fécale selon le rapport « R » (BORREGO & ROMERO, 1982)	112
Tableau 32: Les teneurs du plomb (mg/l) dans les eaux du Lac Tonga (Moyenne $\pm$ écart-type ; valeurs minimales – valeurs maximales) (P.H : Période Humide – P.E : Période Sèche)	113
Tableau 33: Comparaison de notre étude avec d'autres travaux sur les eaux superficielles réalisés dans certains lacs africains et asiatiques.	118
Tableau 34: Principaux paramètres physico-chimiques des sédiments superficiels mesurés au Lac Tonga (moyenne $\pm$ écart-type ; valeurs minimales – valeurs maximales)	120
Tableau 35: Répartition granulométrique des sédiments superficiels (%) du Lac Tonga	135
Tableau 36: Variations spatio-temporelles des teneurs en plomb dans les sédiments	140
Tableau 37: Comparaison du résultat de notre étude avec d'autres travaux réalisés dans certains lacs africains et asiatiques concernant les sédiments superficiels	144

Tableau 38: Teneurs moyennes en Plomb comparées au TEC et PEC-CBSQG et pourcentage d'effets biologiques (MACDONALD <i>et al.</i> , 2000)	145
Tableau 39: Variations de l'Indice de Contamination (IC) relevé dans les sédiments superficiels du Lac Tonga	147
Tableau 40: Valeurs des facteurs de contamination (CF) dans les sédiments superficiels du Lac Tonga	148
Tableau 41: Valeurs des Indices de géo-accumulation (Igeo) dans les sédiments superficiels du Lac Tonga	150
Tableau 42: Statuts phénologiques des différentes familles observées	156
Tableau 43: Indices écologiques du peuplement d'oiseaux d'eau du Lac Tonga (Moyenne écart-type ; valeurs minimales – valeurs maximales)	159

LISTE DES PHOTOS

Titre des photos	Pages
Photo 01 : Vue de la partie nord-ouest du Lac Tonga (NAILI, 2017)	45
Photo 02 : les stations de prélèvement au niveau du lac Tonga (NAILI <i>et al.</i> , 2021)	74
Photo 03 : Prélèvements des échantillons sur terrain (NAILI, 2017)	77

SOMMAIRE

INTRODUCTION

01

CHAPITRE I/ CONTEXTE GÉNÉRAL DE L'ETUDE

1.	Généralités sur la pollution des milieux aquatiques	06
1.1.	Définition la pollution des eaux	06
1.2	Origine des pollutions	07
1.2.1	La pollution naturelle	07
1.2.2	La pollution domestique	07
1.2.3	La pollution agricole	08
1.2.4	La pollution industrielle	08
1.3.	Différentes types de pollution	08
1.3.1	Pollution physique	09
1.3.2	Pollution chimique	09
1.3.3	Pollution microbiologique	09
1.4.	Les conséquences de la pollution des eaux	10
1.4.1.	Les conséquences écologiques	10
1.4.2	Les conséquences sanitaires	11
1.4.3.	Conséquences industrielles	11
1.4.4.	Conséquences agricoles	11
2.	Pollution des milieux aquatiques par les éléments traces métalliques	12
2.1.	Définition des éléments traces métalliques	12
2.2.	Les sources des métaux	14
2.2.1.	Les sources naturelles	14
2.2.2.	Les sources anthropiques	15
2.3.	Contamination des écosystèmes aquatiques par les éléments traces métalliques ...	16
2.3.1.	Cycle des métaux dans la colonne d'eau	17
2.3.2.	La colonne des sédiments	17
2.3.2.1.	Définition et origine des sédiments	18
2.3.2.2.	La structure	19
2.3.2.3.	Composition des sédiments	20

2.3.2.3.1.	L'eau interstitielle	20
2.3.2.3.2.	La phase inorganique	21
2.3.2.3.3.	La phase organique	21
2.3.2.4.	Cycle des métaux dans les sédiments	21
2.3.3.	Importance de l'interface eau-sédiment (IES)	22
1.5.	Toxicité des ETM vis-à-vis de la vie aquatique	25
3.	Le plomb	25
3.1.	Généralités	26
3.2.	Les composés du plomb	27
3.2.1.	Composés minéraux	27
3.2.2.	Composés organiques	28
3.3.	Propriétés du plomb	29
3.3.1.	Propriétés physiques	29
3.3.2.	Propriétés chimiques	29
3.3.3.	Propriétés mécaniques	30
3.4.	Historique de l'utilisation du plomb	30
3.5.	Les sources du plomb	32
3.5.1.	Les sources naturelles	32
3.5.2.	Les sources anthropiques	32
3.6.	Cycle biogéochimique du plomb	33
3.7.	Mobilité du plomb	35
3.7.1.	Phénomènes d'adsorption/désorption et de précipitation/dissolution	36
3.7.1.1.	Les phénomènes d'adsorption/désorption	36
3.7.1.2.	Précipitation/dissolution et Co-précipitation	37
3.8.	Devenir du plomb dans l'environnement	37
3.8.1.	Transport du plomb dans l'environnement	38
3.8.2.	Le plomb dans le milieu aquatique	38
3.9.	Toxicité du plomb	40
4.	Normes de qualité admises pour évaluer les niveaux de contamination	42
4.1.	Les normes de qualité des eaux de surface	42
4.2.	Valeurs guides des teneurs en métaux lourds dans un sédiment	43
4.3.	Valeurs guides requises pour déterminer les niveaux de contamination	43
5.	Utilisations du plomb	44

CHAPITRE II/ PRESENTATION DU SITE D'ETUDE

1.	Présentation de la zone d'étude	45
1.1.	Description générales du bassin versant du Lac Tonga	45
1.1.2.	Appartenance administrative	47
1.1.3.	Conditions du milieu physique	47
1.1.3.1.	Topographie	47
1.1.3.2.	Géologie	47
1.1.3.3.	Pédologie	49
1.1.3.4.	Hydrogéologie	50
1.1.4.	Caractéristiques climatiques	52
1.1.4.1.	Données thermiques	53
1.1.4.2.	Précipitations	55
1.1.4.3.	Hygrométrie	57
1.1.4.4.	Vent	58
1.1.4.5.	Synthèse climatique	58
1.1.5.	Caractéristiques écologiques	61
1.1.5.1.	Flore	61
1.1.5.2.	Faune	62
1.1.6.	Caractères socio-économiques	63
1.1.6.1.	Population du bassin versant du Lac Tonga	63
1.1.6.2.	Agriculture	64
1.1.6.3.	Élevage et pastoralisme	66
1.1.6.4.	Développement forestier	67
1.1.6.5.	Chasse et braconnage	68
1.1.6.6.	Pêche	68
1.1.6.7.	Tourisme	68
1.1.6.7.	Industrie	69
1.1.6.8.	Réseau routier	70
1.1.6.9.	Mines et carrières	71
1.1.6.10.	Artisanat et autre activités traditionnelles	71

CHAPITRE III/ MATERIELS ET METHODES

1.	Le choix et localisation des stations d'échantillonnage	72
2.	Prélèvement des échantillons d'eau	75
2.1.	Mode de prélèvement	76
2.2.	Caractérisation physico-chimique des échantillons	76
2.2.1.	Prise des mesures sur terrain	76
2.3.	Analyse bactériologique	77
2.3.1.	Mode de prélèvement	78
2.3.2.	Analyses au laboratoire	78
2.3.2.1.	Recherche et dénombrement des coliformes et coliformes thermo tolérants	79
2.3.2.2	Recherche et dénombrement des Streptocoques fécaux	80
2.3.2.3.	Recherche bactérienne et isolement des germes pathogènes	80
2.3.3.	Dénombrement des bactéries	81
2.4.	Dosage les teneurs du plomb dans l'eau	85
2.4.1.	Contrôle de qualité	85
2.4.2.	Principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique (AAS)	85
3.	Prélèvement des échantillons de sédiments	86
3.1.	Mode de prélèvement	86
3.2.	Préparation des échantillons de sédiment	87
3.3.	Caractérisation physico-chimique	88
3.3.1.	Détermination du pH et du potentiel redox	89
3.3.2.	Détermination de la conductivité électrique	89
3.3.3.	Détermination de la matière organique	90
3.3.4.	Détermination de la capacité d'échange cationique	90
3.3.5.	Détermination des chlorures	91
3.3.6.	Détermination du Sulfate	91
3.3.7.	Détermination des Carbonates	91
3.3.8.	Détermination des oxydes de fer et oxydes de manganèse	91
3.3.9.	Détermination de la granulométrie	92
3.4.	Dosage des teneurs du plomb dans les sédiments	92
3.4.1.	Phase analytique	93
3.4.2.	Contrôle de qualité	93

3.5.	Evaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères de toxicité	93
3.6.	Calcul des indices de contamination métallique des sédiments	94
3.6.1.	Evaluation de l'Indice de Contamination (IC)	94
3.6.2	Facteur de contamination (CF)	95
3.6.3.	Evaluation de l'indice de géo-accumulation (Igeo)	95
4.	Diversité de l'avifaune aquatique et qualité des eaux du Lac Tonga	96
5.	Les analyses statistiques des données	97

CHAPITRE IV/ RESULTATS ET DISCUSSION

1.	Compartiment « Eau »	98
1.1.	Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques des eaux	98
1.1.1.	Température de l'eau	99
1.1.2.	Potentiel hydrogène (pH)	100
1.1.3.	Conductivité électrique	102
1.1.4.	Oxygène dissous (OD)	103
1.1.5.	Turbidité	105
1.1.6.	Total de solides dissous (TDS)	106
1.1.7.	Salinité	107
1.2.	Evolution spatio-temporelle des paramètres bactériologiques des eaux superficielles	108
1.2.1.	Les coliformes Totaux	108
1.2.2.	Les coliformes fécaux	109
1.2.3.	Les Streptocoque fécaux	110
1.2.4.	Les bactéries pathogènes	110
1.2.5.	Détermination de l'origine de la contamination fécale	112
1.3.	Evaluation de la variation spatio-temporelle des teneurs en plomb des eaux de surface du Lac Tonga	113
2.	Compartiment « Sédiment »	119
2.1.	Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques des sédiments superficiels	119
2.1.1.	Le pH	120
2.1.2.	Le potentiel redox	122
2.1.3.	La conductivité électrique	124
2.1.4.	La matière organique	125

2.1.5.	La capacité d'échange cationique	127
2.1.6.	Les chlorures	128
2.1.7.	Les sulfates	130
2.1.8.	Les carbonates	131
2.1.9.	Les oxydes métalliques	132
2.2.	Les analyses granulométriques	135
2.3.	Evaluation la variation spatio-temporelle des teneurs du plomb dans les sédiments de surface du Lac Tonga	139
2.3.1.	Evaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères de toxicité	145
2.3.2.	Calcul des facteurs et des indices de contamination métallique des sédiments	147
2.3.2.1.	Evaluation de l'Indice de Contamination (IC)	147
2.3.2.2.	Facteur de contamination (CF)	148
2.3.2.3.	Indice de géo-accumulation (Igeo)	149
2.4.	Corrélation des paramètres physico-chimiques et du plomb au Lac Tonga	151
2.5.	Typologie temporelle de la qualité des sédiments de la surface du Lac Tonga	151
2.6	Distribution spatiale des teneurs du plomb dans les sédiments de surface dans le Lac Tonga	154
3.	Caractérisation du peuplement d'oiseaux d'eau du Lac Tonga	156
3.1.	Abondance	156
3.2.	Richesse spécifique	158
3.3.	Corrélation des paramètres physico-chimiques et du plomb avec les abondances et la richesse spécifique du peuplement d'oiseaux d'eau observée au Lac Tonga ..	159
3.4.	Typologie temporelle de la qualité des eaux du Lac Tonga	161
CONCLUSION ET PERSPECTIVES		163
RÉFÈRENCES BIBLIOGRAPHIQUES		167
ANNEXES		

INTRODUCTION

INTRODUCTION

Les zones humides acquièrent à travers toute la planète une importance de plus en plus grande. Ces milieux sont non seulement exceptionnellement riches en biodiversité et extrêmement productifs, mais ils jouent également un rôle capital dans la conservation et la gestion des eaux douces. Ce sont des écosystèmes très complexes, vulnérables et dont le fonctionnement n'est cependant ni bien connu ni bien compris (RAACHI, 2007). Ces zones présentent un fort intérêt à la fois scientifique, économique et esthétique qui justifie la mise en place de mesures conservatoires (KHEDIMALLAH, 2019).

L'Algérie abrite une gamme de zones humides très diversifiées : lacs, lagunes, marais, chotts, sebkha. L'adhésion de l'Algérie à la convention de Ramsar a été effective en 1984, à ce jour, 50 sites ont été classés sur la liste Ramsar des zones humides d'importance internationale (BOUBAKEUR, 2021). Dans le pays, l'emprise croissante de l'homme sur ces zones humides et leurs bassins versants, introduit des risques qui suscitent des craintes à l'échelle de seulement quelques années pour ce pays afro-méditerranéen, dont les ressources en eau sont limitées et très dépendantes de l'influence du climat (RAACHI, 2007).

Les zones humides sont parmi les écosystèmes les plus menacées et les plus vulnérables aux changements climatiques et aux pressions anthropiques, la dégradation et la perte de ces milieux étant plus rapides que celles de tout autre écosystème (rapport du Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat GIEC, 2007), bien qu'une prise de conscience et une volonté de conservation soient observées ces dernières années (ELAFRI, 2017). A ce titre, les zones humides inscrites sur la liste Ramsar n'échappent pas à ce traitement et restent surexploitées et ne font l'objet d'aucune mesure de protection (BOULDJEDRI *et al.*, 2011). D'ailleurs, on peut faire le constat que, malgré les mesures prises et une politique s'intégrant dans la dynamique mondiale de conservation, de protection et d'utilisation rationnelle des zones humides, rien n'est réellement fait alors que la communauté scientifique et l'Algérie se soucient du problème (GHERZOULI, 2014).

Malgré les nombreux efforts fournis par notre pays pour la mise en œuvre d'une gestion durable de la ressource au niveau des bassins versants et la conservation de ces zones humides, la situation pour la majorité de ces écosystèmes fragiles reste à désirer. L'exemple du Parc National d'EI-Kala est illustratif, car il s'agit d'une zone classée depuis 1983 comme Parc National, qui comprend un complexe de zones humides lui-même classé site RAMSAR

et réserve de la biosphère, vu sa grande richesse faunistique et floristique. Cependant, ce territoire continue à subir une dégradation intense, causée par l'action humaine surtout mais aussi par des facteurs naturels (RAACHI, 2007).

Les écosystèmes aquatiques couvrent 70 % de la surface de la planète. A l'origine de la vie sur terre, ils sont désormais menacés par les pollutions apportées par les activités humaines, en particulier par l'urbanisation et l'industrialisation. Les dégradations occasionnées se traduisent par la destruction perpétuelle des biotopes, par une diminution de la diversité des biocénoses et par des perturbations dans les cycles des éléments minéraux nécessaires à la vie (TESSIER, 2012). Généralement, les lacs, les cours d'eau, les canaux, les ports et les estuaires sont très souvent soumis à des rejets industriels, urbains ou agricoles, entraînant l'apport d'un grand nombre de polluants (RAMAROSON, 2008), dont les métaux lourds (ETM) qui sont considérés comme de dangereux polluants de l'environnement aquatique, à cause de leur rémanence et leur tendance à la bioaccumulation dans les organismes aquatiques (KAYALTO, 2009; LIENARD & COLINET, 2014; OUALI *et al.*, 2018). Ces ETM pénètrent dans les systèmes aquatiques, par des sources ponctuelles (effluents industriels et urbains) et diffuses (eaux de ruissellement, dépôts atmosphériques secs et humides), sous formes particulières, dissoutes et colloïdales (TESSIER, 2012).

Aujourd'hui, la pollution métallique des eaux naturelles est l'une des préoccupations mondiales en raison des différents risques sanitaires signalés par les instances internationales comme l'organisation mondiale de la santé (OMS) ou l'agence de protection de l'environnement (APE) (WHO, 2004; DEHBI, 2021). Certains métaux et plus particulièrement ceux que l'on regroupe parmi les métaux lourds constituent une préoccupation majeure dans le domaine de l'environnement. Ils sont toxiques même à faible concentration et ont la capacité de s'accumuler tout au long de la chaîne alimentaire. Ces éléments sont présents en faibles concentrations dans l'environnement et l'augmentation de leur teneur résulte généralement des activités humaines (EL MORHIT, 2009; TESSIER, 2012; ZERKI, 2013).

En milieu aquatique, les contaminants se répartissent entre les différents compartiments aquatiques (eau, matières en suspension, sédiments, biote). La répartition des contaminants dans les différentes composantes du milieu aquatique est contrôlée par des processus physiques, chimiques et/ou biologiques (SAHLI, 2012). Ces paramètres déterminent la mobilité et la biodisponibilité des métaux lourds en affectant leur spéciation et

de ce fait leur comportement (BELABED, 2010). Généralement, les métaux transférés se présentent sous les formes dissoutes dans l'eau et l'eau interstitielle de la colonne sédimentaire et sont fixés sur les particules des sédiments ou en suspension dans l'eau. Sous cette dernière forme, les métaux peuvent s'accumuler dans le compartiment sédimentaire formant ainsi des stocks de polluants (BENDJAMA 2007 ; RAMROSON, 2008 ; BELABED, 2010 ; MELGHIT, 2010 ; CHAGUER, 2013 ; DIMON *et al.*, 2014 ; BENKADDOUR, 2018). A terme, ces stocks peuvent poser des risques pour la qualité des hydrosystèmes (DEVALLOIS, 2009 ; TESSIER, 2012 ; CHAGUER, 2013), car ils peuvent changer de forme et devenir de ce fait plus ou moins mobiles. De plus, leur durée de vie est infinie. Plusieurs études ont montré que les sédiments jouent un rôle d'indicateur de contamination du milieu, vu leur pouvoir d'ancrage des polluants, particulièrement les métaux qui sont couramment déversés dans les milieux aquatiques sous l'influence des variations des propriétés physico-chimiques du milieu (BELABED, 2010 ; ZERKI, 2013 ; DJEDDI *et al.*, 2018 ; SMATTI-HAMZA *et al.*, 2020).

Certains métaux ont la capacité de changer leurs formes et de devenir donc plus ou moins mobiles. Les plus dangereux de ces métaux sont le plomb, le cadmium et le mercure qui ne possèdent aucune activité biologique favorable (RAMAROSON, 2008). Le plomb est un élément trace métallique qui représente un problème environnemental majeur. En effet, ses nombreuses utilisations ont entraîné une dispersion importante dans l'environnement. C'est un métal persistant, qui est toxique pour les écosystèmes, en particulier pour l'homme (CECCHI; 2008). Il fait partie des trois métaux classés comme polluants prioritaires de l'eau par la Communauté Économique Européenne (CEE) et l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (BELLI *et al.*, 2010). C'est un élément minéral naturellement présent dans la croûte terrestre, en général à de faibles teneurs ; son origine dans les sols étant liée à sa présence dans la roche mère. Ceci peut cependant conduire parfois à des teneurs sensiblement plus élevées dans certains gisements. Mais, ce sont surtout les dépôts continus de métaux et métalloïdes par les activités humaines qui ont conduit à leur accumulation dans les différents compartiments de l'environnement (BAIZE, 1997). Même si des travaux traitant du problème de contamination par le plomb des milieux aquatiques de par le monde existent (HOFFMANN, 1960 ; MOUTOU & JOSEPH-ENRIQUEZ, 1991 ; DURANEL, 1999 ; BESOMBES, 2006 ; LEFRANC, 2006), de même qu'en Afrique du Nord et notamment en Algérie, cette problématique reste peu documentée (BENDJAMA, 2007; SOUISSI, 2007;

BELABED, 2010; MELGHIT, 2012; CHAGUER, 2013; BENDJAMA, 2014; BENSACI *et al.*, 2014; BENKADDOUR, 2018) ; d'où l'intérêt du présent travail.

Pour évaluer la contamination métallique des écosystèmes aquatiques par le plomb, il existe plusieurs approches parmi-elles les aspects physiques, chimiques et biotiques. Ces différentes méthodes permettent une surveillance optimale de la qualité écologique d'un écosystème (KEDDARI *et al.*, 2019). Les oiseaux aquatiques constituent l'une des composantes les plus remarquables des zones humides. Ce sont des espèces faciles à étudier et à suivre en raison de leur caractère souvent grégaire. Ce groupe taxonomique constitue un excellent bio- indicateur pour la détermination de l'état de santé des écosystèmes naturels (BEDIAF *et al.*, 2020).

Ainsi, l'étude menée au Lac Tonga (Nord-est algérien) tente d'apporter des données récentes et inédites sur l'état de santé d'un site Ramsar d'importance internationale, à travers l'évaluation de la qualité physico-chimique, bactériologique et de la contamination au plomb des eaux et des sédiments de surface de cette zone humide, ainsi que l'effet induit de la variation de ces paramètres sur le peuplement d'oiseaux d'eau inféodé à cet écosystème particulier et fragile. De telles informations fournissent des éléments majeurs pour la conservation et la gestion de cette zone humide et de sa biodiversité.

Ce manuscrit est structuré en quatre chapitres :

- Le premier chapitre qui est une synthèse bibliographique se rapportant au contexte de la pollution des milieux aquatiques, expose les types de pollution de l'eau et leurs impacts sur l'environnement; les différentes caractéristiques des éléments traces métalliques d'une manière générale et de façon particulière, les sources probables du plomb dans la nature et les processus qui concourent à leur introduction dans les milieux aquatiques.
- Le deuxième chapitre est consacré à la présentation du site d'étude, le Lac Tonga notamment ses caractéristiques physiques, écologiques et socioéconomiques.
- Le troisième chapitre décrit la démarche méthodologique utilisée dans les compartiments eau / sédiments étudiés : la localisation des sites de prélèvement, les techniques d'échantillonnage, le matériel, les méthodes d'analyses et les méthodes statistiques adoptées dans le cadre de cette étude.



- Le quatrième et dernier chapitre est essentiellement consacré à la présentation et à la discussion des différents résultats obtenus. Ces derniers étant parallèlement confrontés aux travaux menés dans la même thématique.

Le manuscrit s'achève par une conclusion reprenant les principaux résultats obtenus, ponctués de perspectives de recherche qui permettraient de compléter ce travail.

CHAPITRE I

Contexte général de l'étude

CONTEXTE GÉNÉRAL DE L'ETUDE

Le milieu aquatique est un système très complexe qui héberge un grand nombre de réactions chimiques, physiques et biologiques entre les trois compartiments de la biosphère (eau, sol, air).

Ce chapitre est consacré à la synthèse bibliographique dans la quelle nous traiton la pollution de l'eau et des sédiments. Tout d'abord, les principales sources de cette pollution sont présentées ainsi que leurs impacts sur l'environnement. Puis, nous exposons les différentes caractéristiques des éléments traces métalliques d'une manière générale où il s'agit de souligner les propriétés fondamentales, les sources probables du plomb dans la nature, et les processus qui concourent à les introduire dans les milieux aquatiques.

1. Généralités sur la pollution des milieux aquatiques

En Algérie, les eaux de surface sont de plus en plus utilisées ces dernières années pour différentes besoins tel que l'industrie, l'agriculture, l'alimentation des populations, etc. Cependant, ces eaux de surface sont vulnérables face à plusieurs pollutions et sont souvent de qualité médiocre (GUERGAZI, *et al.*, 2006). Cependant, la pollution est considérée indépendamment de la nature ou du type d'eau qui présente un danger pour l'écosystème aquatique (HADMI, 2002).

A l'heure actuelle, la pollution des eaux est devenue un phénomène mondial qui constitue une menace grave pour l'environnement et qui nécessite une lutte soutenue, car de nombreux produits agricoles et industriels sont de plus en plus responsables de l'apparition de ce type de pollution (MELGHIT, 2012).

1.1. Définition la pollution des eaux

Selon la législation européenne, la pollution est définit comme étant l'introduction directe ou indirecte, par suite de l'activité humaine, de substances ou de chaleur dans l'air, l'eau ou le sol, susceptibles de porter atteinte à la sante humaine ou à la qualité des écosystèmes aquatiques ou des écosystèmes terrestres dépendant directement des écosystèmes aquatiques, qui entraînent des détériorations aux biens matériels, une détérioration ou une entrave à l'agrément de l'environnement ou à d'autres utilisations légitimes de ce dernier (Directive 2000/60/CE in KAYALTO, 2009).

Le terme « pollution » désigne toute modification défavorable du milieu naturel, qui paraît en totalité ou en partie comme un sous-produit de l'action humaine, au travers des effets directs ou indirects altérant les critères de répartition des flux d'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physico-chimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou à travers des ressources agricoles, en eau et en produits biologiques. Elles peuvent aussi l'affecter en altérant les objets physiques qu'il possède ou les possibilités réactives du milieu (1er Rapport du Conseil sur la qualité de l'environnement de la Maison Blanche, 1965, *in* RAMADE, 2002).

On peut dire que les pollutions des eaux sont des déversements, écoulements, rejets, dépôt de toute nature, émis de façon direct ou indirect et, plus généralement capable de provoquer ou d'accroître la dégradation des eaux par la modification de leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques ou bactériologiques, qu'il s'agisse d'eaux superficielles, souterraines ou bien des eaux de mer (NEDJAR, 2016).

1.2. Origine des pollutions

Suivant l'origine des substances polluantes, on distingue quatre catégories : pollution naturelle, domestique, agricole et pollution industrielle.

1.2.1. La pollution naturelle

La teneur de l'eau en substances indésirables n'est pas toujours due à l'activité humaine. Certains phénomènes naturels peuvent également y collaborer. Par exemple, le contact de l'eau avec les gisements minéraux par érosion ou dissolution, engendre des concentrations inhabituelles en métaux lourds. Des irrptions de volcans, des déversements sous-marins d'hydrocarbures peuvent aussi être à l'origine de pollutions (NEDJAR, 2016).

1.2.2. La pollution domestique

Les rejets domestiques contiennent différents produits extrêmement nuisibles pour le milieu, tels que les matières organiques, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les solvants, les organismes pathogènes, etc.

Ainsi, pour les décharges qui se situent souvent près les sources d'eau, on assiste parfois à un largage direct des rejets dans ces dernières. Les lixiviats chargés bactériologiquement et surtout chimiquement de substances tant minérales qu'organiques

peuvent être drainés par ruissèlement jusqu'au cours d'eau, provoquant sa pollution (ELAZHARI, 2013).

Chaque algérien utilise en moyenne 25 litres d'eau par jour (rapport annuel ADE 2006), dont la quasi-totalité est ensuite rejetée. Les eaux ménagères qui représentent les deux tiers du total des eaux usées domestiques, contiennent des matières dégradables qui sont rejetées par les installations collectives comme les hôpitaux, les écoles, les commerces, les hôtels et restaurants, etc (SLATNI, 2014).

1.2.3. La pollution agricole

L'agriculture constitue la première cause des pollutions diffuses des ressources en eau. Ainsi, les activités agricoles sont largement impliquées dans les apports d'azote et, surtout, de ses dérivés, nitrates et nitrites. Ces contaminants présents dans l'eau peuvent avoir des effets néfastes sur l'homme et l'environnement (HAFEDH ET AL., 2007). L'usage massif des engrais chimiques et le recours systématique aux pesticides ont certes permis une augmentation considérable des rendements agricoles mais sont malheureusement accompagnés d'une pollution sévère des eaux continentales, des terres cultivées, ainsi que des productions végétales et animales par divers contaminants minéraux ou organiques (SLATNI, 2014).

1.2.4. La pollution industrielle

Elle provient des activités industrielles telles que les mines, les cimenteries, les usines chimiques, etc. qui sont très polluantes à l'échelle locale. Ces rejets sont généralement riches en polluants tels que les métaux lourds (plomb, cadmium,...), les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les micropolluants organiques, etc.

La majorité de ces rejets ne sont pas biodégradables, déversés directement dans les cours d'eau, ils affectent le milieu à long terme (ELAZHARI, 2013).

1.3. Différentes types de pollution

Selon le type de polluant, on peut classer la pollution en trois catégories :



1.3.1. Pollution physique

On parle de ce type de pollution quand le milieu pollué est modifié dans sa structure physique par divers facteurs (BENKADDOUR, 2018). Il s'agit des matières inertes insolubles de toutes dimensions qui peuvent rester en suspension dans l'eau. Ces dernières sont en grande partie le résultat de l'érosion et le ruissellement causés par la pluie, la neige, la glace qui provoquent une désagrégation des roches compactes, des dépôts meubles ou des sols (ELAZHARI, 2013 ; BENKADDOUR, 2018)

1.3.2. Pollution chimique

Cette pollution est due aux polluants chimiques de nature organique et minérale générés par les différentes activités anthropiques. Ce type de pollution regroupe les solvants, les métaux (Zn, Pb, Cd...), les HAP, les polychlorobiphényles (PCB), les produits pharmaceutiques, les pesticides, les sels, etc. (BENKADDOUR, 2018).

1.3.3. Pollution microbiologique

Généralement, elle résulte de plusieurs sources telles que les rejets des hôpitaux, l'agriculture ainsi que les rejets d'eaux usées. L'eau se charge alors de microorganismes pathogènes (bactéries, virus, parasites) qui peuvent être dangereux pour l'environnement et pour la santé humaine (BENKADDOUR, 2018).

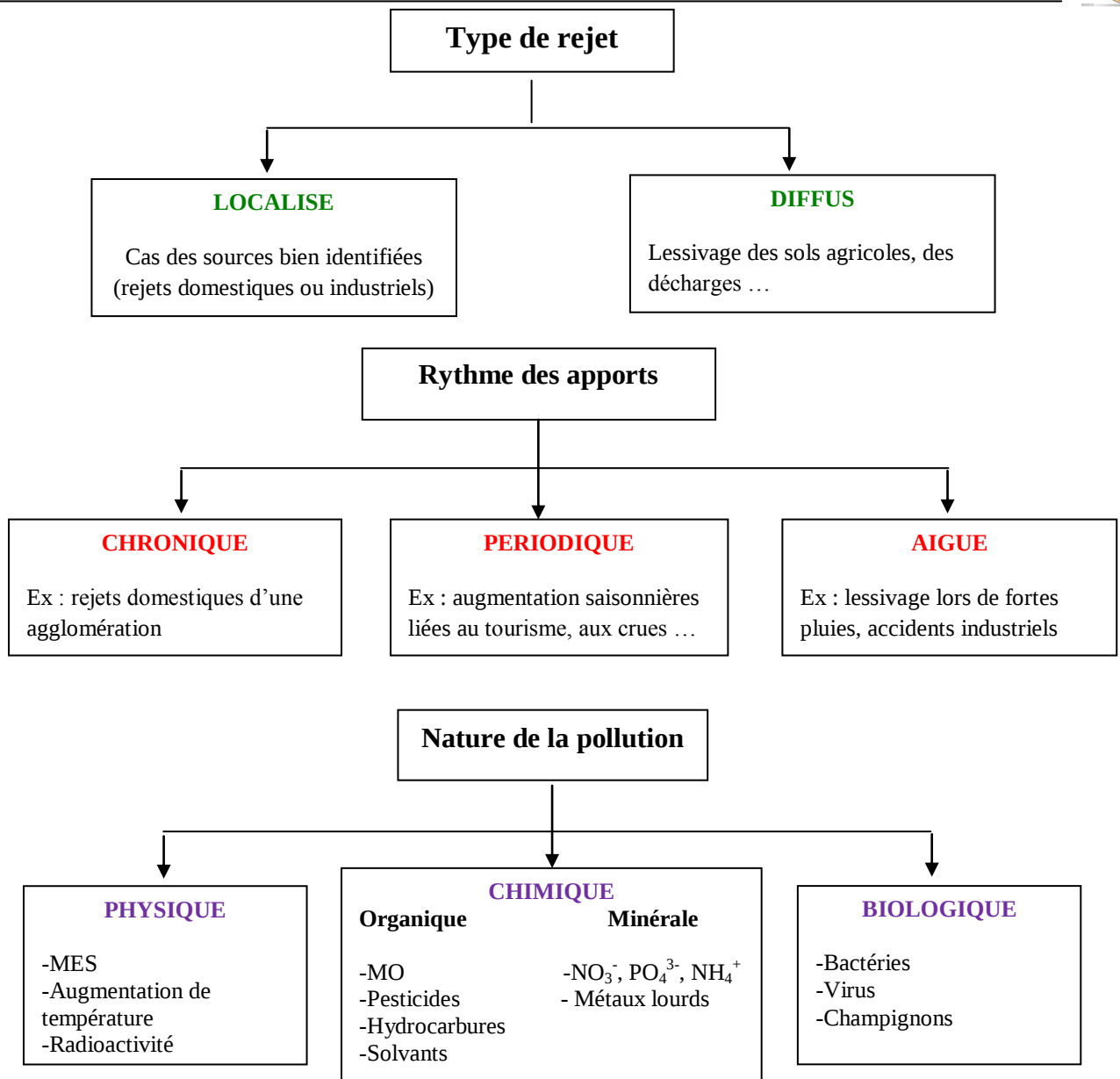


Figure 01: Représentation schématique des différents types de rejets et de pollutions
(CHAGUER, 2013)

1.4. Les conséquences de la pollution des eaux

1.4.1. Les conséquences écologiques

L'écosystème aquatique dispose d'une capacité propre qui s'appelle autoépuration. Cependant, lorsque l'apport des substances indésirables est trop important et que cette capacité épuratoire est saturée, les conséquences écologiques peuvent être de différentes natures. Elles se traduisent essentiellement par :

- Une diminution de la teneur en oxygène dissous : plus la pollution organique est forte, plus le milieu concerné ne s'appauvrit en oxygène. Cela augmente les risques d'absorption de quantités mortelles de ces polluants par les animaux aquatiques (RAMADE, 2002).
- Une modification physique du milieu récepteur : ceci se traduit par une augmentation de la turbidité et de la température de l'eau avec une modification de la salinité (NADJER, 2016).

1.4.2. Les conséquences sanitaires

Actuellement, les maladies hydriques tuent des millions de personnes : 5 par an dans le tiers-monde. Selon RAMADE (2002), Il peut s'agir de pathologies liées à l'absorption d'eau polluée, vecteur des épidémies microbiologiques ou de produits toxiques, ou encore de pathologies liées à un simple contact avec le milieu aquatique (NADJER, 2016).

1.4.3. Conséquences industrielles

L'industrie est un gros consommateur d'eau, la qualité indispensable pour les utilisations industrielles est souvent très élevée, tant sur le plan chimique comme la minéralisation, la corrosion et l'entartrage, que biologique. Le développement industriel peut donc être stoppé par la pollution. C'est une des raisons pour laquelle l'inquiétude de ce phénomène est apparue d'abord dans les pays industrialisés.

1.4.4. Conséquences agricoles

L'eau est largement utilisée pour l'arrosage ou l'irrigation, souvent sous forme brute (non traitée). La texture du sol, sa flore bactérienne, les cultures et le bétail sont sensibles à la qualité de l'eau. De même, les boues issues du traitement des eaux usées pourront, si elles contiennent des toxiques (métaux traces) être à l'origine de la pollution des sols (NADJER, 2016).

La pollution représente un sérieux problème pour l'environnement à cause des rejets de nombreux produits chimiques dont des éléments métalliques rejetés par les industries, l'agriculture et les communautés urbaines.

2. Pollution des milieux aquatiques par les éléments traces métalliques

La contamination des eaux par les métaux lourds est l'un des problèmes actuels dont la gravité s'accroît avec le développement industriel. Contrairement aux polluants organiques

susceptibles de se dégrader, les éléments traces métalliques peuvent être néfastes pour tous les compartiments des écosystèmes à cause de leurs stabilités et de leurs persistances dans la nature (HAFEDH *et al.*, 2007). Dans un milieu aquatique, on ne peut parler de pollution d'eau, sans parler de pollution des sédiments. Ces derniers constituent un réservoir de polluants en particulier pour les éléments traces métalliques et deviennent par la suite une source potentielle de contamination pour les eaux (ELAZHARI, 2013).

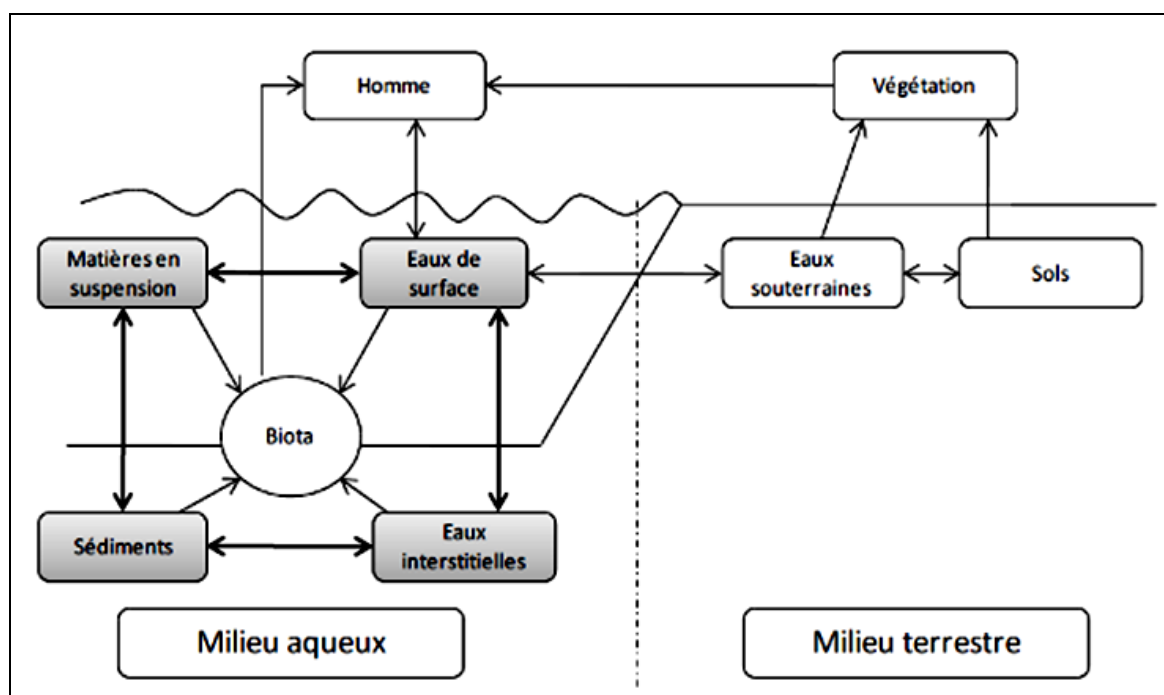


Figure 02 : Schématisation du cycle hydrologique des métaux traces en milieu aqueux (CHAGUER, 2013)

2.1. Définition des éléments traces métalliques

Un métal est un élément chimique issu généralement des minerais doté d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité. Il a le pouvoir d'association avec d'autres éléments formant ainsi facilement des alliages.

Généralement, on appelle métaux lourds les éléments métalliques naturels qui sont caractérisés par une masse volumique élevée, supérieur à 5g par cm^3 (CALLENDER, 2003), ce qui est le cas pour la plupart des métaux de transition.

Selon BAIZE (1997), les éléments traces sont les 80 éléments constituant la croûte terrestre et dont la concentration ne dépasse pas 0.1%. L'ensemble de ces éléments constitue seulement 0.6% du total, alors que les 12 éléments majeurs représentent 99,4 % (MELGHIT, 2012 ; ELAZHARI, 2013).

L'appellation élément traces métalliques (ETM) vient du fait que certains éléments traces sont des métaux, tels que Cd, Cr, Zn, Pb, Cu, tandis que d'autres ne sont pas métalliques. Cette appellation est mieux adaptée que métaux lourds car certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement lourds, tels que le zinc. De même, certains éléments toxiques ne sont pas des métaux mais des métalloïdes tels que l'arsenic (Fig. 3) (MELGHIT, 2012 ; ELAZHARI, 2013 ; GROBEC, 2015).

TABLEAU PÉRIODIQUE DES ÉLÉMENTS

Legend:

- Non-métaux
- Métaux alcalins
- Métaux alcalino-terreux
- Métaux de transitions
- Métaux pauvres
- Métalloïdes
- Halogènes
- Gaz nobles
- Lanthanide
- Actinide

Figure 03: Métaux lourds dans la classification périodique (Site 01)

Dans un milieu naturel, ces éléments métalliques peuvent être classés en deux catégories :

- La première catégorie rassemble les éléments présents à l'état de traces qui sont essentiels à la croissance et au développement voire à la reproduction des organismes vivants, aussi bien micro que macroscopiques. Les métaux suivants en font partie: Cu, Zn, Co, Fe, Mn, Ni, Cr, V, Mo, Se, Sn. Lorsque la concentration de ces éléments métalliques est trop faible, ceci peut causer un phénomène de carence observable pour ces organismes.

- La deuxième catégorie constitue des éléments toxiques, non essentiels à la croissance des organismes vivants, tels que le plomb, le cadmium et le mercure.

L'ensemble de ces éléments peuvent avoir des origines naturelles mais leurs concentrations sont généralement altérées par des activités anthropiques qui génèrent une pollution importante. La quantification de ces éléments traces est donc une exigence pour estimer leur impact dans un environnement donné (MELGHIT, 2012 ; SAHLI, 2012 ; ELAZHARI, 2013).

Selon NOPPE (1996), ces polluants permanents qui ne sont généralement pas éliminés de l'écosystème aquatique par les processus naturels, tendent à s'accumuler dans les sédiments. En effet, l'impact de ces substances sur l'environnement est très complexe à cause de leurs actions toxiques qui peuvent être directes ou indirectes sur les individus, les populations ou les écosystèmes, tant aussi les phénomènes de synergie sont possibles et les déclenchements des effets complexes (MELGHIT, 2012).

2.2. Les sources des métaux

Les ETM sont des composés de la biosphère. Ils peuvent être retrouvés dans tous les compartiments de l'environnement, y compris les roches drainées par les eaux de surface et les nappes aquifères. Suite aux modifications menées par l'action humaine, l'exploitation des gisements de métaux, la dissémination et l'amplification de ces derniers a été alarmante compte tenu de leurs teneurs élevées dans les différents écosystèmes de la biosphère. De ce fait, il est à distinguer deux sources: une naturelle et une autre anthropique (MELGHIT, 2012).

2.2.1. Les sources naturelles

Les éléments traces métalliques sont naturellement présents dans la croûte terrestre et les roches (Tab. 1). Ils sont concentrés dans le magma granitique et suivent un cycle géochimique qui traduit par une distribution hétérogène de leurs concentrations à la surface du globe. Ils sont présents dans tous les compartiments de l'environnement en particulier dans les écosystèmes aquatiques, mais à l'état de traces. Néanmoins, des concentrations importantes peuvent être mesurées dans certains sites, notamment autour des massifs granitiques.

L'érosion de l'écorce terrestre est susceptible d'enrichir les cours d'eau en éléments traces métalliques. Au niveau des bassins, les roches sont altérées et désagrégées sous l'effet d'action mécanique de l'érosion (agents météoriques) et par l'attaque des acides formés dans l'atmosphère (acide carbonique) ou issus de la dégradation de la matière organique (acides humiques). Ces éléments fixés dans les roches sous forme d'oxydes ou de silicates sont peu altérables chimiquement contrairement à ceux qui sont présents sous forme de sulfures et carbonates qui sont attaqués chimiquement et sont très facilement dissous dans l'eau (SAHLI, 2012).

Tableau 01 : Contenu des roches en éléments traces métalliques (ppm)
(SAHLI, 2012)

Eléments	Roches magmatiques			Roches sédimentaires		
	Roches basiques	Roches intermédiaires	Roches acides	Roches argileuses sableuses	Grès	Carbonates
Cd	0,13-0,22	0,13	0,02-0,9	0,22-0,3	0,05	0,035
Co	35-50	1,0-10	1-7	11-20	0,3-10	0,1-3,0
Cr	170-200	15-50	4-25	60-100	20-40	5-16
Cu	60-120	15-80	10-30	40	5-30	2-10
Hg	-	-	0,08	0,18-0,40	0,04-0,10	0,04-0,05
Mn	1200-2000	500-1200	350-600	500-850	100-500	200-1000
Mo	1,0-1,5	0,6-1,0	1-2	0,7-2,6	0,2-0,8	0,16-0,40
Ni	130-160	5-55	5-15	50-70	5-20	7-20
Pb	3-8	12-15	15-24	18-25	5-10	3-10
V	200-250	30-100	40-90	100-130	10-60	10-45
Zn	80-120	40-100	40-60	80-120	15-30	10-25

2.2.2. Les sources anthropiques

Au cours des dernières décennies, le monde a connu un important développement dans plusieurs secteurs. Les différents rejets de ces activités ont engendré une augmentation remarquable de l'apport des métaux traces dans les sédiments, qui a été actuellement estimé dans le monde à : 22 000 tonnes de cadmium, 939 000 tonnes de cuivre, 783 000 tonnes de plomb et 1 350 000 tonnes de zinc. Les principales sources anthropiques responsables de ces teneurs élevées de métaux sont :

- La pollution atmosphérique qui provient essentiellement des rejets d'usine, des gaz d'échappement des véhicules, des poussières et aérosols des chauffages, etc.
- La pollution agricole, qui résulte de l'usage des produits phytosanitaires (pesticides, herbicides,...) destinés à protéger les cultures, ainsi que les engrais et boues de

stations d'épuration utilisés afin de fertiliser les sols. Très souvent ces produits contiennent des métaux traces tel que le cuivre (Cu), le plomb (Pb), le zinc (Zn)...

- La pollution industrielle qui provient des rejets des différents types d'industries (chimique, agroalimentaire...), des activités de métallurgie, minières, etc. On y retrouve plus principalement le zinc, le plomb et le cadmium.

Les métaux issus des différentes activités humaines et naturels mentionnés précédemment sont des éléments non biodégradables. De ce fait, l'accumulation de certains d'entre eux comme Cd, Cr, Pb, ... dans la colonne sédimentaire cause de vrais risques pour le milieu naturel et de façon indirecte sur la santé humaine à travers la consommation des poissons contaminés via la chaîne trophique (BENKADDOUR, 2018).

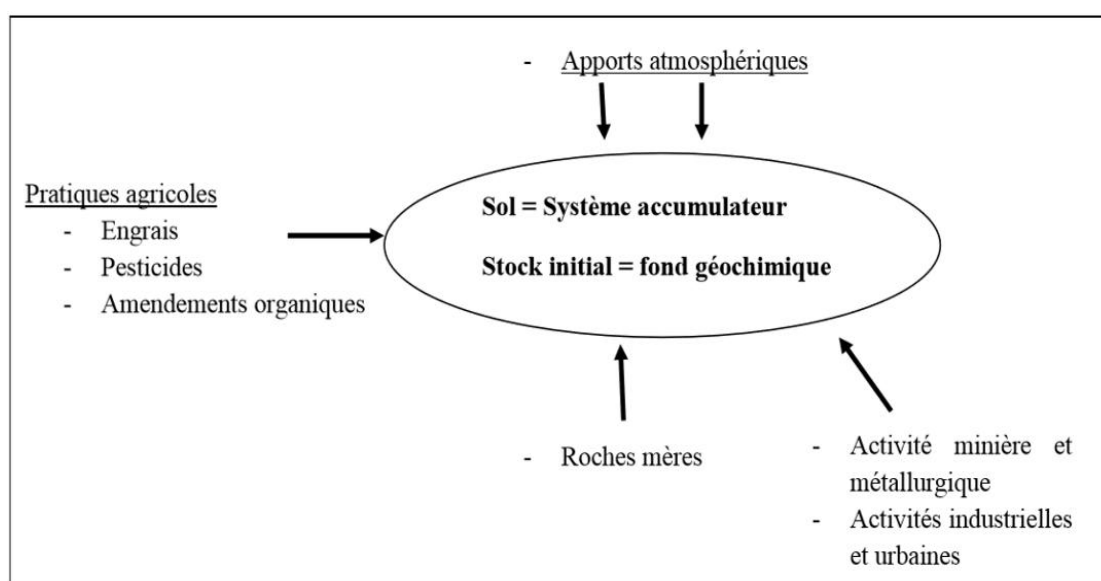


Figure 04 : Origines des métaux traces dans le sol (BENKADDOUR, 2018).

2.3. Contamination des écosystèmes aquatiques par les éléments traces métalliques

Au sein du milieu aquatique, les contaminants se répartissent entre les différents compartiments de l'environnement aquatique (eau, matières en suspension, sédiments, biote) qui contrôlée par des processus physiques, chimiques et/ou biologiques (Sahli, 2012), sous l'effet des divers mécanismes tel que l'adsorption/désorption, précipitation/dissolution interviennent entre les matières en suspension et les métaux dissous en solution. Des échanges entre ces derniers interviennent lors des processus de sédimentation, d'érosion et de resuspension (CHAGUER, 2013).

2.3.1. Cycle des métaux dans la colonne d'eau

Les éléments traces sont présents dans l'environnement sous des formes chimiques variées. En effet, ils se trouvent à de très faibles concentrations aussi bien dans la phase dissoute que dans la phase particulaire dans les eaux naturelles. La phase dissoute renferme des métaux sous forme d'ions hydratés, de complexes organiques ou inorganiques. De ce fait, lors de cette phase dissoute, les métaux peuvent être associés à la fraction colloïdale. Dans la phase particulaire, les ETM sont liés aux particules depuis l'adsorption jusqu'à la liaison au sein même de la matrice minérale.

Dans un biotope donné, les proportions des différentes formes d'un minéral sont déterminées par des caractéristiques physico-chimiques de ce biotope (température, dureté, matière organique, cations, anions ...). Seules certaines formes de l'élément métallique (ions libres hydratés, certaines espèces inorganiques ou organiques) peuvent être assimilables. Cependant, en fonction de l'organisme considéré, les modes d'assimilation peuvent être différents. En effet, pour un même organisme, plusieurs facteurs tel que l'âge, la taille, le cycle de reproduction, peuvent également changer les modes d'assimilation et donc seule une fraction de la concentration totale en métal qui existe dans le milieu est biodisponible pour un organisme (MELGHIT, 2012).

2.3.2. La colonne des sédiments

Lorsque les polluants sont libérés dans l'environnement, ils sont souvent mobilisés dans la rivière et dans l'atmosphère et pendant leur transport, ils peuvent être incorporés dans les sédiments. Dans la majorité des systèmes aquatiques, les sédiments contiennent significativement plus de métaux lourds que l'eau et ils jouent un grand rôle dans le cycle hydrologique. C'est pourquoi l'analyse des métaux lourds est un outil pour la détermination de la qualité de l'eau et pour l'identification des sources de pollution (NOPPE, 1996).

Ainsi, les sédiments considérés comme un compartiment important de l'écosystème aquatique, servent d'habitat et de source de nourriture pour de nombreuses espèces écologiquement et économiquement (BENGUEDDA-RAHAL, 2012).

2.3.2.1. Définition et origine des sédiments

Les sédiments sont des dépôts continentaux ou marins qui proviennent de l'altération et de la désagrégation de roches préexistantes. Ces dépôts sont transportés sous l'action des

cours d'eau et /ou de vent, pour se déposer dans des bassins de sédimentation et former des roches sédimentaires. Il s'agit d'un dépôt de matériel d'origine minérale ou biogénique de nature très variée qui rapidement devient le siège de divers processus qui conduisent à la transformation des particules qui le constituent en roche sédimentaire : c'est la « diagenèse ». On parle généralement de sédiment lorsque le dépôt est récent et qu'il est gorgé d'eau.

Les origines des sédiments sont principalement: endogènes et exogène (Fig. 05). L'origine endogène de la sédimentation résulte de la production autochtone du milieu. Cette production primaire produit des débris de macrophytes comme les plantes aquatiques et les cadavres de microphytes et d'animaux. Dans le cas de l'origine exogène, les sédiments proviennent du ruissellement des fleuves, des effluents ou de l'atmosphère. Cet apport peut être d'origine naturelle (érosion des sols, décomposition de la matière végétale) ou bien d'origine anthropique (apports de matière en suspension, de matières organiques, de nutriments ou de micro-polluants en raison des rejets agricoles, industriels et domestiques) (RAMAROSON, 2008 ; CHAGHER, 2013).

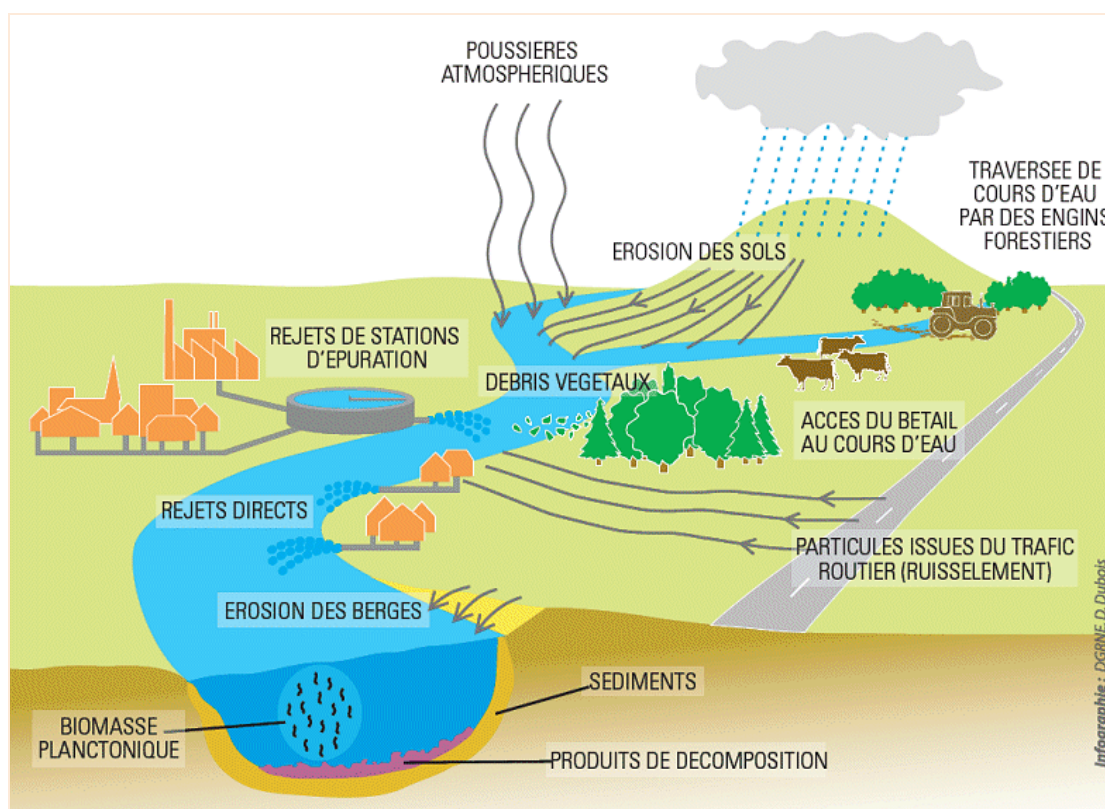


Figure 05 : Origine des sédiments dans l'environnement aquatique (GUESDON *et al.*, 2014)

2.3.2.2. La structure

BELLAIR et POMEROL (1977), classent les sédiments selon la taille de leurs particules de la façon suivante :

- ✓ Les particules d'un diamètre supérieur à 63 μm caractérisent les sédiments grossiers qui sont principalement constitués de sable et de matériel inorganique silicaté. Ces sédiments ont une faible cohésion ; les surfaces de contact des différentes particules sont peu importantes et donc sont peu associées aux contaminants. On distingue généralement les graviers ($\varnothing > 2 \text{ mm}$) et les sables ($63 \mu\text{m} < \varnothing < 2 \text{ mm}$).
- ✓ Les particules d'une taille inférieure à 63 μm sont constituées de minéraux argileux ayant un diamètre compris entre 0,2 et 2 μm , et de silt ayant un diamètre compris entre 2 μm et 63 μm . Cette fraction fine peut également contenir de la matière organique. Les particules fines sont très cohésives, elles sont chargées négativement et leur surface de contact est importante. Ces caractéristiques leur donnent des affinités vis-à-vis des contaminants métalliques. La matière organique sédimentaire, caractérisée par le carbone organique, est constituée de macromolécules polymérisées hétérogènes ; elles possèdent des sites hydrophiles qui leur permettent de s'adsorber à la surface des particules argileuses et de complexer de nombreux contaminants (BURTON, 1992 ; BONNET, 2000 *in* SAHLI, 2012).

Tableau 02: Classement granulométrique des sédiments (CHAGUER, 2013)

Taille	Dénomination
Supérieurs à 20 cm	Blocs
De 2 cm à 20 cm	Galets et cailloux
De 2 mm à 2 cm	Graviers
De 63 μm à 2 mm	Sables (grossiers et fins)
De 2 μm à 63 μm	limons
Inferieure à 2 μm	Vases, bous, argiles

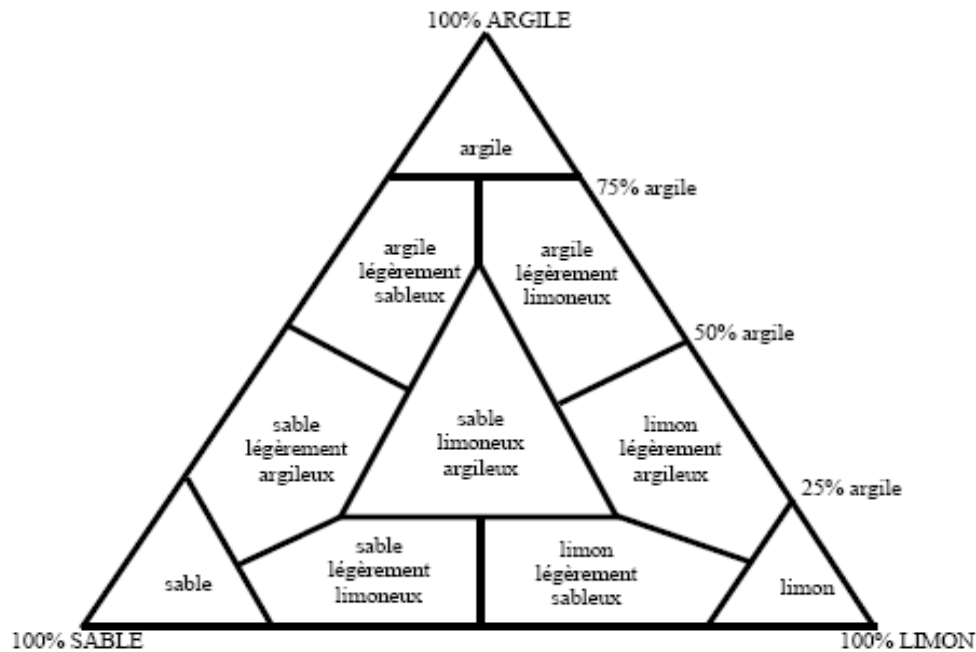


Figure 06: Diagramme triangulaire pour classer les sédiments selon leur texture (RAMAROSON, 2008)

2.3.2.3. Composition des sédiments

Le sédiment est une matrice très hétérogène qui est constitué de matériaux détritiques organiques et inorganiques (POWER & CHAPMAN, 1992). Il présente principalement trois composantes:

2.3.2.3.1. L'eau interstitielle

Elle correspond à l'eau qui occupe l'espace entre les particules sédimentaires, ce qui représente une fraction importante du sédiment avec généralement plus de 50 % de son volume ; selon que ceux-ci soient plus ou moins sableux, la teneur en eau est d'autant particulièrement importante lorsque la texture du sédiment est fine (SAHLI, 2012).

2.3.2.3.2. La phase inorganique

Elle est formée de minéraux qui proviennent de l'érosion de l'écorce terrestre et de débris coquilliers. Ses principaux composés sont les argiles, les carbonates et les silicates. La taille de ces particules s'étend sur plusieurs ordres de grandeur, avec des diamètres inférieurs à 0,1 μm jusqu'à plusieurs mm (SIGG *et al.*, 1992). Généralement, ces particules sont enrobées d'hydroxyde de fer et de manganèse et des substances organiques qui leur confèrent une grande capacité d'adsorption vis-à-vis des contaminants (SAHLI, 2012).

2.3.2.3.3. La phase organique

Elle représente un très faible pourcentage du sédiment, mais elle joue un rôle fondamental puisqu'elle contrôle la mobilité et donc la biodisponibilité d'un grand nombre de contaminants, particulièrement les composés organiques non ioniques (POWER & CHAPMAN, 1992). Selon sa taille, la matière organique peut être classée en carbone organique dissous (CDO < 1 KDa), colloïdal (1 KDa $< \text{COC} < 0,22 \mu\text{m}$) et particulaire (COP $> 0,22 \mu\text{m}$) (BONNET, 2000).

Cette matière a l'avantage d'avoir à la fois des sites hydrophiles et hydrophobes qui lui permettent d'adsorber à la surface des particules minérales et de complexer, dans les phases aqueuses et particulaires, des contaminants organiques hydrophobes, des métaux sous forme ionique et des molécules non chargées (SAHLI, 2012).

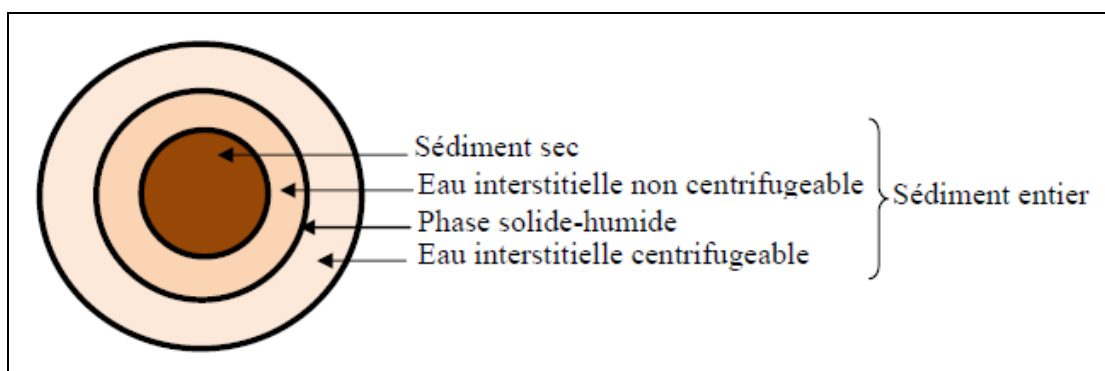


Figure 07 : Schématisation simplifiée des composantes d'un sédiment (SAHLI, 2012).

2.3.2.4. Cycle des métaux dans les sédiments

Le compartiment sédimentaire est un système très complexe en interaction continue avec l'eau. Il comprend deux phases : liquide (l'eau interstitielle) et solide composée de matériaux naturels (roche mère, débris animaux et végétaux) et de granulométrie hétérogène (sable, limon et argile). Les sédiments abritent divers types d'organismes qui interagissent avec le milieu comme les micro-invertébrés, les algues, les invertébrés benthiques... Ces divers organismes contribuent à la dégradation et à la décomposition de la matière organique, à l'oxygénation et à l'hydratation des couches superficielles du sédiment (BONNOMET, 2008).

Selon ANKLEY (1996), les éléments métalliques dissous dans l'eau interstitielle sont beaucoup plus disponibles que ceux adsorbés sur la phase solide. Par ailleurs, les

ETM piégés dans le compartiment sédimentaire ne peuvent pas être considérés comme irréversiblement indisponibles dans la phase aqueuse. En effet, les ETM peuvent être remobilisés par une perturbation physique des couches sédimentaires comme l'érosion, opération de dragage ...

Ultérieurement, ils peuvent également être désorbés suite à une modification sous l'effet des paramètres physico-chimiques comme salinité, dureté, pH... Enfin, l'effort et l'activité de la micro faune peuvent avoir une influence sur la biodisponibilité des ETM une fois qu'ils ont été assimilés. Cependant, les ETM ainsi désorbés redeviennent par la suite biodisponibles via la phase aqueuse où l'équilibre entre les deux phases aqueuse et solide est rarement atteint vis-à-vis des teneurs en ces éléments métalliques (MELGHIT, 2012).

2.3.3. Importance de l'interface eau-sédiment (IES)

L'interface eau-sédiment constitue une frontière physique entre deux phases aux propriétés radicalement différentes : liquide et solide. La discontinuité entre ces deux phases provoque des gradients importants en termes de densité et de nature de particules, de composition des phases liquides, d'activité chimique, de pH, de potentiel redox et d'activité biologique. La mobilité des ETM dissous et particulaires décroît fortement au travers de cette interface. Même si pour beaucoup d'espèces le sédiment constitue le réceptacle final, les ETM pourront être recyclés plusieurs fois de part et d'autre de l'interface du fait des diverses réactions géochimiques et biologiques qui s'y déroulent, avant d'être définitivement immobilisés (SANTSHI *et al.*, 1990).

Ces réactions à l'interface seront influencés par des phénomènes physiques et biologiques, comme la remise en suspension des particules sous l'effet des forces hydrodynamiques ou des organismes ; le mélange du sédiment sous l'action des courants ou de la bioturbation (i.e. effets combinés de toutes les activités biologiques, habituellement celles du macrobenthos sur la dynamique des particules et de l'eau interstitielle à l'IES) ; la filtration ou l'ingestion par les organismes benthiques ; l'advection d'eau interstitielle ; l'élévation des macro organismes, etc. L'ensemble de ces processus modifie la structure de l'IES qui va grandement affecter les processus biogéochimiques se développant à l'interface (TESSIER, 2012).

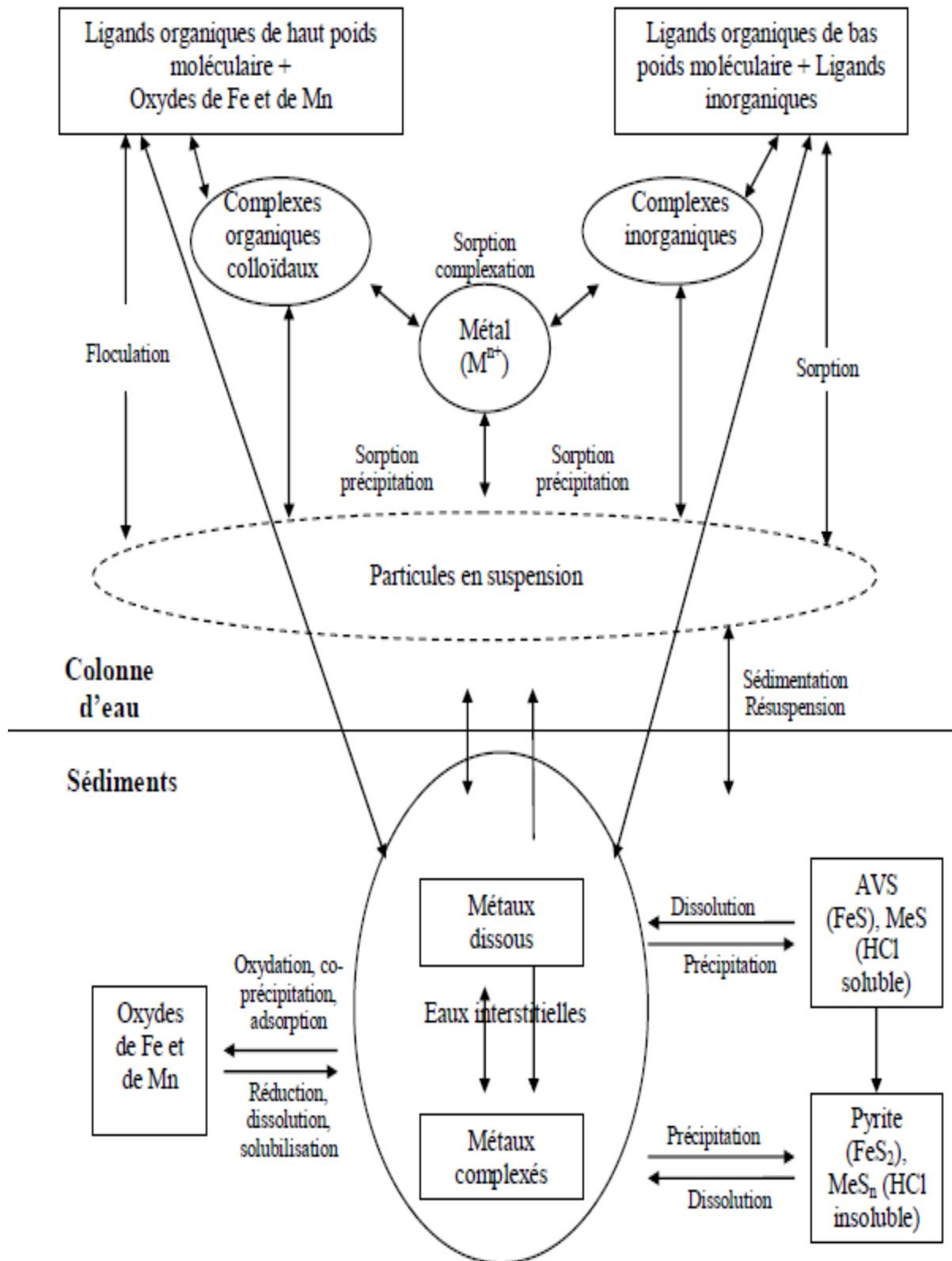


Figure 08: Le cycle des métaux traces dans les milieux aquatiques (CHAGUER, 2013).

2. 4. Toxicité des ETM vis-à-vis de la vie aquatique

Chaque substance peut entraîner une contamination de l'écosystème, c'est tout simplement une question de concentration et de durée d'exposition. En raison de leur caractère de sédimentation, les ETM finissent par s'accumuler au niveau des sédiments. Ces derniers, en tant que réservoirs des contaminants, forment une part intégrale dans le cycle biogéochimique des métaux lourds. En effet, ils ont la capacité de transporter les composés toxiques et de les libérer dans l'environnement, ce qui contribue par voie de conséquence aux phénomènes de concentration (MELGHIT, 2012). Selon MIQUEL (2001), le risque associé à la présence des éléments traces métalliques dans les écosystèmes aquatiques, est l'éventualité de leur transfert dans les chaînes alimentaires, en s'accumulant tout au long de ces dernières et ils provoquent par la suite des effets préjudiciables à court ou à long terme.

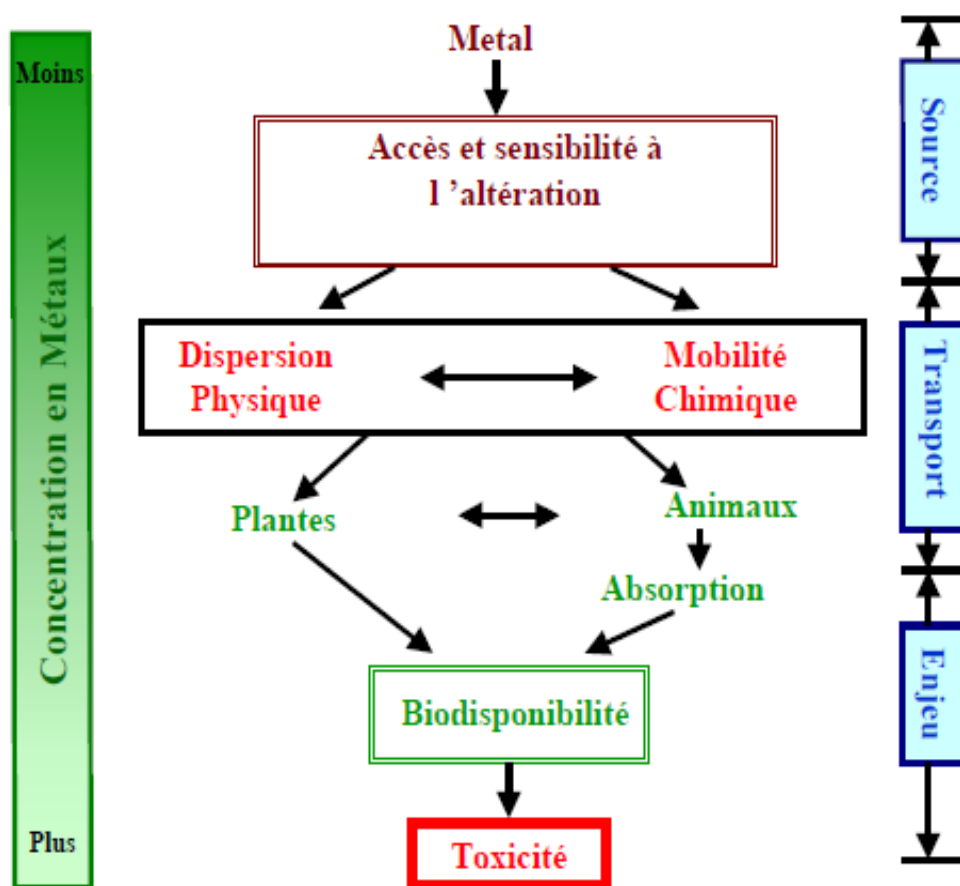


Figure 09: Diagramme de transfert des métaux (CHAGUER, 2013).

3. Le plomb

Le plomb (Pb) en particulier est considéré comme l'un des métaux les plus répandus dans l'environnement et le plus anciennement et largement utilisé par l'homme (fabrication des batteries, peintures, isolation phonique). Par conséquent, la probabilité d'avoir une intoxication par cet élément est plus forte en raison d'une variabilité de ces voies d'absorption (NADEAU, 2012).

3.1. Généralités

Du latin *plumbum* (CECCHI, 2008), le plomb un élément chimique de la famille des cristallogènes, de symbole Pb et de numéro atomique 82. Le plomb est un produit naturellement obtenu par la désintégration de l'uranium (MAHAN, 1987). Le Pb natif est rare à cause de son caractère chalcophile, il est associé au gisement de sulfures sur l'extrait de sa principale source minérale, la galène (PbS) qui en contient 86.6% en poids, mais aussi des minerais associés aux Zn (la sphalérite), à l'argent et le plus abondamment au cuivre (HURLBUT & KLEIN, 1982). D'autres variétés communes sont la cérusite (PbCO₃) et l'anglésite (PbSO₄). La stabilité de ces minéraux est régie par les conditions environnementales.

Le plomb possède deux états d'oxydation 2+ et 4+. L'état tétravalent est un très fort oxydant, mais il n'est pas fréquent dans l'environnement, en revanche l'état divalent est le plus stable dans l'environnement (CALLENDER, 2003). Pb²⁺ en solution dans les eaux naturelles va être complexé par les carbonates, parce que ces eaux se présentent généralement dans un domaine de pH entre 6 à 8 unités (HEM, 1976). Tandis que dans les eaux acides, le Pb sera associé aux sulfates (PbSO₄), alors que pour des pH élevés (plus de 8 unités) le Pb se trouvera sous forme complexe avec des hydroxydes. Toutefois, la spéciation peut varier de manière importante en fonction des concentrations en chlore et phosphore (NRIAGU, 1974).

Les apports naturels de plomb dans l'environnement ne représentent qu'environ 4% des émissions totales et se font particulièrement sous forme inorganique (NRIAGU, 1978 et 1979). Ces émissions du plomb sont notamment attachées à des activités anthropiques, l'industrie minière, la métallurgie et la sidérurgie représentant environ 80% des émissions de Pb dans l'environnement (SALVARREDY-ARANGUREN, 2008).



Le plomb possède quatre isotopes stables (^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb , et ^{208}Pb) dont les pourcentages d'abondance sont respectivement : 1.48 %, 23.6 %, 22.6%, 52.3 %, et deux isotopes radiogéniques ^{210}Pb ($t_{1/2} = 22$ ans) et ^{212}Pb ($t_{1/2} = 10$ ans) fréquemment utilisés comme traceurs. Il existe sous trois formes essentielles : le plomb dissous, le plomb colloïdal et le plomb particulaire (AMIRAT, 2010).

3.2. Les composés du plomb

3.2.1. Composés minéraux

Parmi les dérivés du plomb, on peut citer les oxydes de plomb et certains sels qui présentent un intérêt dans le cadre des sources d'intoxication:

- **La litharge**, ou monoxyde de plomb (PbO), ce composé est préparé industriellement par oxydation à l'air du plomb fondu. C'est aussi un produit intermédiaire de la métallurgie du plomb, ainsi que le produit de combustion du plomb tétraéthyle dans les moteurs de véhicules. La litharge est très peu soluble dans l'eau, mais par contre, elle est très soluble dans l'acide acétique.
- **Le bioxyde de plomb**, ou oxyde puce (PbO_2), c'est un produit insoluble dans l'eau, cependant soluble dans l'acide chlorhydrique et l'acide oxalique. Il se décompose lentement sous l'effet de la lumière.
- **Le minium**, ou sesquioxyde de plomb (Pb_3O_4), il est soluble dans l'acide acétique et dans l'acide nitrique dilué mais il est presque insoluble dans l'eau. C'est aussi un oxydant.
- **Le sulfure de plomb**, ou galène (PbS), est une forme naturelle du plomb qui constitue le minerai principal. Il est très peu soluble dans l'eau.
- **Le séléniure de plomb** (PbSe), l'affinité du plomb pour le sélénium est démontrée par sa présence naturelle dans un minerai, la clausthalite. Le séléniure est très peu soluble dans l'eau et sa dissolution dans l'acide chlorhydrique est difficile.
- **Le sulfate de plomb** (PbSO_4), ou anglésite, est rencontré dans la nature. Il est assez peu soluble dans l'eau, beaucoup plus dans les solutions aqueuses d'acide chlorhydrique. C'est un produit d'oxydation du sulfure que l'on rencontre sur les sols pollués par certaines usines de première fusion du plomb.

- **Le carbonate basique**, ou céruse $\text{Pb}(\text{OH})_2$, 2PbCO_3 : ce sel est soluble dans les acides, même très faibles. Au contact de l'eau, le gaz carbonique le transforme en carbonate neutre.
- **Le carbonate neutre**, ou cérusite (PbCO_3) est un composé naturel, très peu soluble dans l'eau, mais la moindre trace de gaz carbonique accroît fortement sa solubilité. Il est très soluble dans les acides faibles et l'acide chlorhydrique.
- **Les acétates de plomb**: l'acétate trihydraté $\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, le plus courant, est préparé en attaquant le plomb métallique par l'acide acétique en présence d'air. La solubilité des acétates de plomb est très importante (INSERM, 1999).

Le plomb, généralement sous forme solide et associé à d'autres minerais (riches en S, Zn, Ag et Cu), peut se retrouver sous différentes formes chimiques dans le sol. Il est capable d'entrer dans la composition de 240 minéraux naturels identifiés (FLEISCHER, 1966), se substituant à de nombreux éléments avec un rayon ionique proche (K, Na, Ca, Sr ou Ba). Les principaux minéraux porteurs de plomb (Tab. 3) sont les sulfates, les carbonates, les oxydes et hydroxydes, les sulfures et les phosphates. Ces composés inorganiques ont la propriété d'être très stables et insolubles dans les conditions physico-chimiques usuelles, ce qui les rend rarement responsables de toxicité aiguë (BOUQUET, 2018).

Tableau 03 : Principaux minéraux et composés de plomb (LAPERCHÉ *et al.*, 2004)

Nom	Formule chimique
Anglésite	PbSO_4
Galène	PbS
Boulangérite	$\text{Pb}_5\text{Sb}_4\text{S}_{11}$
Franckéite	$\text{Pb}_5\text{Sn}_3\text{Sb}_2\text{S}_{14}$
Cérusite	PbCO_3
Crocoïte	PbCrO_4
Chlorure de plomb	PbCl_2
Bromure de plomb	PbBr_2
Hydroxyde de plomb	$\text{Pb}(\text{OH})_2$
Litharge	PbO
Minium	$\text{Pb}^{2+}_2\text{Pb}^{4+}\text{O}_4$
Pyromorphite	$\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$
Hydroxypyromorphite	$\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$
Fluoropyromorphite	$\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$
Arseniate de plomb	$\text{Pb}_3(\text{AsO}_4)_2$
Plumbogummite	$\text{PbAl}_3(\text{PO}_4)_2(\text{OH})_5 \cdot \text{H}_2\text{O}$
Raspite	PbWO_4
Wulfénite	PbMoO_4

3.2.2. Composés organiques

Le plomb a une aptitude remarquable à se lier au carbone pour donner des dérivés organiques. Le plomb tétraéthyle, $\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_5)_4$, utilisé comme antidétonant dans l'essence, est très volatil car il a un point d'ébullition de 200 °C. Il est très soluble dans les graisses et les huiles. Sa combustion, par exemple dans un moteur à essence, conduit à la formation d'oxyde de plomb PbO . Le plomb tétraméthyle, $\text{Pb}(\text{CH}_3)_4$, possède les mêmes propriétés de volatilité et de solubilité (INSERM, 1999).

3.3. Propriétés du plomb

3.3.1. Propriétés physiques

Le plomb (Pb) est un métal lourd et mou, de couleur gris bleu, qui cristallise dans le système cubique à faces centrées. Sa densité est de 11,3. Sa température de fusion est de l'ordre de 327 °C et sa température d'ébullition est de l'ordre de 1740 °C.

Certaines propriétés du plomb sont exceptionnelles et peuvent être soit recherchées, soit au contraire subies par l'utilisateur. Ainsi, la basse température de fusion est un avantage lorsque le métal est mis en forme par moulage (grilles d'accumulateurs, caractères d'imprimerie, soudure). La densité élevée permet de réaliser des masses et des matériaux insonorisants de faible encombrement, mais elle est le plus souvent ressentie comme un inconvénient dans les batteries (BENADDA, 2002).

3.3.2. Propriétés chimiques

Le plomb appartient au quatrième groupe de la classification périodique. Sa masse atomique est de 207,2 g. Cet élément est loin d'être chimiquement inerte mais présente une résistance remarquable à la corrosion. Cette inertie apparente est due à l'effet que, dans de nombreux cas, les produits forment, à la surface du métal, un film insoluble imperméable et adhérent qui freine ou arrête l'action agressive du milieu environnant.

Ainsi, le plomb est très résistant à l'action des acides sulfuriques, phosphoriques, chromiques et à de nombreux autres produits chimiques industriels. En revanche, sa résistance est imparfaite vis-à-vis de l'acide nitrique, des hydracides et des acides organiques, ainsi que les bases. Le plomb est pratiquement insensible à la corrosion atmosphérique, grâce à la

formation d'une pellicule protectrice d'oxyde, d'hydrate et de carbonate de plomb (BENADDA, 2002).

Finalement, le plomb est un produit difficilement inflammable et explosible, sauf sous forme pulvérulente (poussières) exposée à la chaleur ou aux flammes. Dans ce cas, les agents d'extinction recommandés sont le sable sec, de la dolomite ou du graphite (LAPERCHE *et al.*, 2004).

Tableau 04 : Caractéristiques physico-chimiques du plomb

Symbole chimique	Pb
Numéro atomique	82
Masse atomique (g/mol)	207.2
Masse volumique (g/cm³)	11.35
Point de fusion	327
Point d'ébullition	1740
Configuration électronique	[Xe] 4f145d106s26p2
Valence	0, +2, +4

3.3.3. Propriétés mécaniques

Le plomb est pur et essentiellement malléable avec peu de ténacité lorsque la température augmente. De plus, il est sujet au fluage ; sa limite d'élasticité est nettement inférieure à sa résistance à la rupture. Recristallisant à la température ordinaire, le plomb pur ne s'écrouit pas. Ce caractère facilite sa mise en œuvre par déformation, mais l'expose aussi à un risque de fragilisation sous l'action de vibrations même de fréquence faible. Enfin, le plomb est un médiocre conducteur électrique et thermique (BENADDA, 2002).

3.4. Historique de l'utilisation du plomb

Le plomb présent dans l'atmosphère terrestre résulte en grande partie de l'activité humaine. Il y a 5500 ans, les techniques de raffinage pyrométallurgiques des sulfures de plomb (galène) et la coupellation de l'argent à partir des alliages de plomb, ont été développées dans le sud-ouest asiatique et rapidement appliquées en Europe.

Depuis lors, l'utilisation du plomb s'accroît continuellement, particulièrement à cause de ses propriétés physico chimiques (malléabilité, ductilité, bas point de fusion, propriété anticorrosion) et de ses multiples applications. Il est utilisé dans la fabrication des alliages métalliques et a connu ses heures de gloire pendant les âges du cuivre, du bronze, du fer et surtout à l'époque romaine pendant laquelle, on remarque un pic de production très marqué (Fig. 10). À cette époque (entre 2000 et 1800 B.P.), la production annuelle de plomb était de l'ordre 80 000 tonnes par an. À cause des techniques rudimentaires utilisées et du manque de normes environnementales, une partie de ce plomb se retrouvait dans l'atmosphère. Cela a été une source importante de pollution locale, régionale même globale, tel que mesuré dans des tourbes au Royaume Uni, dans des sédiments lacustres de Suède, ainsi que dans les glaces du Groenland (NDZANGOU, 2003).

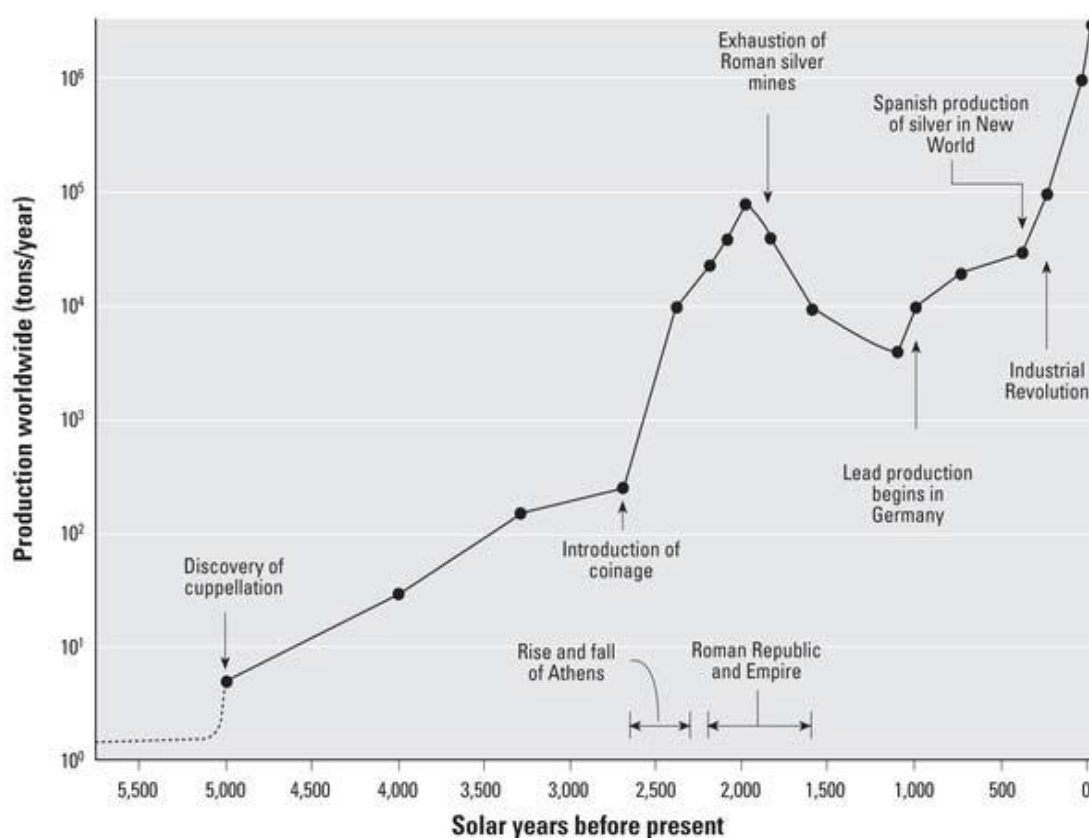


Figure 10: Estimation de l'évolution de la production du plomb depuis 5000 ans
(OULHOTE, 2012)

Au cours de la révolution industrielle, l'utilisation du plomb a explosé. Pendant la première moitié du XX^{ème} siècle, le plomb a été utilisé dans l'industrie, l'imprimerie et les peintures. Dans la seconde moitié du siècle, l'utilisation dominante était liée aux carburants

automobiles, cet élément était ajouté dans l'essence comme antidétonant puis aux accumulateurs de voitures. Depuis les années 1970, le développement de nouvelles technologies, la prise en compte des problèmes environnementaux et de santé publique, ont conduit à la diminution ou à l'arrêt de certaines utilisations du plomb tel que canalisations, soudure, peinture, pesticides, antidétonant dans l'essence, etc. Dans les pays industrialisés, la production secondaire ne cesse de progresser par rapport à la production primaire. Environ 72 % de cette production était destinée à la fabrication d'accumulateurs (POURRUT, 2018).

3.5. Les sources du plomb

3.5.1. Les sources naturelles

Le plomb est un élément naturel qui peut être retrouvé dans tous les milieux environnementaux. Le niveau de plomb dans la croûte terrestre est d'environ 20 mg/kg (NRIAGU, 1989). Les principaux minerais sont la galène (sulfure), la cérusite (carbonate) et l'anglésite (sulfate). Dans le minerai, le plomb est habituellement associé à l'argent et au zinc. L'antimoine, l'arsenic, le bismuth et le cuivre sont d'autres éléments fréquemment présents dans les minerais de plomb.

De petites quantités de plomb atteignent l'environnement de surface par des processus naturels d'altération et des émissions volcaniques, résultant d'une exposition environnementale. Cependant, la présence abondante et répandue de plomb est en grande partie une conséquence de l'activité anthropique. Les sources naturelles telles que les émissions volcaniques, les sources biogéniques, feux de forêts sauvages et les particules de sol transportées par le vent combinées émettent 19 000 tonnes de plomb dans l'air chaque année (U.S.EPA 2006). Selon WHO (1977) la quantité de plomb parvenant dans l'océan par les rejets provenant de sources naturelles dans les fleuves a été estimée à 17 000 tonnes par an (OULHOTE, 2012).

Tableau 05: Sources naturelles de plomb dans l'atmosphère (BENADDA, 2002).

Sources	Emission (10 ³ tonnes/an)
Erosion éolienne et désintégration de la croûte terrestre	16
Epuration volcanique	6,4
Végétation	1,6
Océans, fleuves ...	1
Feux de forêts	0,5

3.5.2. Les sources anthropiques

Les principales sources anthropiques de plomb sont nombreuses, elles incluent la combustion des combustibles fossiles, l'exploitation et le raffinage des minerais non ferreux et l'incinération des déchets domestiques et industriels. Le tableau 6 résume les principales sources et les quantités de plomb émises par chacune d'elles dans l'atmosphère en 1983. De ce tableau, il ressort que la principale source de pollution au plomb était associée à l'ajout des alkyles de plomb comme agents antidétonants dans l'essence des automobiles. Dans les années 80, la quantité de plomb rejetée dans l'atmosphère par les automobiles représentait près de 75 % des émissions totales, soit environ 250 000 tonnes par an. À cette époque, le plomb d'origine anthropique représentait entre 96 et 99 % des retombées atmosphériques totales de Pb (NDZANGOU, 2003).

Tableau 06: Émissions atmosphériques globales de plomb en 1983 (10^3 kg/an)
(BERRYMAN *et al.*, 2007)

Sources	Emission (10^3 kg/an)
Combustion de charbon	8158
Combustion d'huile	2419
Combustion de bois	2100
Pyrométallurgie	49 850
Aciérie	7632
Incinération de déchets	2310
Fertilisation	165
Cimenterie	7129
Véhicules automobiles	248 030
Autres	4 500
Total	332 353

3.6. Cycle biogéochimique du plomb

Le plomb présent dans l'environnement provient à la fois de sources naturelles et anthropiques. Le métal est retrouvé non seulement dans le sol, mais également dans tous les autres compartiments de l'environnement y compris l'eau, l'air et les êtres vivants.

Le plomb possède une teneur moyenne dans la croûte terrestre de 0,002 % (36^{ème} élément), on le trouve dans la majorité des roches mères. La présence naturelle du plomb dans le sol est principalement due à la disponibilité de ce métal par les processus d'altérations chimiques. En petite quantité, le plomb peut être libéré dans l'atmosphère pendant l'activité volcanique ou les feux de forêt, et être déposé sur les sols par des retombées atmosphériques. En l'absence de toute action anthropique, les teneurs naturelles moyennes des sols en plomb sont de 32 mg.kg⁻¹ (POURRUT, 2018). Il pénètre naturellement dans la chaîne alimentaire via les plantes qui le puisent dans le sol, sans atteindre des concentrations nocives pour les organismes. On constate que les activités humaines sont à l'origine d'un flux additionnel de plomb vers l'environnement (Fig. 11) (GROBFC, 2015).

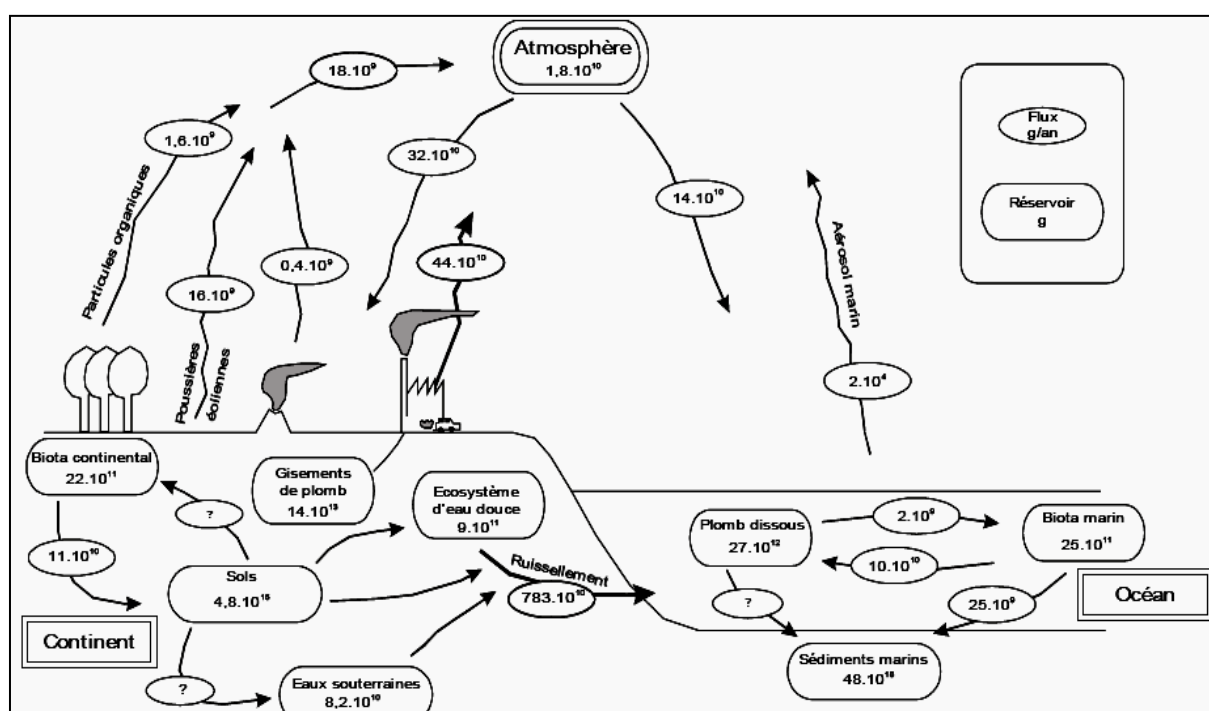


Figure 11 : Cycle biogéochimique du plomb dans les années 1970 (POURRUT, 2018)

Le transport du plomb d'origine anthropique se fait principalement par voie aérienne. Le plomb a une résidence dans l'atmosphère qui varie entre 4 et 40 jours en fonction de la taille des particules. Les plus fines particules peuvent ainsi parcourir plusieurs milliers de kilomètres avant de laisser l'atmosphère sous forme de retombées sèches ou humides. (GROBFC, 2015).

C'est un élément réputé pour être peu mobile par rapport à d'autres métaux en traces comme le cadmium. A l'interface entre la lithosphère et la biosphère, son cycle biogéochimique dépend des caractéristiques physico-chimiques du sol. Il a une tendance à

former des complexes extrêmement stables. En effet, il sera stocké dans une grande partie dans le sol.

Néanmoins, une fraction mobile peut être absorbée par les différents organismes vivants et rentrer dans la chaîne alimentaire. Une petite partie de ce plomb peut également être entraînée dans les rivières et les lacs à partir du processus d'érosion qui arrache les particules du sol liées au plomb et les entraînent par ruissellement vers les hydrosystèmes de surface. ARIES (2001) a mis en évidence un flux de plomb des eaux interstitielles vers les sédiments, démontrant ainsi que le plomb reste majoritairement piégé dans les sédiments (POURRUT, 2018).

3.7. Mobilité du plomb

La mobilité d'un élément dans le sol est son aptitude à passer d'un compartiment où il est retenu à un compartiment où il est retenu avec une énergie moindre, le compartiment ultime étant la phase liquide ou éventuellement l'atmosphère du sol (JUSTE, 1988).

La mobilité du plomb est principalement contrôlée par sa spéciation en phase aqueuse et par des processus d'adsorption/désorption ainsi que de dissolution/précipitation. Le rôle de certains paramètres tels que le pH, le potentiel redox, la composition minéralogique du sol ou du sédiment et la présence de ligands ou de colloïdes dans la phase va être déterminant.

Généralement, le plomb étant considéré comme un élément peu mobile dans les milieux naturels, il a donc tendance à s'accumuler dans les horizons superficiels des sols. Les travaux de STERCKEMAN (2000) montrent que le plomb est principalement concentré dans les 30 premiers centimètres des profils de sol au voisinage de 2 fonderies du Nord-pas de Calais (CECCHI, 2008).

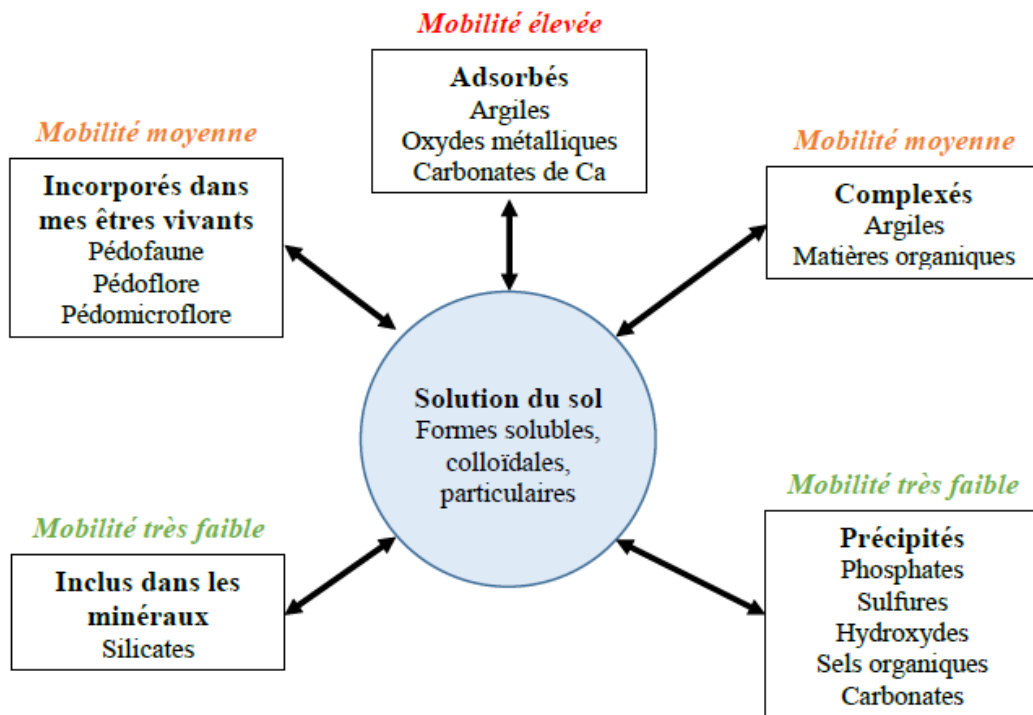


Figure 12 : Spéciation des ETM et mobilité (in BOUQUET, 2018)

3.7.1. Phénomènes d'adsorption/désorption et de précipitation/dissolution

Les différents solides constituants du sol présentent des affinités différentes, mais généralement fortes, vis-à-vis du Pb, se liant plus ou moins fortement avec le métal en fonction des phénomènes de précipitation/dissolution et/ou d'adsorption/désorption (BOUQUET, 2018).

3.7.1.1. Les phénomènes d'adsorption/désorption

L'interface eau-sédiment est un lieu d'échange cationique et de réactions chimiques continues. Ces réactions ont un impact à la fois sur la composition chimique de l'eau et celle des sédiments. La compréhension de ces phénomènes est donc essentielle pour l'assimilation des comportements des métaux dans cette interface.

- **L'adsorption**

L'adsorption est définie comme l'interaction entre un métal et la surface d'une particule, ou plus précisément à sa fixation par liaison chimique. L'adsorption sur les surfaces solides constitue un important mécanisme de contrôle des concentrations des métaux lourds

dans les sédiments. L'adsorption est donc un facteur important dans l'accumulation des ETM dans les milieux aquatiques.

Les minéraux argileux, les oxydes de Fe et Mn et la matière organique, sont parmi les constituants majeurs des sédiments et des sols. Ces particules ont une grande surface spécifique qui leur permet d'adsorber les cations métalliques dans les eaux et de libérer des quantités équivalentes d'autres cations (ELAZHARI, 2013).

Pour les phénomènes d'adsorption, il est nécessaire de distinguer l'adsorption spécifique de celle non spécifique (CECCHI, 2008). L'adsorption non spécifique correspond à un simple échange ionique c'est-à-dire une réaction rapide, le plus souvent réversible et qui met en jeu des forces électrostatiques. Il dépend surtout de la taille des ions, de leur charge et de leurs concentrations respectives dans la solution du sol. Pour ce genre de liaison, une molécule d'eau peut être présente entre l'adsorbant et l'ion adsorbé, on parle alors de sphère externe. Tous les sites de sorption de même type sont alors équivalents ; ce mécanisme de fixation est donc un processus peu sélectif. De plus, en raison de la faible stabilité des liaisons engagées, ce type d'adsorption est facilement réversible. Dans le cas de l'adsorption spécifique, une liaison chimique se crée (liaison covalente ou hydrogène) entre l'adsorbant et le ligand (anion, cation, neutre), on parle alors de sphère interne. Elle correspond à une adsorption par complexation de surface et fait intervenir les constituants du sol possédant des groupements R-O-H à leur surface (BOUQUET, 2018).

- **La désorption/ remobilisation**

Les métaux adsorbés ne restent pas fixés définitivement sur les particules. En effet, ces métaux peuvent par la suite être résorbés, par détachement de la surface de la particule suite à un changement des paramètres physico-chimique du milieu (pH, salinité, température. etc.), ou suite à l'échange cationique entre les sédiments et l'eau. La remobilisation et le recyclage des ETM dans les couches de surfaces des sédiments fluviaux constituent d'importants processus dans le cycle géochimique de ces éléments (ELAZHARI, 2013).

3.7.1.2. Précipitation/dissolution et Co-précipitation

Naturellement, la concentration des métaux permet rarement leur précipitation, mais elle peut tout de même avoir lieu. Cependant, les phénomènes d'adsorption ou de co-précipitation précèdent la précipitation.

La co-précipitation correspond à l'incorporation de l'élément minéral dans un autre minéral majeur. Elle peut avoir lieu suite à l'évolution de l'adsorption vers une interaction plus forte, ceci conduit à la réorganisation de la structure de la phase solide, donnant naissance à des phases solides mixte (ELAZHARI, 2013).

3.8. Devenir du plomb dans l'environnement

Le plomb est un métal lourd qui attire une attention particulière des instances réglementaires nationales et internationales. En effet, ce métal est moins toxique que le mercure ou le cadmium par exemple mais il est très abondant à l'état naturel et largement utilisé dans l'industrie. Les émissions de plomb dans l'environnement peuvent être classées en trois grandes catégories :

- **Les composés organiques** constitués par un nombre limité de formes avec lequel seulement deux d'entre eux sont significatives en termes de tonnage à savoir le tétra-éthyle de plomb et le tétra-méthyle de plomb.
- **Les composés minéraux peu solubles** (oxydes, halogénures ...) qui peuvent être transportés à longue distance par voie aérienne et aquatique.
- **Les composés minéraux très insolubles** fréquemment sous forme particulière partiellement grossière (sulfures, silicates ...), quelque fois même massive.

Les principaux produits dommageables sont les oxydes de plomb, les sels de plomb, le plus souvent colorés, les arséniates, les stéarates, les acétates, qui ont des usages divers en différentes activités : agriculture, l'industrie chimique et pharmaceutique. Les alliages ont de diverses applications, spécialement du fait de l'abaissement du point de fusion et de la dureté plus grande : alliage avec l'étain, l'antimoine, le cuivre, le bismuth ou le cadmium.

Naturellement, le plomb émis par activité anthropique dans l'environnement où il est transféré dans les divers compartiments des écosystèmes atmosphériques, terrestres et aquatiques. Ce transfert est fonction de la forme physico-chimique du métal et des facteurs environnementaux (BENADDA, 2002).

3.8.1. Transport du plomb dans l'environnement

La concentration du plomb dans l'eau est relativement faible comparativement à celles présentes dans l'air et le sol où il peut y être acheminé par le dépôt de particules aéroportées ou par le lessivage du sol. Son comportement dans le milieu aquatique est relativement

complexe en raison de ses multiples formes existantes. De manière générale, il tend à former des complexes peu solubles avec les anions et la matière organique dans l'eau douce à pH supérieur à 7,5 (NADEAU, 2012). Par contre, lorsque l'eau est plus acide, le plomb a tendance à se retrouver sous sa forme libre Pb^{2+} . Dans le sol, la majorité des différents complexes de plomb sont transformés chimiquement ou biologiquement en des formes s'adsorbant à la matière organique ou à de l'argile. Ainsi, seule une petite fraction se présente sous une forme soluble. Enfin, bien que le plomb puisse se bioaccumuler dans la faune et la flore aquatique et terrestre, il le fait de manière moins importante que le mercure (OLIVIER, 2009). Son pouvoir de bioamplification dans les chaînes alimentaires est faible, voire nul (NADEAU, 2012).

3.8.2. Le plomb dans le milieu aquatique

Les dérivés insolubles de plomb s'accumulent au fond de l'eau en se fixant sur les sédiments ou sur des matières en suspension. En effet, les sédiments sont le principal compartiment de stockage du plomb dans les écosystèmes aquatiques. L'eau interstitielle et les sols composent des réservoirs secondaires.

Les sédiments ont une grande capacité de capture et de rétention des métaux, ce qui réduit leur mobilité dans l'environnement et leur biodisponibilité à des doses toxiques pour la faune et la flore. Cependant, des changements des conditions de l'environnement peuvent toujours pousser des réactions chimiques et biochimiques menant à un relargage du plomb vers l'eau ou les organismes aquatiques. Les plantes aquatiques accumulent également le plomb par absorption d'eau.

L'oxydation biochimique des composées organiques est ralentie à partir de concentration en plomb dépassant 0,1 mg/l. A partir de 0,2 mg/l, la faune aquatique s'appauvrit et à partir de 0,3 mg/l les premières espèces de poisson commencent à dépérir (BENADDA, 2002). Selon l'US National Research Council (NRC), les concentrations en plomb dans l'environnement ont été estimées comme suit :

Tableau 07: Concentration moyennes en plomb dans l'environnement
(in BENADDA, 2002).

Réservoir	Particularité	Concentration
Atmosphère	Zones rurales	0.1 µg/Nm ³
	Zones urbaines	0.3-2 µg/Nm ³
Lithosphère	Sols	16 mg/kg
	Sédiments	47 mg/kg
Hydrosphère	Glaciers	0.003 µg/kg
	Océans	0.02 µg/kg
	Lacs et rivières	2 µg/kg
	Eau souterraine	20 µg/kg
	Eau interstitielle	36 µg/kg

Les concentrations les plus élevées du plomb dans l'environnement sont à proximité des zones où il existe les trafics routiers, les sites urbains et industriels ou l'activité minière, les décharges et des lieux où la pression de chasse est importante (BENADDA, 2002).

Les différentes sources anthropiques qui dispersent du plomb et le devenir de cet élément dans l'environnement sont présentés dans les tableaux 8 :

Tableau 08 : Les différentes sources à usages dispersifs du plomb et diffusants le plomb dans l'environnement (in BENADDA, 2002).

Sources	Milieu d'émission principal	Principales formes émises	Transport impact
Plombs de chasse	Sol, eau	Pb ⁰	Local
Lest de pêche	Eau, sédiments	Pb ⁰	Local
Masselottes	Sol		Local
d'équilibrage		Chlorure, bromo-	1/3 local
Moteurs à combustion interne	Air	chlorure, oxydes et alkyles de plomb	1/3 régional 1/3 longue distance
Combustion, chauffage	Air, sol, eau	Oxyde, sulfate	Local et régional

3.9. Toxicité du plomb

Le plomb est un élément chimique toxique qui est accumulé par l'homme, la faune et la flore (CHASSARD-BOUCHAUD, 1995). Sa présence dans les eaux ou le sol ne peut qu'être nocif. De plus, il est notamment connu grâce à ses capacités de bioaccumulation et de bioamplification tout au long de la chaîne alimentaire, ainsi bien que pour sa très forte

rémanence. Le cycle du plomb est un cycle ouvert, il y a une constante accumulation, surtout dans les sédiments marins (RAMADE, 1992).

Le plomb peut être absorbé par l'organisme par inhalation, ingestion, contact cutané (NADJER, 2016). La présence de ce métal dans l'organisme peut causer des troubles comme le saturnisme, des crises d'épilepsie et même des troubles nerveux et psychiques. Pour les personnes les plus exposées, il existe un danger d'avortement spontané et d'accroissement du nombre de cancers du poumon ou du tractus gastro-intestinal (CHASSARD-BOUCHAUD, 1995).

Son mécanisme de fonctionnement dans l'organisme est le suivant : les ions métalliques se fixent sur les globules rouges et sont alors stockés par le foie, les reins du fait de leur forte irrigation. Ils sont aussi stockés dans les os et les dents, pouvant provoquer une décalcification ou une ostéoporose.

Le risque que l'homme exposé à cette forme chimique du plomb est accru par le fait qu'elle est volatile. Lorsque le plomb se trouve dans l'organisme, il n'y a pratiquement aucune élimination possible. Le plomb est toxique pour tous les organismes, de plus cet élément s'accumule de manière irréversible tout au long de la chaîne alimentaire (AMIRATO, 2010).

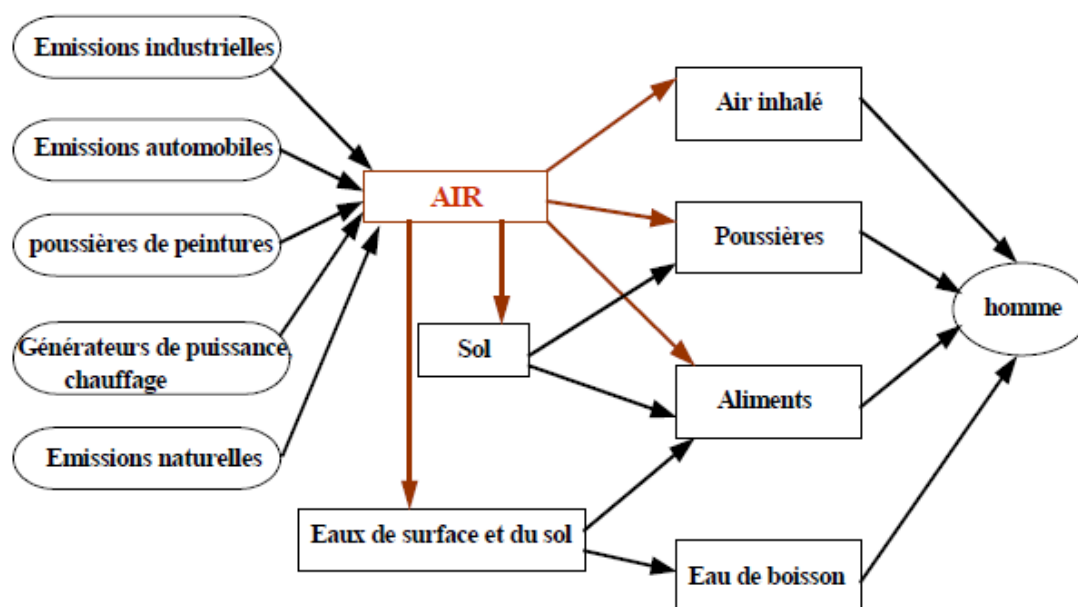


Figure 13 : Les voies d'exposition de l'homme au plomb atmosphérique (BENADDA, 2002).

Les doses létales du plomb, sous la forme de sel minéral, sont généralement supérieures à sa limite de solubilité dans l'eau, c'est à dire 4 mg/L. Le plomb inorganique peut donc être considéré comme toxique (concentration létale de 1 à 10 mg/L) ou modérément toxique (concentration létale de 10 à 100 mg/L). Les teneurs létales en plomb tétralkylé sont en revanche beaucoup plus faibles. Le seuil de qualité sanitaire réglementaire est de 1,5 mg/kg du règlement européen CE 221/2002. Des effets sur la croissance de certaines espèces ont été enregistrés à partir de $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ (AMIRATO, 2010).

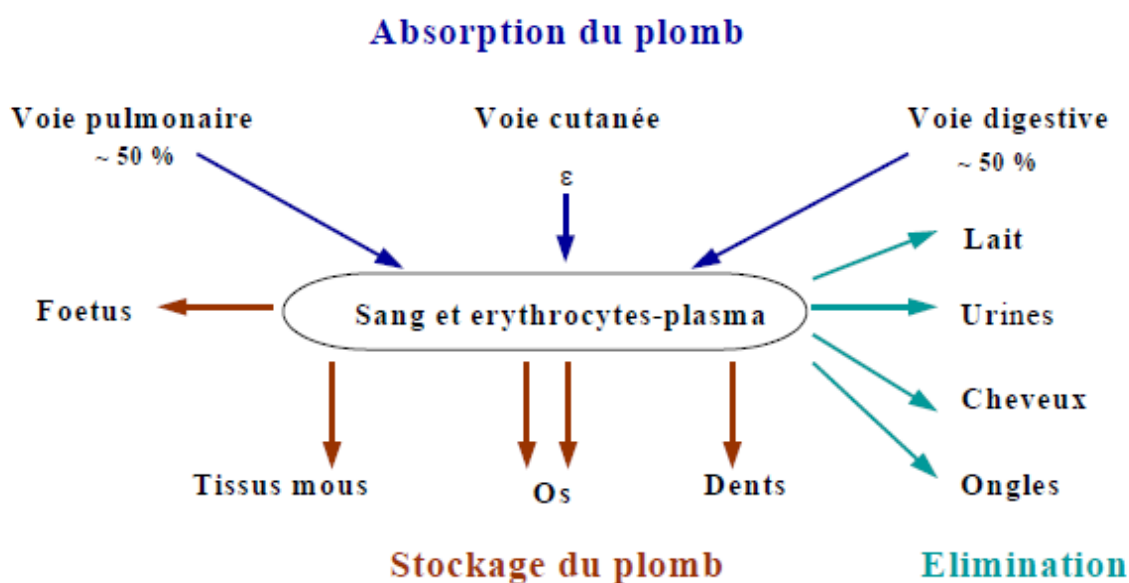


Figure 14 : Le transport sanguin du plomb et sa redistribution (BENADDA, 2002).

La toxicité du plomb vis-à-vis de la végétation varie en fonction de l'espèce considérée et le substrat de culture. Son excès dans les plantes provoque des troubles physiologiques et biochimiques réduisant la photosynthèse et la transpiration, conduisant à un retard de croissance (BAZZAZ et *al.*, 1974). Les micro-organismes sont plus sensibles que les plantes à la pollution au plomb dans les sols. Cette toxicité vis-à-vis de la flore et faune du sol peut aboutir à l'inhibition de la nitrification (AMIRATO, 2010).

4. Normes de qualité admises pour évaluer les niveaux de contamination

En raison de la gravité des effets des métaux lourds sur la santé humaine et environnementale, des réglementations ont été adoptées, à tous les niveaux (eaux, sédiments, etc.).

4.1. Les normes de qualité des eaux de surface

La communauté européenne a établie des normes relatives aux teneurs des métaux lourds dans les eaux de surface. Concernant les normes algériennes relatives aux eaux de surfaces, elles sont absentes. A cet effet, nous avons retenu les normes européennes pour évaluer le niveau de contamination des eaux du lac.

Tableau 09 : Valeurs guides des teneurs en quelque métal lourd dans les eaux de surface
Directive de la CE pour les eaux de surfaces (*in* DEBIECHE, 2002).

Métaux lourds	Valeurs guides
Plomb	0.05 mg/l
Nickel	0.05 mg/l
Chrome	0.05 mg/l
Mercure	0.001 mg/l
Cadmium	0.005 mg/l

4.2. Valeurs guides des teneurs en métaux lourds dans un sédiment

Pour les teneurs des métaux lourds dans les sédiments, deux types de valeurs guides peuvent être considérés (Tab. 10 et 11).

Tableau 10 : Valeurs guides françaises des teneurs de quelques métaux lourds dans les sédiments (*in* BOUST, 1981 ; BRGM/SGAL, 1982).

Métaux lourds	Valeurs guides
Plomb	22 mg/kg
Nickel	45 mg/kg
Chrome	45 mg/kg
Mercure	0.2 mg/kg
Cadmium	0.6 mg/kg

Tableau 11 : Valeurs guides algériennes des teneurs en métaux lourds dans les sédiments
(Journal Officiel, 1991 in BENDJAMA, 2007).

Métaux lourds	Valeurs guides
Plomb	250 mg/kg
Nickel	75 mg/kg
Chrome	250 mg/kg
Mercure	3 mg/kg
Cadmium	1.5 mg/kg

4.3. Valeurs guides requises pour déterminer les niveaux de contamination

Afin de déterminer les niveaux de contamination au niveau des sédiments, les valeurs guides françaises sont considérées (Tab. 12).

Tableau 12 : Valeurs guides françaises des teneurs en métaux lourds dans les sédiments en mg/kg de poids sec in BOUST, (1981), ABRMC (1991), GESAMP, 1982, SEQ Eau (2003)

Elément	sédiments		
Pb mg/kg	ABRMC	GESAMP	SEQ Eau
	22	19	35

5. Utilisations du plomb

La présence habituelle du plomb dans l'environnement est essentiellement causée par les activités humaines. Les utilisations passées ou présentes du plomb sont très nombreuses à cause de cette origine anthropique.

- ✓ *Activités métallurgiques* : Elles comprennent la métallurgie de première fusion lors de laquelle le minerai de plomb subit divers traitements dans le but d'extraire le plomb et les autres métaux. Il est également issu d'une deuxième fusion ou recyclage métallurgique, ce qui implique l'obtention d'un métal à travers la récupération de contenant de plomb des déchets.
- ✓ *Production d'essence au plomb* : Le principal constituant des agents antidétonants ajoutés à l'essence était le tétraéthyle de plomb ($\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_5)_4$), afin d'augmenter le taux d'octanes. Cette utilisation est éte interdite depuis quelques années. Avant cette décision, le plomb utilisé dans l'essence représentait la majeure partie du plomb diffusé, à cause des émissions de fumées.



- ✓ *Protection contre les radiations* : le plomb est utilisé pour la protection contre le rayonnement à cause de sa densité importante,
- ✓ *Accumulateurs* : Les batteries au plomb sont composées de 2 électrodes, une positive ($\text{PbO}_2/\text{PbSO}_4$) et l'autre négative (Pb/PbSO_4), tous les deux immergées dans une solution d'acide sulfurique (H_2SO_4). A l'heure actuelle, les batteries restent la principale utilisation du plomb.
- ✓ *Munitions (cartouches et grenailles de plomb) et nasses de pêche* : Il y a plusieurs études (BARON, 2001) qui ont montré que cette activité était responsable du saturnisme des oiseaux. En outre, cela engendre la dispersion d'environ 8000 t.an^{-1} , dont les $\frac{3}{4}$ sont dus à la chasse (LAPERCHE *et al.*, 2004).
- ✓ *Peintures, pigments, apprêts* : Près de 2000 ans, la cérusite ou blanc de plomb ont été utilisés dans les peintures. Egalement, le plomb a été utilisé comme composant dans de nombreux pigments en peinture. Le minium Pb_3O_4 est appliqué sur de l'acier sous forme d'une couche anti-rouille. Le stéarate de plomb ($\text{Pb}(\text{C}_{17}\text{H}_{35}\text{COO})^2$) et l'acétate de plomb ($\text{Pb}(\text{CH}_3\text{CO-O})^2$) sont additionnés à la peinture ou aux vernis comme dessiccateurs.
- ✓ *Verre et cristal* : Le plomb est utilisé pour diminuer la température de fusion et pour garantir une meilleure transparence (CECCHI, 2008).

CHAPITRE II

Présentation du site d'étude

CHAPITRE II/ PRESENTATION DU SITE D'ETUDE : LE LAC TONGA

Beaucoup d'eaux superficielles dans le monde sont fortement polluées par les effluents industriels et urbains riches en polluants de différentes natures libérées dans le milieu aquatique. L'évaluation qualitative et quantitative de cette pollution devient nécessaire.

Les lacs étant par nature, le réceptacle de ces effluents qui lessivent dans leurs bassins versants de plus en plus. Le principal objectif de ce chapitre est de montrer les caractéristiques morpho-structurales, climatiques, lithologiques, hydrologiques et socioéconomiques de la zone d'étude.

1. Présentation de la zone d'étude

1.1. Description générales du bassin versant du Lac Tonga

Le Lac Tonga est l'un des trois plus importantes zones humides appartenant au Parc National d'El Kala (PNEK) (Fig. 15). Celui-ci constitue sur le plan des effectifs, le premier quartier d'hivernage des oiseaux d'eaux de l'Algérie (CHALABI, 1990). Cet extraordinaire écosystème palustre est bien connu pour son exoréisme vers la Mer Méditerranée par le canal de la Messida, qui a une profondeur moyenne de 1 à 1,5 m (AISSAOUI, 2010).



Photo 01 : Vue de la partie nord-ouest du Lac Tonga (NAILI, 2017)

Le Lac Tonga est situé à l'Est de la ville d'El Kala (36°51'N-8°30'E) et couvre une large dépression côtière d'une superficie de 2600 hectares. Il mesure 7,5 Km de long et 4 Km de large. Au Nord, il est séparé par la Mer Méditerranée par des crêtes dunaires dont l'altitude peut atteindre 100 m. Il est limité au Nord-Ouest par le Djebel Agroub Errech, à l'Est et au Sud par les montagnes de Kroumirie qui épousent la frontière algéro-tunisienne avec Kef-Segleb qui culmine à 327 m et à l'Ouest par le bassin versant du Lac Oubeïra dont les collines s'étendent entre 50 et 70 m d'altitude (BOUMEZBEUR, 1993).

Le Lac Tonga possède deux sous bassins versants, celui d'Oued El-Hout au Sud et celui d'Oued El-Eurg au Nord (BENYACOUB *et al.*, 1998).

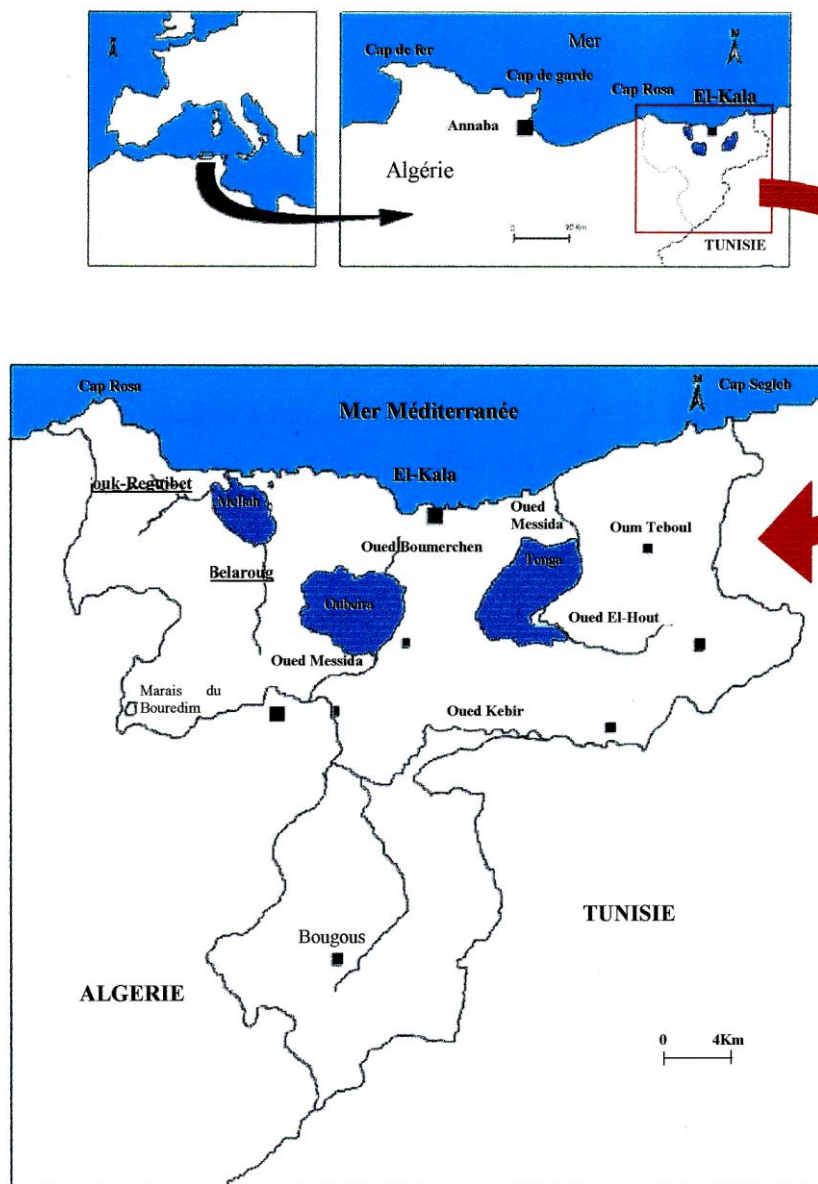


Figure 15: Situation géographique des zones humides du Parc National d'El-Kala (BENYACOUB, 1998).

1.1.2. Appartenance administrative

Le Lac Tonga fait partie intégrante du territoire du Parc National d'El Kala, de ce fait sa gestion, sa protection et sa conservation est sous la responsabilité administrative et juridique de cette organisation qui est elle-même sous l'égide de la Direction Générale des Forêts (DGF), reliée au ministère de l'Agriculture. Le PNEK a été créé par décret présidentiel N° 83458 du 23/07/1983. De ce fait, il est régi par de nombreux textes réglementaires nationaux et internationaux relatifs à la protection et à la conservation de la faune, la flore, les habitats...

1.1.3. Conditions du milieu physique

1.1.3.1. Topographie

Les principaux éléments qui constituent le relief du bassin versant du Lac Tonga sont :

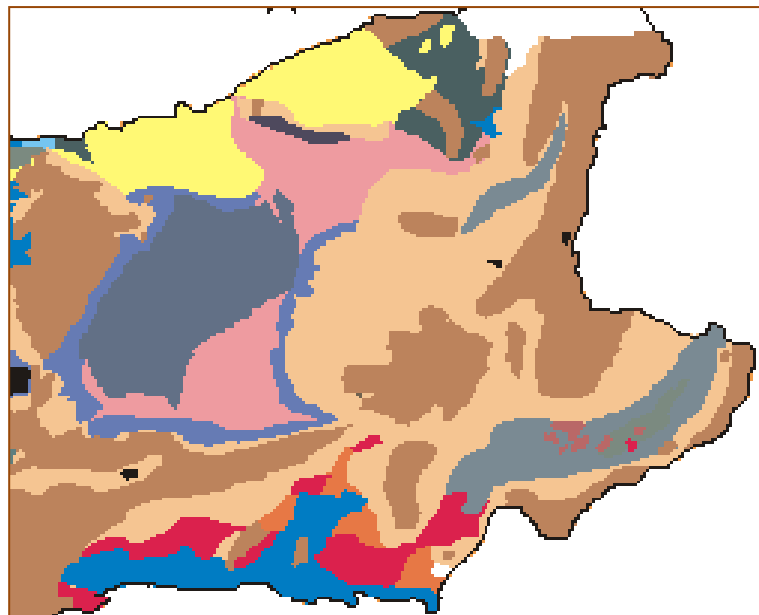
- Un cordon dunaire qui s'étend de l'Est à l'Ouest au Nord du Lac Tonga, formé principalement de sable quaternaire.
- Une série de petites éminences de relief gréseux de faibles altitudes (180 à 300 m) qui interrompent le cordon dunaire à certains endroits (Kef El Assa de 203 m, Kef Mechtab de 178 m), ainsi qu'un ensemble de collines ne dépassant pas 600 m.
- Deux plaines alluviales marécageuses, l'une d'Oum Teboul délimitée topographiquement entre 10 et 30 m et l'autre d'Oued El Hout qui se dresse en pente douce (2%) jusqu'à 40 m.
- Les versants Ouest des montagnes allant du Nord jusqu'au Sud, avec Kef Segleb de 327 m au Nord, Kef Radjela de 530 m, Kef Bab Abrik de 573 m, et Kef Edmen de 594 m. Enfin, le versant Nord du Djebel Kourima avec Kef Hammam de 561 m.
- Le plan d'eau du Tonga se situe à une altitude moyenne de 1 à 1,5 m (RAACHI, 2007)

1.1.3.2. Géologie

Selon la carte géologique de JOLEAUD (1936), les différentes formations géologiques rencontrées dans le bassin du Lac Tonga sont (Fig. 16):

- Les alluvions lacustres couvertes d'eau l'hiver, formées d'argiles dont l'imperméabilité est liée aux argiles de Numidie.
- Les alluvions limoneuses au fond des vallées du Pléistocène, formées de sable et limon.

- Les grès à hélices qui par désagrégation ont donné les dunes;
- Les formations du Pontien qui présentent deux faciès argiles sableuses grises, jaunes ou rouges; conglomérats et sables rouges ou jaunes à Archaelix solignaci et des argiles marneuses, salifères et argiles rouges gypseuses; dans le bassin du Lac Tonga c'est le premier faciès qui domine.
- Les grès de Numidie, quartzeux, souvent blanchâtres, parfois assez friables, transgressifs sur les argiles de Numidie et formant des reliefs abrupts. Ils recouvrent 33 % de la superficie du bassin versant.
- Les marnes argilo-schisteuses de couleurs variées avec intercalation de petits bancs de grès quartziteux développés surtout sur les pentes des vallées et groupées sous le nom d'argiles de Numidie.
- Les argiles, grès et calcaires noirs à nummulites de l'Éocène moyen.



Légende :

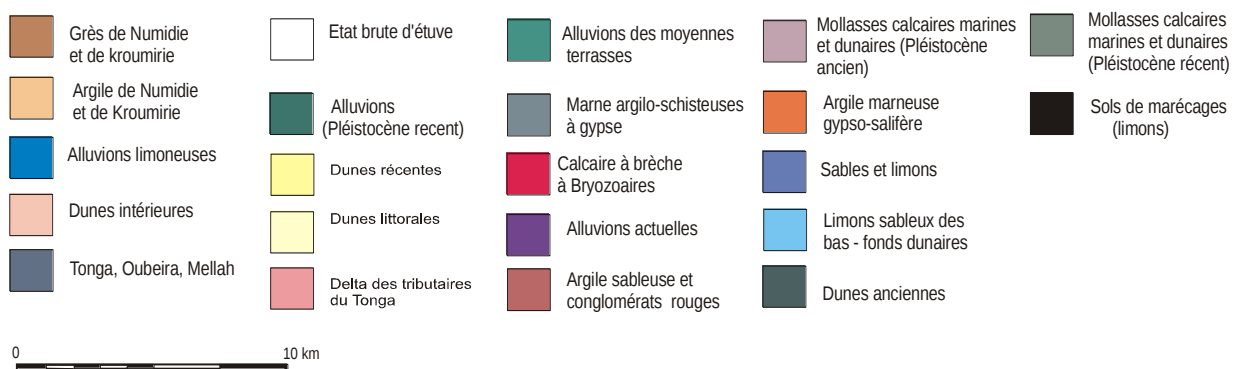


Figure 16: Carte géologique du bassin versant du Lac Tonga (LANDSCAP AMENAGEMENT, 1998).

1.1.3.3. Pédologie

D'après les premiers travaux de DURAND (1954) sur le sol de la région d'El Kala et plus particulièrement sur la cuvette du Lac Tonga, deux types de sol ont été mis en évidence :

- Des sols zonaux, dépendants surtout du climat
- Des sols azonaux, indépendants du climat.

✚ *Les sols zonaux*: ce groupe dépend du climat et présente cinq catégories: les podzols ferrugineux ou Pseudo- podzols, les sols oxyhumiques formés de grès de Numidie, les sols insaturés en acides, les sols insaturés et formés d'argiles de Numidie et les sols décalcifiés sur roche mère (GHERIB, 2018).

✚ *Les sols azonaux*: ce groupe comprend les sols qui sont dépendant d'un autre facteur que le climat mais néanmoins jouent un certain rôle, ils sont constitués principalement de six catégories: les sols des marais au centre de la cuvette du Lac, les sols des prairies marécageuses, les sols tourbeux non inondés, les solods, les sols alluviaux et les sols dunaires (DRAIDI, 2014; GHERIB, 2018).

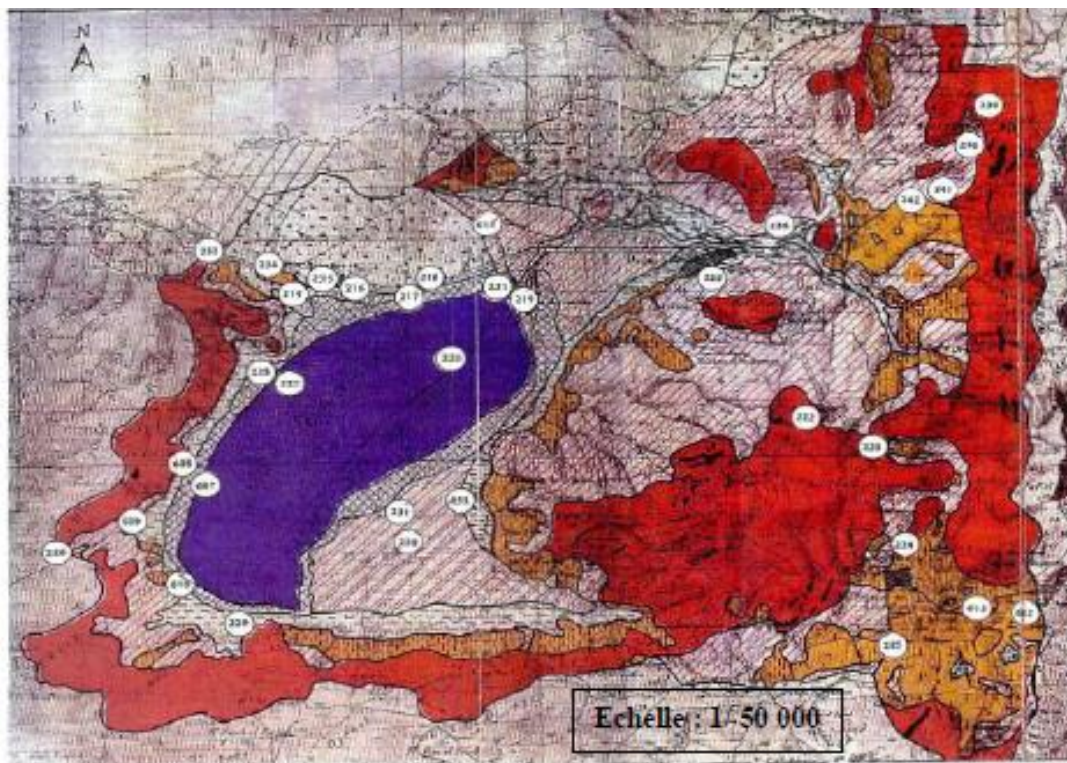


Figure 17 : Carte Pédologique montrant différent types du sol du lac Tonga
(LANDSCAP AMENAGEMENT, 1998)

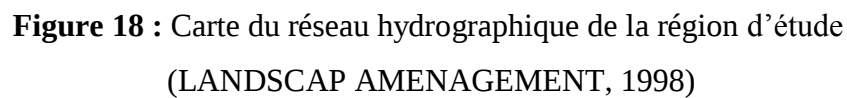
1.1.3.4. Hydrologie

Comme toutes les zones humides de la région d'El Kala, le Lac Tonga n'échappe pas à la règle générale de la singularité d'être insérée dans une rupture nette entre deux entités naturelles, une pente de séries de montagnes se terminant par des plaines de basses altitudes, favorisant la création ainsi de zones facilement inondables (CHEROUANA, 1996).

Le principal réseau hydrographique du Lac Tonga est formé par Oued El Hout d'une longueur de 14 Km et ses affluents qui l'alimentent du côté Sud (GHERIB, 2018) et Oued El Eurg au Nord-Est qui s'étend sur une longueur de 10 km et ses affluents à l'Est et au Nord-Est formant vraisemblablement de véritables oueds avec des cônes de déjection importants et très souvent en eau (DE BELAIR, 1990). Ces principaux cours d'eau qui approvisionnent le lac, ont édifié selon JOLEAUD (1936) de véritables deltas dont les apports ont progressivement réduit la surface du lac au profit des près riverains des Oueds El-Hout et Oum Teboul (GHERIB, 2018).

Cependant, dans le Nord, le chenal Messida permet l'évacuation de l'excès d'eau vers la Méditerranée. Selon DE BELAIR (1990), ce système hydrique est naturellement endoréique mais artificiellement exoréique. En effet, l'Oued El-Eurg avec tous ses affluents se jetaient dans le lac Tonga, la Messida était probablement une Chaâba servant d'émissaire pour les eaux marécageuses en excédant au pied du Kef Mechta. L'assèchement du lac supposait l'utilisation du chenal de Messida comme un exutoire des eaux du lac vers la mer (ABBACI, 1999).

Une profondeur maximale d'environ 2,80 m et une côte située aux alentours de 2,20 m au-dessus de la mer permettant d'avoir un écoulement lent, ont été relevés par THOMAS (1975). Néanmoins, des niveaux d'eau encore plus importants (3,80m) ont été enregistrés, par ABBACI (1999) en avril 1998 au centre du lac. Cette grande variation peut être expliquée par la grande variabilité interannuelle de précipitations et par la fermeture permanente des ponts vannes permettant l'évacuation des eaux vers le chenal Messida. La conséquence directe de cette action a conduit à la restauration de nos jours du système endoréique et l'écoulement direct d'Oued El-Eurg dans la Messida formant ainsi une nouvelle zone humide du côté de la plaine d'Oum Teboul (AISSAOUI, 2010 ; GHERIB, 2018).



Les mesures bathymétriques montrent que le Lac Tonga est un plan d'eau peu profond. La profondeur maximale mesurée pendant la saison estivale est de 1,80 mètre. La profondeur moyenne est de 1,20 mètre (LAZLI, 2011).

Page | 51

se maintenir en vie qu'entre certaines limites bien précises de température et de pluviométrie. En deçà ou au-delà de ses limites, les populations sont éliminées. De ce fait la température et les précipitations représentent les facteurs les plus déterminants du climat (DJAMAI, 2020).

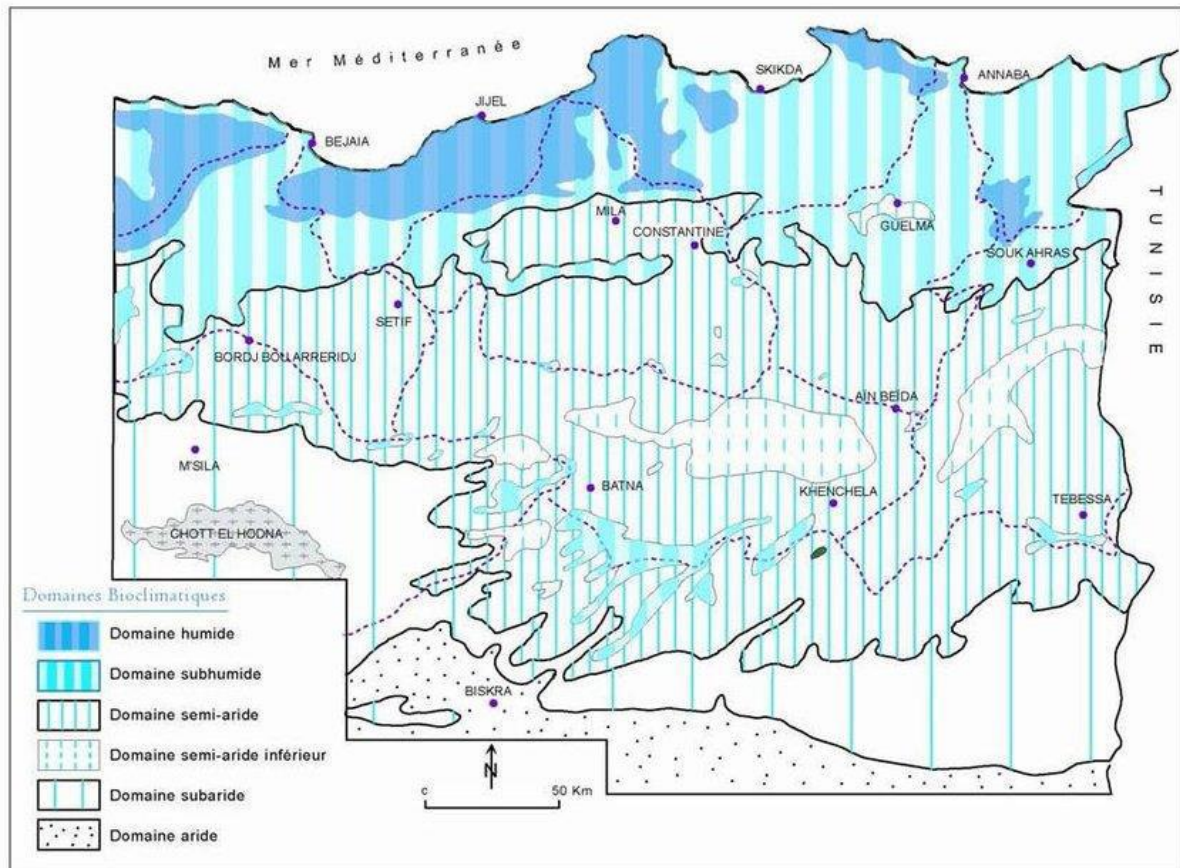


Figure 20 : Carte simplifiée des zones bioclimatiques de l'Est algérien (COTE, 1998 in GUERFI, 2019).

La région d'El Kala est caractérisée par son appartenance au climat méditerranéen à l'étage de végétation subhumide, connu par une saison humide avec une pluviosité abondante durant l'hiver et une sécheresse durant l'été (AISSAOUI, 2010).

Les données climatiques indispensables à notre travail, ont été recueillies auprès de la station météorologique du Lac des oiseaux (Wilaya El-Tarf), nous avons exploité une série de données climatiques sur une période allant de 1988 à 2018.

1.1.4.1. Données thermiques

Les températures constituent un élément majeur conditionnant le climat d'une région. Elles permettent de déterminer l'évapotranspiration et le déficit d'écoulement, interviennent

aussi dans le développement du rythme biologique des végétaux et facilitent l'établissement du bilan hydrique (GUERFI, 2019). Elles contrôlent l'ensemble des phénomènes métaboliques et conditionnent de ce fait la répartition de la totalité des espèces et des communautés d'êtres vivants dans la biosphère (RAMADE, 2003).

D'une manière générale, le climat de la région d'El Kala est caractérisé par un hiver doux et un été chaud avec des températures pouvant atteindre 50°C (BENYACOU, 1993). Ceci est lié généralement au sirocco, à l'altitude, la distance de la mer et la position topographique (OZENDA, 1982 ; TOUBAL, 1986).

Les températures les plus basses sont enregistrées en altitude durant l'hiver, au Djebel El Ghora avec environ 5 à 6 mois de gelée blanche par an. Au niveau de la mer, les températures descendent très rarement à 0°C.

Les températures moyennes enregistrées entre 1988 et 2018 sont représentées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 13 : Températures moyennes mensuelles pour la période (1988 – 2018)
(Station météorologique du Lac des oiseaux)

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Année
(M+m)/2 (°C)	11,50	12,10	13,90	16,40	19,90	23,8	26,70	27,30	24,70	21,50	16,80	13,30	17,10
M (°C)	17,00	17,10	20,10	21,60	24,90	28,50	31,50	32,50	29,80	27,00	22,10	18,30	22,10
m (°C)	7,20	7,40	9,50	11,50	14,2	18,00	20,03	21,40	19,40	16,20	11,90	10,10	14,00

m: Moyennes des températures minimales
M : Moyennes des températures maximales
(M+m) / 2 : Moyennes des températures

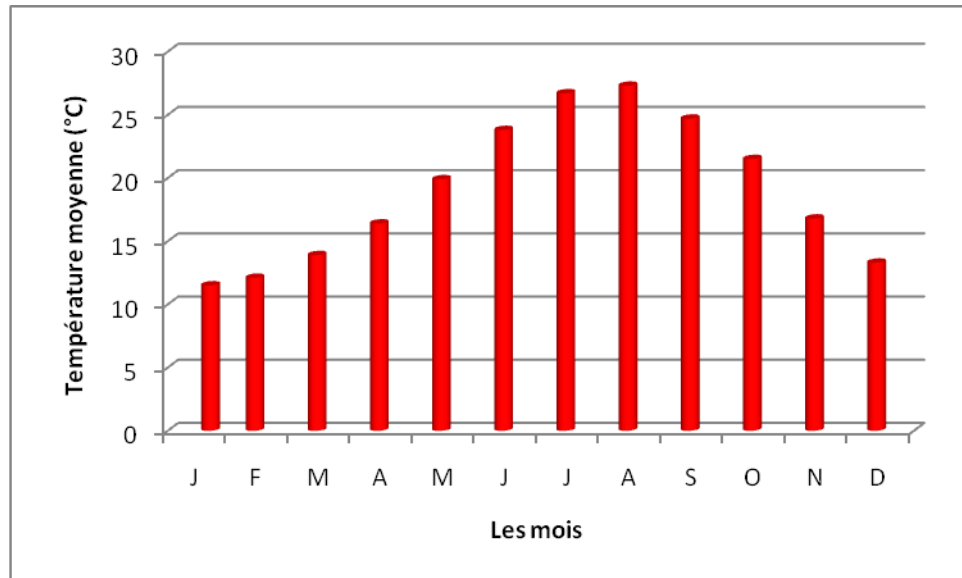


Figure 21: Températures moyennes mensuelles de la zone d'étude
(Période 1988-2018)

D'après le tableau 13, il apparaît que le mois le plus froid est janvier avec une température moyenne de 11,50 °C et le mois le plus chauds est août avec une température moyenne de 32,50 °C.

Durant la période considérée, les températures moyennes annuelles maximales, moyennes minimales et les moyennes des températures annuelles ont été respectivement : 22,10 °C, 14°C et 17,10°C.

1.1.4.2. Précipitations

Elles constituent un facteur écologique d'importance fondamentale, non seulement pour le fonctionnement et la répartition des écosystèmes terrestres, mais aussi pour certains écosystèmes limniques, tels que les mares, les lacs temporaires et les lagunes saumâtres soumises à des périodes d'assèchement (RAMADE, 2003).

La chute des pluies dans la région est en général, en Algérie est déterminée par la situation géographique, par la topographie et notamment la direction des axes montagneux par rapport à la mer et l'altitude. Cela conduit à une irrégularité des précipitations à travers toute la région : augmentation des pluies en altitudes, diminution de leur taux du Nord vers le Sud (GUERFI, 2019).

Selon SELTZER (1946), trois types de précipitations caractérisent le climat de la région :

- La pluie présente un régime typiquement méditerranéen, avec une saison humide de novembre à avril, où le bilan hydrique est positif et une saison sèche de mai à octobre où le même bilan est négatif.
- La neige, dont l'apparition se fait au mois de janvier et février sur les sommets et qui peut descendre jusqu'à 700 mètres d'altitude. En raison de son caractère irrégulier et surtout peu déterminant par les processus généraux de répartition des organismes dans la région, nous n'en tiendrons pas compte.
- La nébulosité, dont la proximité de la mer, l'importance des zones humides et une température atmosphérique moyenne élevée, favorisent sa présence et son maintien à des taux élevés. Son rôle est surtout important durant la saison sèche car elle atténue quelque peu les conditions de déficit hydrique.

Les données portant sur les précipitations mensuelles enregistrées durant la période (1988-2018) sont consignées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 14: Précipitations moyennes mensuelles pour la période 1988-2018
(Station météorologique du Lac des oiseaux)

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Année
P (mm)	79,20	78,10	70,00	69,50	48,40	14,30	1,90	12,20	40,20	66,90	106,60	100,00	723,0

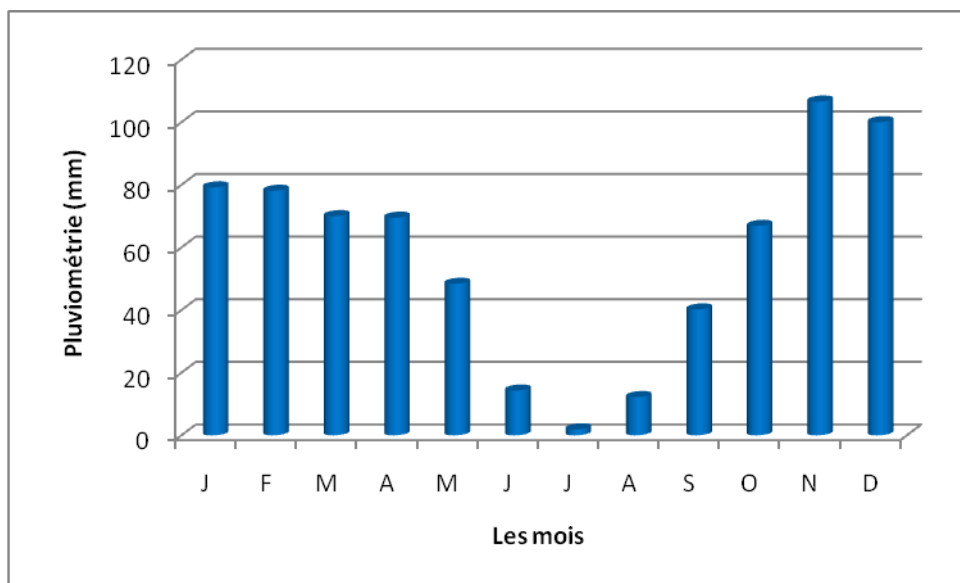


Figure 22 : Précipitations moyennes mensuelles de la zone d'étude
(Période : 1988-2018)

L'analyse du tableau 14 montre que la pluie présente un régime typiquement méditerranéen, avec une saison humide de septembre à avril où le bilan hydrique est positif, et une saison sèche de mai à août où le même bilan est négatif. Ainsi, les précipitations moyennes maximales sont enregistrées durant le mois de novembre avec 106,6 mm et le moyennes minimales au cours de Juillet avec 1,90 mm. Le total annuel des précipitations est égal à 723 mm.

1.1.4.3. Hygrométrie

L'humidité relative est la quantité de vapeur d'eau contenue dans l'air par rapport à la quantité maximale de vapeur d'eau que cet air peut contenir à température et pression constantes où elle s'exprime en pourcentage. Cette humidité relative présente un intérêt pour la végétation et autre lorsque les conditions hygrométriques sont défavorables pour les organismes vivants.

Dans la région d'El Kala, le degré d'hygrométrie est très élevé tout au long de l'année et il est presque constant durant toute l'année. Ceci est dû principalement à l'action modératrice de la mer et des plans d'eau ainsi que la richesse de la région en écosystèmes forestiers qui contribuent au maintien d'une hygrométrie élevée en été réduisant la durée et l'intensité de la sécheresse estivale (GHERIB, 2018 ; DJAMAI, 2020).

Durant la période (1988-2018), il a été enregistré une humidité moyenne annuelle de 76,3 %. Les valeurs moyennes mensuelles les plus élevées ont été relevées pendant les deux mois de décembre et janvier avec respectivement : 80,4 % et 79,8 % (Tab. 15).

Tableau 15: Hygrométrie mensuelle de la période 1988-2018

(Station météorologique du lac des oiseaux)

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Année
H. (%)	79,8	79,6	77,4	77,2	76,2	71,9	73,2	73,1	75,3	76,3	75,6	80,4	76,3

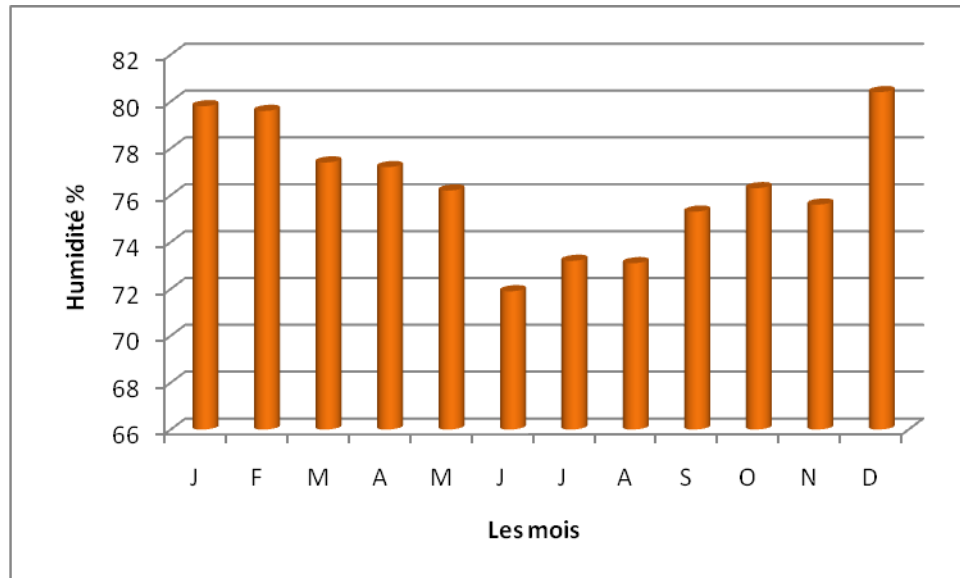


Figure 23: Humidité moyenne mensuelle de la zone d'étude
(Période 1988-2018)

Selon DE BELAIR (1990), ce facteur est désigné comme précipitation occulte. La proximité de la mer et les étendues de zones humides en sont les principaux responsables. Durant une partie de la saison sèche, ce facteur est certainement favorable au maintien d'une végétation éprouvée par un important déficit hydrique.

1.1.4.4. Vent

Dans notre région les vents sont généralement faibles ou modérés, ceci explique la présence d'une barrière naturelle constituée par les chaînes de montagnes littorales intérieures qui limitent la force du vent dominant Nord-est. Les vents sont caractérisés par deux régimes ; le vent du Nord-est est assez fréquent mais de faible force pendant la saison chaude, ce qui assèche l'atmosphère et favorise avec les températures élevées, les incendies de forêt et le vent du Nord-ouest souffle avec régularité pendant la saison froide (DJAMAI, 2020).

1.1.4.5. Synthèse climatique

La synthèse climatique consiste, pour une station donnée, à déterminer les périodes sèches et humides par l'intermédiaire du diagramme ombrothermique de Gaussen ainsi que le positionnement de cette station dans le Climagramme d'Emberger pour repérer son étage bioclimatique (DJAMAI, 2020).

Diagramme ombrothermique de Gaussen

Le diagramme ombrothermique de Gaussen permet de définir les mois secs (MUTIN, 1977). Le climat est sec quand la courbe des températures descend au-dessous de celle des précipitations. Il est humide dans le cas contraire (GHERIB, 2018)

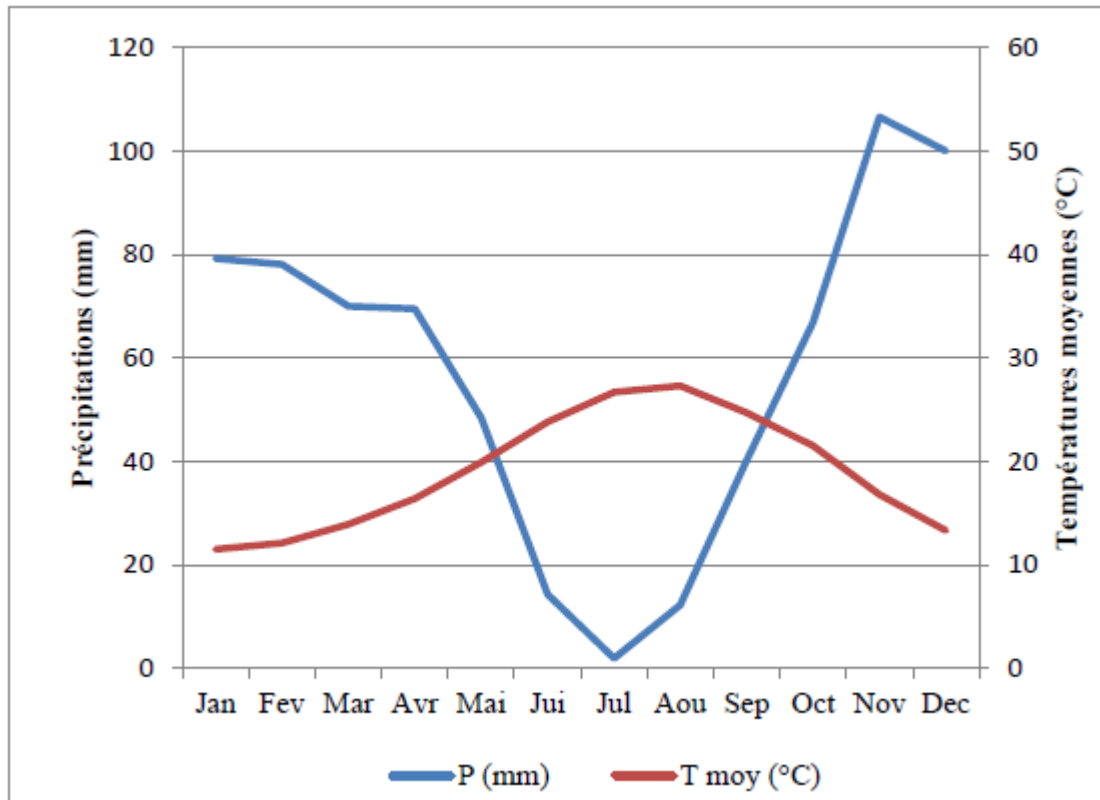


Figure 24: Diagramme pluviométrique de GAUSSEN de la région pour la période de 20 ans (1988-2018)

Climagramme d'Emberger

Le quotient pluviométrique d'Emberger (Q2), est un indice climatique qui traduit la vérité du climat méditerranéen suivant un gradient du Nord au Sud (EMBERGER, 1955). Il tient compte des précipitations et des températures. Il permet de délimiter les étages bioclimatiques et de situer une station dans l'un des étages d'Emberger et ce, grâce au quotient pluviométrique, qui est une expression synthétique utilisable du climat méditerranéen et calculée par l'utilisation de la moyenne de la température minimale du mois le plus froid (m), la moyenne de la température maximale du mois le plus chaud (M) et de la pluviométrie annuelle (P) (DJAMAI, 2020).

Le quotient pluviométrique d'Emberger est déterminé selon la formule suivante (STEWART, 1969).

$$Q_2 = 3,43 \left(\frac{P}{(M-m)} \right)$$

Q₂ : quotient pluviométrique d'Emberger.

P : exprime les précipitations moyennes annuelles (mm).

M : la moyenne des températures maximales du mois le plus chaud, exprimée en °C.

m : la moyenne des températures minimales du mois le plus froid, exprimée en °C.

Les résultats du calcul de ce quotient en fonction des valeurs thermiques et pluviométrique de la station sont indiqués dans le tableau ci-dessous.

Tableau 16: Valeurs du quotient pluviométrique d'Emberger de la région d'étude (période 1988-2018) (Station météorologique du Lac des Oiseaux).

Station	P (mm)	m (°C)	M (°C)	Q2	Etage bioclimatique
Lac des oiseaux	723,00	7,20	32,50	98,80	Sub-humide à hiver doux

D'après les données climatiques recueillies et le résultat des calculs effectués (Fig. 25), il apparaît que la station d'étude se situe dans l'étage bioclimatique sub-humide à hiver doux.

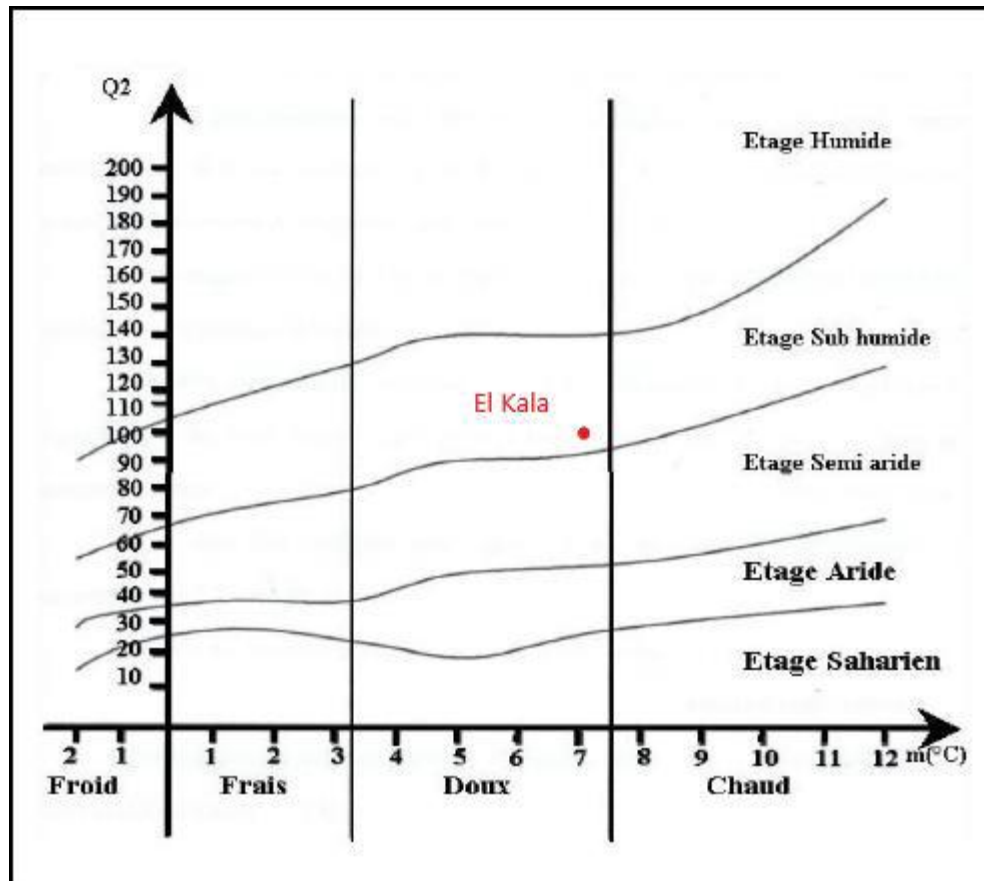


Figure 25: Etage bioclimatique de la région d'étude selon le climagramme d'Emberger

1.1.5. Caractéristiques écologiques

1.1.5.1 . Flore

La végétation du Lac Tonga et de son bassin versant sont assez diversifiées. ABBACI (1999) dénombre 309 espèces réparties en 71 familles, la majorité de ces espèces appartient au sous embranchement des Angiospermes qui regroupe à lui seul 293 espèces distribuées en 64 familles. Cette végétation peut être subdivisée en deux catégories : la végétation aquatique et la végétation forestière, en lui ajoutant en toute évidence, le tapis végétal qui couvre les prairies qui bordent le lac (GHERIB, 2018).

Le plan d'eau est occupé par une végétation aquatique très riche et très variable selon les saisons et la situation géographique. En effet, le lac présente une physionomie dominée par la présence des Scirpes *Scirpus lacustris*, des Phragmites *Typha angustifolia*, de Nénuphar blanc *Nymphaea alba*, et d'Iris jaune *Iris pseudacorus* (KADID, 1989). Cette grande formation végétale couvre l'équivalent de 1430 hectares soit 65 % de la surface totale du lac (ABBACI, 1999). La surface est recouverte à 90 % par cette végétation aquatique subdivisée en 14

groupements dont dix associations. 82 espèces végétales ont été recensées et appartiennent à 31 familles botaniques, dont 32 d'entre elles (39% de l'ensemble) sont classées d'assez rares à rarissimes comme *Marsilea diffusa*, *Nymphaea alba*, *Utricularia exoleta* (KADID, 1989 ; KADID *et al.*, 2007 ; GHERIB, 2018).

1.1.5.2. Faune

La mosaïque des écosystèmes du Lac Tonga et son bassin versant, constitue un habitat remarquable et un biotope favorable à l'installation ou la transition d'une faune riche et diversifiée.

L'étude de l'avifaune du Tonga réalisée entre 1996 et 1998 a reconfirmé une fois de plus la place et l'importance de ce site pour l'hivernage et la reproduction d'un grand nombre d'espèces d'oiseaux d'eau. Une richesse spécifique totale de 64 y a été recensée (LAZLI, 2011).

Ce lac est considéré comme un important site d'hivernage et de nidification pour de nombreuses espèces d'oiseaux d'eau, parmi-elles des espèces protégées ou en recul dans leur aire de distribution, telles que l'Érismatures à tête blanche *Oxyura leucocephala*, la Sarcelle marbrée *Marmaronetta angustirostris*, le Fuligule nyroca *Aythya nyroca*. Plusieurs espèces migratrices y sont aussi observées comme l'Oie cendrée *Anser anser*, la Grue cendrée *Grus grus*, Le Tadorne de Belon *Tadorna tadorna*... (LAZLI, 2011 ; GHERIB, 2018 ; MECIF *et al.*, 2020).

Les mammifères du bassin versant du Lac Tonga, sont représentés par 37 espèces dont certaines sont rares comme : la Loutre *Lutra lutra*, espèce rare et menacée d'extinction, confinée au Tonga et qui reste tributaire de l'intégrité de son biotope (GHALMI, 1997) ; le Cerf de Barbarie *Cervus elaphus barbarus*, seul grand mammifère endémique du Maghreb tellien. En Algérie, il se trouve au Nord de la région frontalière algéro-tunisienne et occupe donc toute la subéraie, la pineraie et la cocciferaie du bassin versant du Lac Tonga et sa présence à l'intérieur des frontières algériennes est fortement liée à la présence d'eau, sachant qu'en période de sécheresse ce lac reste l'unique point d'eau des deux côtés de la frontière. Le Caracal est le plus grand Félinidé d'Afrique du Nord, grand prédateur, très rare, sa survie est conditionnée par la disponibilité de territoires forestiers de grande taille (GHERIB, 2018).

22 espèces d'odonates appartenant à quatre familles taxonomiques: Lestidae, Coenagrillonidae, Aeshnidae et Libellulidae ont été remarquées au Lac Tonga (SAOUECHE, 1993).

De plus, plusieurs espèces de reptiles et d'amphibiens vivent dans son bassin versant: la Cistude d'Europe *Emys orbicularis*, l'Émyde lépreuse *Mauremys leprosa*, la Grenouille verte *Rana saharica*, le Discoglosse peint *Discoglossus pictus*, le Crapaud de Mauritanie *Bufo mauritanicus*, le Triton de poiret *Pleurodeles poireti*, le Psammodrome algérien *Psammodromus algericus*, le Scinque ocellé *Chalcides ocellatus*, le Lézard ocellé *Lacerta pater*, la Couleuvre vipérine *Natrix maura* et la Tortue mauresque *Testudo graeca* (ROUAG, 1993).

Concernant l'ichtyofaune, trois espèces y ont été recensées: le Barbeau *Barbus callensis*, l'Anguille *Anguilla anguilla*, la Gambusie *Gambusia affinis*. L'anguille est l'espèce migratrice par excellence, qui peuple les eaux du Lac Tonga et ses principaux cours d'eau (GHERIB, 2018).

1.1.6. Caractères socio-économiques

Sur le plan socio-économique, le Parc National d'El Kala, connaît une forte pression anthropique où l'agriculture, l'élevage, la pêche et le tourisme représentent les principales activités économiques. Ces activités, anarchiques et sans contrôles, contribuent à la dégradation de ce milieu naturel. Les activités agricoles, principalement les cultures maraîchères et fourragères, sont pratiquées à proximité des sources et des zones humides (GHERZOULI, 2013).

1.1.6.1. Population du bassin versant du Lac Tonga

L'aménagement du Lac Tonga doit être évidemment intégré et prendre en compte les activités humaines des riverains qu'ils réalisent par l'intermédiaire de la chasse, élevage et l'agriculture. Ces activités agissent directement ou indirectement et à degrés divers sur la structure, le fonctionnement et la délimitation du lac (BOUCHERIT, 2014).

Durant la période (1985-1995), l'ouverture de routes, l'électrification rurale qui a atteint une couverture des besoins proche de 100%, la disponibilité de l'eau potable et le rapprochement des structures de santé et d'éducation. Une concentration des populations dans les chefs lieux des communes d'El-Kala dont 1% seulement de sa population vit sur le territoire du bassin versant du Lac Tonga et la commune de Ramel El Souk. Son bassin

hydrographique est limité entre quatre communes El Kala, Oum Teboul, Ramel Souk et El Aioun (RAACHI, 2007).

Selon le dernier calcul d'habitants en 2002, la population a été estimée à 17 460 habitants, alors qu'à la fin 2020 elle était de 55 263 habitants (Tab. 17).

Tableau 17: Population, superficie et densité de la population dans les quatre communes (DPAT, 2020)

Communes	Nombre habitants	Superficies	Densité
El Kala	33 926	296,29	115
El Aioun	6 398	47,26	135
Souarekh	9 718	84,92	114
Ramel Souk	5 221	51,27	102
Total	55 263	479,74	466

1.1.6.2. Agriculture

La région d'étude est incontestablement à vocation agricole, c'est le secteur le plus pourvoyeur d'emplois permanents et saisonniers. Les terrains constituant du fait de sa diversité bio-pédo-climatique, sont fertiles et contiennent un sol de bonne qualité à cultiver (SAADALI, 2016).

Depuis quelques années, le désenclavement des ruraux par un réseau routier de plus en plus dense favorise les échanges et donc les approvisionnements en semence, engrais et, de manière plus préoccupante pour l'évolution des milieux, en tracteur. Ces derniers en s'attaquant aux terres et notamment les dunes, font rapidement disparaître l'humus et n'ouvrent la voie qu'à de maigres rendements. Seule l'arachide, sur les piémonts, donne des rendements économiquement intéressants, elle laisse le sol nu pendant l'hiver. La surface agricole utilisée (S.A.U.) représente 3 145 ha (Tab. 18).

Les cultures sont nettement dominées par les légumes (19,43 % de la S.A.U) et l'olivier (15 % de la S.A.U) (DSA d' El Tarf, 2020), pratiquées aux abords des sources d'eau facilement accessibles comme les oueds, les lacs, fonda, excavations qui mettent à nu la nappe phréatique proche de la surface.

Tableau 18: Pourcentages des terres cultivées par communes (DSA, 2020)

Communes	Superficie des terres agricoles (ha) S. A. T	Superficie Productive (ha) S. A. U	Superficie irrigué (ha)	% de terres utilisées (ha)
El Kala	1 500	1 040	173	33,08 %
Souarekh	900	560	87.75	17,80 %
Ramel Souk	1 200	800	46	25,45 %
El Aioun	1 200	745	34.81	23,67 %

S. A. T: surface agricole totale

S. A. U: surface agricole utilisée

Les pompages illicites d'eau pour l'irrigation sont par contre pratiqués à partir des lacs, des émissaires et les oueds. A noter à cet effet que les conséquences du pompage peuvent porter à terme préjudice aux lacs et aux quelques dépressions reliques très fragile des oueds (SARRI, 2017)

La céréaliculture est pratiquée sur les piémonts où les programmes de développement suggèrent plutôt aux agriculteurs d'opter pour l'arboriculture qui pour l'instant se limite, à quelques parcelles (Tab. 19).

Tableau 19: Spéculations agricoles par commune (DSA, 2020)

Communes	Arachides	Légumes	Céréales	Maraîchage	Arboriculture	Oliviers	Agrumes
El Kala	80	210	10	/	35	80	/
El Aioun	/	117	33	36	13	87	2.25
Souarekh	60	166	06	17	27,5	179	3.25
Ramel Souk	10	118	115	32	23	126	08
Total	150	611	164	85	98,5	472	13.5

L'agriculture telle que pratiquée, mais encore telle qu'elle est envisagée dans les programmes de développement, exige une forte utilisation d'eau d'irrigation. La part de celle-ci est mal connue parce qu'elle échappe à tout contrôle, et est puisée anarchiquement et illicitement dans les cours d'eau qui sont souvent carrément détournés, dans le lac. La jachère généralement associée à l'élevage devient également une pratique courante qui prend de l'extension au niveau des forêts (vides labourables) des plaines et dépressions dunaires (aulnaies, oueds et lac) (RAACHI, 2007).

1.1.6.3. Élevage et pastoralisme

Les systèmes d'élevage qui sont pratiqués dans la région d'El Kala ont une importance considérable pour l'économie rurale. Les 35% de la population totale, y compris des citadins dépendent d'un soutien de famille dont la principale source de revenus est l'élevage. Dans les zones essentiellement rurales, cette proportion passe à 50% et atteint 80% dans des régions comme Ramel Souk (RAACHI, 2007).

Le troupeau existant sur le territoire du bassin versant du Lac Tonga s'élève à 22 610 têtes (bovines, ovines et caprines), ce qui explique les effets négatifs sur les massifs forestiers et les zones humides, et distinctement les ripisylves et aulnaies où le potentiel fourrager offert est énorme (Tab. 20).

Tableau 20: Effectifs de bovins, ovins et caprins à l'échelle du bassin versant du Lac Tonga (DSA, 2020)

Communes	Bovins	Ovins	Caprins
El Kala	3 250	1 850	780
Layoune	2 100	2 400	2 300
Souarekh	2 500	1 800	1 050
Ramel Souk	1 900	1 500	1 180
Total	9 750	7 550	5 310

En été, avec l'assèchement d'une partie du lac, une grande surface des prairies et des roselières se libère surtout sur le côté de la rive orientale : mais cela ne suffit pas à nourrir la totalité des vaches qui tentent alors d'entrer dans le lac à des profondeurs importantes, et comme un résultat à cet effet une biomasse importante de végétations aquatique est prélevée

menaçant ainsi la destruction et même la disparition graduelle de la végétation (BOUCHERIT, 2014).

Dans la partie des terres basses, les plaines et autour du lac, l'élevage est complémentaire aux cultures, le troupeau est généralement constitué d'une douzaine ou une vingtaine de bovins qu'accompagnent fréquemment un nombre équivalent d'ovins ou de caprins et qui ne sont pas systématiquement destinés à la vente (RAACHI, 2007).

1.1.6.4. Développement forestier

Les formations forestières occupent une superficie de 10 354 ha, soit 63 % de la superficie totale. Elles sont favorisées par les fortes pentes du bassin versant. Les forêts denses se localisent sur le versant de djebel Haddada, kef El Hammam et une partie de kef Oum Teboul où elles occupent une superficie de 3 982 ha, soit 38,5% de la superficie totale des formations forestières, et 24% de la surface totale du bassin versant.

Les forêts claires de Chêne liège (*Quercus suber*) occupent 1 456 ha sur les versants Est du Djebel Zouaïa d'El Kala soit 14%. Cette espèce tend à disparaître pour avoir subi les effets d'une succession d'incendies. Seules quelques reliques persistent. Elle est supplantée par le Pin d'Alep (*Pinus halepensis*). Les maquis occupent une aire de 4 677 ha, avec 4 596 ha de maquis dense et seulement 81 ha de maquis clair, soit 28% de la superficie totale du bassin versant.

La couverture forestière est en régression avec disparition de l'espèce dominante, le Chêne liège. Elle est remplacée par une végétation basse essentiellement des maquis avec localement des reliques de Chêne liège de Pin d'Alep (BENDJAMA, 2014).

Tableau 21: Superficie du couvert végétal dans le bassin versant du Lac Tonga (DPAT, 2020)

Communes	Couverture végétale	Forêts
El Kala	21 711	
Souarekh	7 162	
Ramel Souk	3 283	Chênes, hêtres et Pin maritime....
El Aioun	3 250	
Total	35 406	

1.1.6.5. Chasse et braconnage

Les Oies et les Canards sont les gibiers d'eau les plus recherchés par les chasseurs. La saison de la chasse n'est jamais respectée surtout sur le côté Ouest du lac (Oued El-Hout) où la chasse des canards est presque tout le long de l'année et même en période de nidification. Les oiseaux d'eau juvéniles qui volent avec efforts et à faibles hauteurs sont victimes des chasseurs.

Les espèces les plus menacées sont l'Oie cendrée *Anser anser*, le Canard colvert *Anas platyrhynchos*, le Canard Chipecu *Anas strepera*, la Sarcelle d'hiver *Anas crecca*, le Fuligule milouin *Aythya ferina*.

Durant la période de nidification, certains riverains, surtout les enfants, s'adonnent au braconnage des œufs. Les parties Sud-ouest (Feid El-Alleig) et Sud-est (côté d'Oued El-Hout) abritent un grand nombre d'oiseaux (BOUCHERIT, 2014).

1.1.6.6. Pêche

Avec une frange marine qui s'étale sur 90 km de long, dont 40 km sont inclus dans le PNEK, des espaces lacustres, des oueds, des barrages, etc., cette activité qui a des effets appréciables tant au plan de loisirs qu'écologique, attire de nombreux pêcheurs des wilayas limitrophes. Une réglementation de cette activité a été mise en place ainsi que la création de postes de pêche sportive sur les rives de l'oued El Kebir et au bord des lacs Tonga, El Mellah et Oubeira.

Au Lac Tonga, un exploitant privé pêche et exporte l'anguille *Anguilla anguilla* L, activité qui a été dénoncée par le Parc et les associations de défense de la nature pour les énormes préjudices qu'elle cause à la faune aquatique et tout particulièrement les canards plongeurs et la loutre pour lesquels cette zone humide est un sanctuaire (BENTOUILI, 2007).

Autre espèces de poissons : Gambusies *Gambusia affinis*, Barbeau *Barbus callensis*... vivent également dans ces eaux riches en phytoplancton et zooplancton.

1.1.6.7. Tourisme

La vocation touristique de la wilaya d'El Tarf apparaît à travers la diversité de ses nombreuses et indéniables potentialités. Elle recèle des atouts certains et uniques en Algérie et rares à travers le monde. Le Parc dispose d'un potentiel touristique exceptionnel dans le pays

avec un littoral parsemé de sites balnéaires et de plusieurs sites d'un extrême : lacs, forêts et montagne. Cette diversité permet l'installation d'une gamme étendue de formules touristiques aussi bien sportives que culturelles à côté du tourisme de détente et de loisirs (BENTOUILI, 2007).

L'Arboretum de Tonga situé dans la partie nord du lac est un écosystème fragile qui sert de refuge à de nombreuses espèces animales : mammifères, amphibiens, reptiles et d'innombrables espèces d'oiseaux. Il joue un rôle significatif dans la protection du Lac Tonga où il assure un rôle fonctionnel important pour l'avifaune et en soustrayant la partie nord du lac au regard et au bruit du trafic routier de la RN44. Cette fonction est écologiquement indispensable pour assurer des conditions optimales de nidification dans la partie nord du lac.

Relativement anthropisé du côté ouest, de par la présence d'habitations, la fréquentation accrue par les campeurs et touristes en période estivale, il fait l'objet de dérangements multiples qui menacent la quiétude et la reproduction de nombreuses espèces qui sont fortement menacées telles que l'Érismature à tête blanche *Oxyura leucocephala* qui nichait dans cette partie du lac et a disparu depuis la fin des années quatre vingt dix pour laisser la place à d'autres espèces moins exigeantes et pouvant s'adapter à la présence et/ou aux activités anthropiques comme la Gallinule poule d'eau *Gallinula chloropus*, la Foulque macroule *Fulica atra*, etc. (GHERIB & LAZLI, 2017 ; GHERIB, 2018).

1.1.6.7. Industrie

L'industrie au sens propre du terme est pratiquement inexistante dans le PNEK et par extension dans toute la wilaya. La région a été ainsi préservée par les choix faits dans les années 70 de concentrer l'activité industrielle autour d'Annaba. La protection apportée par la création du Parc National au début des années 80 et l'opposition apparue localement contre une industrie de pâte à papier sur les bords du Lac Oubeira ont découragé les promoteurs de ces secteurs d'activité. Ce qui est considéré localement comme industrie se résume à quelques activités relèvent de la petite et moyenne entreprise (BENTOUILI, 2007 ; LAOUINI, 2012).

Les plus grosses sont une fabrique de menuiserie générale à El Tarf et une unité de fabrication de Siporex à Oum Teboul. A côté de cela, il faut compter une unité de fabrication de matériel sanitaire à El Kala. Des mesures incitatives pour drainer des investissements et des promoteurs privés sont restées sans succès. Les dossiers qui ont été présentés dans ce cadre visent particulièrement l'agro-alimentaire et le tourisme, activités qui aussi ont

l'inconvénient d'être consommatrices d'eau et productrices des rejets polluants (BENTOUILI, 2007). Sans oublier l'unité de fabrication de pipes, qui est l'exemple type de la valorisation des souches de bruyère récoltées des subéraies limitrophes (LAOUINI, 2012).

1.1.6.8. Réseau routier

La route représente le facteur efficace dans le développement socio- économique. Une voie terrestre, la route est un outil de communication précieux car elle facilite le déplacement des personnes et des marchandises et permet la connexion et l'accessibilité entre les agglomérations à courte durée.

Le PNEK possède actuellement un réseau routier varié (Fig. 26). On parle de routes nationales, des chemins de wilayas, des routes communales, des pistes non revêtues et un tronçon de l'autoroute Est- Ouest qui est en cours de construction. Le trafic routier s'amplifie avec le temps. Vue sa situation géographique comme une région frontalière avec la Tunisie, le parc est une région touristique et ses villes se dispersaient dans plusieurs endroits et qui nécessite de créer des routes (SAADALI, 2016).

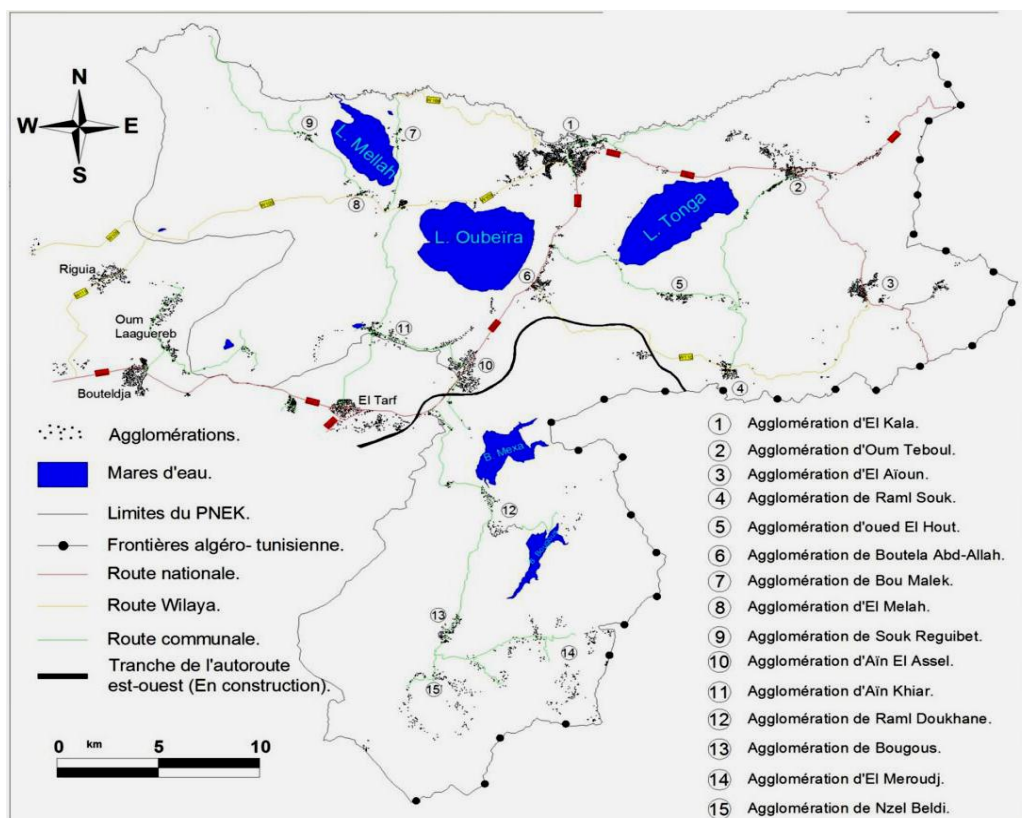


Figure 26: Répartition des agglomérations sédentaires dans la région du PNEK et les principales routes existantes (SAADALI, 2016)

1.1.6.9. Mines et carrières

La géologie régionale favorise l'exploitation des roches pour les matériaux de construction. L'extraction de sable, grès et argile a entraîné l'ouverture de nombreuses carrières et sablières de façon très anarchique. Dans la zone sud du PNEK, la réalisation d'un réseau de voies de communication s'est effectuée à partir de matériaux argileux prélevés sur place et qui a donné une multitude de carrières. On compte une dizaine de sablières autorisées ou non autour d'El Kala et dont les prélèvements ont été estimés à 200 000 tonnes/an. Les carrières ouvertes dans le bassin versant du Lac Mellah ont considérablement affecté le caractère sauvage et vierge du paysage (LAOUINI, 2012).

Il existe une seule mine de la région lacustre, située à Oum Teboul. C'est une mine de blende, de la galène, de baryte et pyrite de cuivre, désinfectée depuis une vingtaine d'années, mais qui continue de polluer l'environnement avec des rejets d'eaux de ruissellement et de lessivage chargées d'oxydes (BENTOUILI, 2007).

1.1.6.10. Artisanat et autre activités traditionnelles

Les activités artisanales traditionnelles connues dans la région sont représentées par la poterie au niveau de la commune d'Oum Teboul et El Aïoun, la vannerie au niveau de la commune d'El Kala. La production de ces activités artisanales en ustensiles, chapeaux, couffins, nattes, est destinée beaucoup plus à l'utilisation personnelle. La vente de ces produits reste occasionnelle (RAACHI, 2007).

Malgré la richesse de la région d'El Kala en ressources naturelles (Corail, Bruyère, Doum, Jonc, Roseaux, plantes médicinales, plantes aromatiques, plantes à huiles essentielles...), susceptible de générer un nombre non négligeable d'activités économiques au profit de la population locale, les activités artisanales traditionnelles restent peu développées, celles-ci se résument à la fabrication de pipes, de petits bijoux de corail, la vannerie, l'extraction des huiles « lentisque et olive », la poterie et la l'utilisation de plantes aromatiques et médicinales pour les besoins personnels.

CHAPITRE III

Matériels & Méthodes

CHAPITRE III/ MATERIELS ET METHODES

Ce chapitre décrit la démarche méthodologique utilisée dans les travaux présentés. Dans un premier lieu, nous présentons les compartiments eau / sédiments étudiés (localisation des stations de prélèvement). La nature des prélèvements ainsi que les méthodes analytiques mises en œuvre sont présentées dans un deuxième lieu. Enfin, dans un dernier lieu, nous précisons les méthodes statistiques utilisées afin de traiter l'ensemble des résultats obtenus.

1. Le choix et localisation des stations d'échantillonnage

Afin d'évaluer la qualité des deux compartiments Eau / Sédiments du Lac Tonga, nous avons effectué des analyses sur la qualité des eaux et des sédiments de cet écosystème.

A cet effet, l'utilisation de plusieurs stations d'échantillonnage à travers le plan d'eau nous a permis de réaliser une caractérisation générale et une identification des secteurs où la qualité de l'eau et des sédiments est dissemblable (MEHANNED, 2014).

Afin de mener bien cette étude, huit stations ont été choisies, six stations en périphérie et deux au centre du lac. Ces stations ont été sélectionnées en fonction de leur accessibilité et de la proximité des rejets probables de polluants. Un codage a permis de simplifier le travail. Ainsi, chaque station est représentée par une lettre (S : pour station) et un chiffre (de 1 à 8, correspondant au numéro de la station).

Tableau 22: Localité des sites de prélèvements

Stations	Coordonnées géographiques	Raisons pour le choix de la station
S 1	N36°52,405' E008°31,973'	Cette station est la plus proche des anciennes mines de Kef Oum Teboul et leurs déchets miniers de la galène, elle a pour but de vérifier l'étendu de la pollution en amont de la mine
S 2	N36°52,845' E008°31,401'	Elle est située à proximité de l'axe routier (RN 44) très fréquenté tout au long de l'année et qui mène à la frontière algéro-tunisienne
S 3	N36°52,459' E008°29,543'	La proximité immédiate (Arboretum du Tonga) de cette station connaît un afflux touristique intensif tout au long de l'année et notamment en été, ce qui contribue à la propagation de différents types de déchets et conduit à la création des décharges non contrôlées
S 4	N36°51,084' E008°28,219'	Elle est caractérisée par l'existence des riverains et leurs rejets domestiques (eaux usées des collectivités urbaines ainsi que des petites terres cultivées : mechtat Tonga)
S 5	N36°50,142' E008°28,263'	Située non loin des terres utilisées par les riverains pour différentes activités agricoles et pompage des eaux pour l'irrigation
S 6	N36°49,536' E008°29,178'	C'est le siège de différentes activités domestiques et d'élevages
S 7	N36°52,551' E008°31,545'	Elle est située à proximité de l'embouchure du canal de la Messida. Cette partie du lac constitue le réceptacle de l'ensemble des rejets industriels, agricoles que les oueds d'El Eroug et d'El Hout charrient.
S 8	N36°50,987' E008°28,648'	C'est une zone de pêche traditionnelle

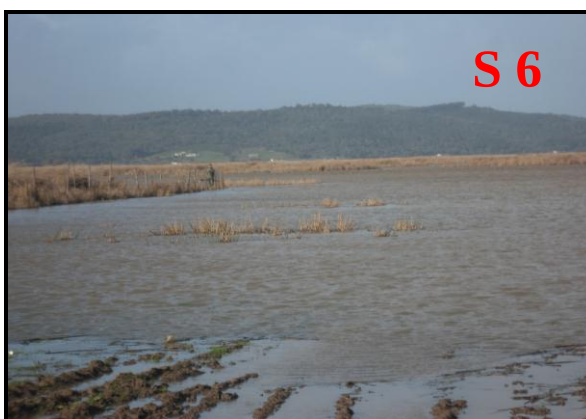


Photo 02 : les stations de prélèvement au niveau du lac Tonga (NAILI, 2017)

Les campagnes d'échantillonnage au niveau du lac se sont déroulées de décembre 2015 (période de crue) à août 2017 (période d'étiage), de façon à couvrir trois campagnes d'échantillonnage, nous avons effectué 3 prélèvements d'eau et de sédiment dans chaque station. Le repérage de la position géographique des points a été déterminé à l'aide d'un GPS Garmin Trex Vista H. Les sites de prélèvement de l'eau et des sédiments sont matérialisés sur la figure ci-dessous.

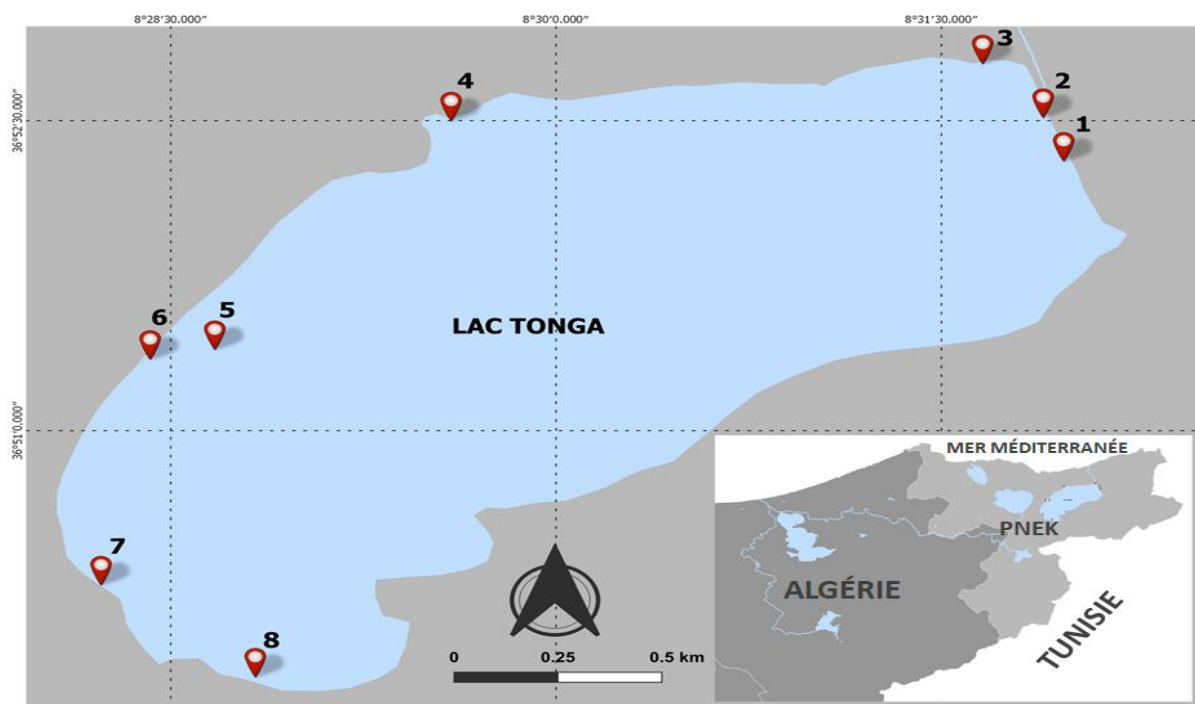


Figure 27: Localisation du site d'étude et des stations d'échantillonnage (NAILI *et al.*, 2021)

2. Prélèvement des échantillons d'eau

Tout d'abord, il faut nettoyer tout le matériel utilisé pour les échantillons d'eau et de sédiments destiné au dosage du plomb avant chaque sortie sur terrain, pour faire des prélèvements. Il est trempé et laissé séjourner pendant 24 heures dans de l'acide nitrique (HNO_3 5N). Il est ensuite rincé à l'eau pure (RODIER, 1984). Cette précaution est indispensable pour éviter toute contamination éventuelle des échantillons.

Un protocole de terrain regroupant tous les renseignements relatifs aux prélèvements sur terrain est régulièrement rempli, en prenant soin de noter toutes les remarques en prévision de l'interprétation.

2.1. Mode de prélèvement

L'eau a été prélevée dans des bouteilles en polyéthylène neuves. Les bouteilles ont été préalablement bien rincées à l'eau distillée et avant prélèvement, avec l'eau du site à échantillonner. Les prélèvements étaient faits à 25 cm de profondeur et les bouteilles remplies jusqu'au bord, en évitant l'introduction de bulles d'air. Les échantillons d'eau ont été ensuite transportés dans une glacière à 4 °C au laboratoire dans un délai ne dépassant pas 28 jours (AHOUDI *et al.*, 2015). Les échantillons sont acidifiés avec quelques gouttes d'acide nitrique jusqu'à pH 2 avant le dosage d'élément trace métallique (CHAGUER, 2013).

2.2. Caractérisation physico-chimique des échantillons

2.2.1. Prise des mesures sur terrain

Nous avons mesuré les paramètres physico-chimiques qui décrivent la qualité générale de la colonne d'eau tels que : température, pH, conductivité électrique, turbidité, oxygène dissous, TDS, salinité. Ces paramètres ont été mesurés in situ pour les huit stations d'étude à l'aide d'un multi- paramètre portatif de type Horiba U-50 Series Multiparameters, à une profondeur de 10 - 30 cm.

Avant de prendre des mesures, l'appareil doit être calibré; l'utilisation de ces appareils consiste à faire plonger la sonde dans l'eau et attendre quelques secondes la stabilisation de l'affichage sur l'écran, ensuite lire les résultats de la mesure sur l'écran avec son unité de mesure.

Les résultats affichés par l'appareil sont ensuite reportés sur des fiches préalablement préparées pour éviter que les résultats ne soient erronés, les sondes sont bien rincées à l'eau distillée puis tamponnées avec des papiers absorbants après chaque mesure et pour chaque échantillon (OUALI, 2018).



Photo 03 : Prélèvements des échantillons sur terrain (NAILI, 2017)

2.3. Analyse bactériologique

L'analyse bactériologique se fait dans le but de rechercher et de dénombrer les germes préjudiciables qui existeraient éventuellement dans les échantillons d'eau à analyser.

Il faut déclarer qu'un examen bactériologique ne peut être interpréter que s'il est effectué sur un échantillon correctement prélevé dans un récipient stérile, selon un mode opératoire précis pour éviter toutes les contaminations accidentelles, correctement transporté au laboratoire et analysé immédiatement ou après une courte durée de conservation dans des conditions adéquates.

En raison de la variété des espèces bactériennes, virales et parasitaire, des germes test pourront être utilisés pour déterminer l'aspect microbiologique de ces eaux. L'analyse de l'eau a été effectuée chaque mois en se basant sur la recherche les germes suivants :

- ✓ Coliformes totaux
- ✓ Coliformes fécaux
- ✓ Streptocoques fécaux
- ✓ *Salmonella*
- ✓ *Vibrio de cholerae*

2.3.1. Mode de prélèvement

Les flacons utilisés pour les analyses microbiologiques doivent assurer une protection complète contre tous types de contamination. Il est recommandé d'utiliser des flacons en verre de 500 ml. Avant l'usage, les flacons doivent être soigneusement lavés, puis rincés à l'eau distillée pour assurer qu'il ne reste aucune trace d'un éventuel détergent ou antiseptique. Les flacons en verre seront être stérilisés à la chaleur, soit dans un autoclave à 120 °C pendant une heure, soit dans un four Pasteur à 180 °C pendant une heure et demi (ALLOUNE & GOUADER, 2013).

Le prélèvement se fait en plongeant la bouteille, l'ouverture vers le bas jusqu'à 30 cm sous la surface de l'eau, puis en la remontant en exécutant un mouvement en « U ». Lorsque le prélèvement est effectué en eau peu profonde, il s'agit de nous rendre dans le courant principal pour ne pas échantillonner l'eau qui serait influencée par les rives, et donc en regardant vers l'amont ainsi qu'éviter la récolte des particules déposées en surface, de même que celles provenant des sédiments pour éviter de contaminer le prélèvement. Si la profondeur d'eau est trop importante pour permettre l'échantillonnage à gué, il faut échantillonner à partir d'une embarcation ou avec une perche à partir de la rive, et en respectant les mêmes précautions que pour l'échantillonnage (MDDEFP, 2013).

Les échantillons sont transportés dans une glacière à une température comprise entre 4 °C et 6 °C. Même dans ces conditions, l'analyse bactériologique doit débuter dans un délai maximal de huit heures, après le recueil de l'échantillon (ALLOUNE & GOUADER, 2013).

2.3.2. Analyses au laboratoire

La qualité bactériologique d'une eau est évaluée lors des contrôles analytiques réglementaires, en recherchant des bactéries, principalement des indicateurs de contamination fécale. La présence de ces bactéries dans l'eau a pour conséquence une pollution de ces eaux. Ces conséquences sont déterminées par un certain nombre de facteurs, y compris le consommateur en général, la virulence de microorganismes, le mode de transmission et la dose ingérée qui peuvent provoquer différents troubles (CHOUTIW, 2006; BEN CHABANE & HAMDI, 2018).

L'analyse bactériologique des échantillons d'eau a été réalisée au niveau des laboratoires de l'EPSP d'El Kala.

✚ Principe de la technique de la membrane filtrante

La technique de filtration membranaire est une méthode utilisée dans le but de concentrer les microorganismes présents dans 100 ml de volume à travers une membrane poreuse de diamètre 0,45 μm . Les bactéries piégées à la surface de cette membrane sont mises en culture sur un milieu gélosé donné et pendant une durée précise. Suite à l'incubation, comme dans le cas de la numération en milieu gélosé, on compte les colonies formées à la surface du filtre (Fig. 28) (TOURAB, 2013).

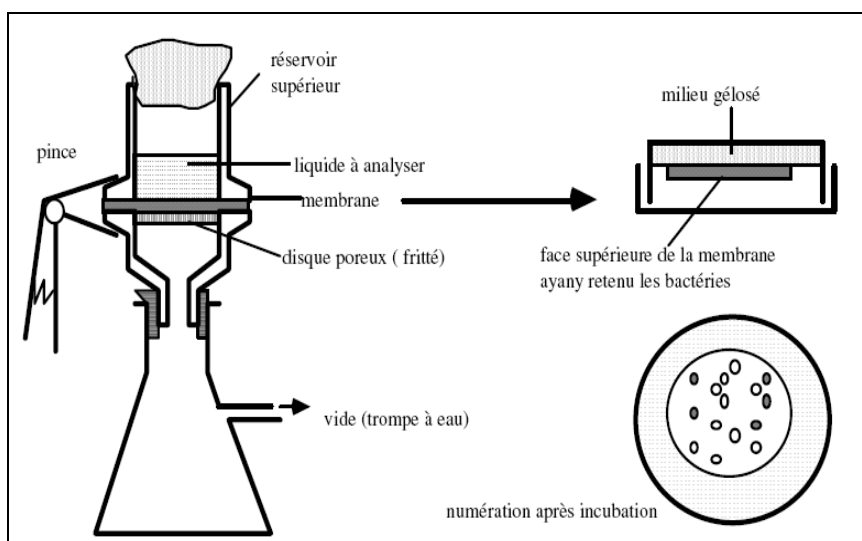


Figure 28: Schéma du principe de la technique de culture sur membrane (TOURAB, 2013)

2.3.2.1. Recherche et dénombrement des coliformes et coliformes thermo tolérants

Les coliformes sont des bacilles à Gram négatifs, aérobies ou anaérobies facultatif, non sporulés, ne possédant pas d'oxydase, capables de se multiplier en présence des sels biliaires et capables de fermenter le lactose avec production d'acides et de gaz en 24 à 48 heures à une température comprise entre 36 et 37 °C.

La presque totalité des espèces sont non pathogènes et ne représentent pas de risque direct pour la santé, à l'exception de certaines souches d'*Escherichia coli* ainsi que de rares bactéries pathogènes opportunistes.

Les coliformes fécaux, ou coliformes thermo-tolérants, sont un sous-groupe des coliformes totaux capables de fermenter le lactose à une température de 44 °C. L'espèce la plus fréquemment associée à ce groupe bactérien est *Escherichia coli*, dans une moindre mesure, certaines espèces des genres *Citrobacter*, *Enterobacter* et *klebsiella*. La bactérie *E.*

coli représente toutefois 80 à 90 % des coliformes fécaux détectés bien que la présence de ces derniers témoigne habituellement une contamination d'origine fécal.

Elle présente de façon spécifique dans le tractus intestinal des animaux à sang chaud, fortement excrétée dans les matières fécales (environ 107 par gramme de matière sèche chez les bovins) et semblant ne survivre que de façon transitoire dans l'environnement.

Les *Escherichia coli* sont des coliformes thermo-tolérants ayant la particularité de produire de l'indole à partir du tryptophane présent dans le milieu à une température comprise entre $42^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$.

2.3.2.2. Recherche et dénombrement des Streptocoques fécaux

Les entérocoques intestinaux ; les streptocoques fécaux ou streptocoques du groupe D de la classification de Lancefield, sont considérés d'une manière générale, comme étant des témoins de pollution fécale, du fait qu'ils ont tous un habitat fécal.

Plusieurs études épidémiologiques ont montré que c'était la concentration en entérocoques intestinaux qui était la mieux corrélée à l'apparition de maladies gastro-intestinales, chez les baigneurs fréquentant des plages aux eaux contaminées. Le fait que les entérocoques intestinaux survivent plus longtemps que les *E. coli* dans le milieu aquatique naturel peut constituer un avantage de ce groupe si l'on cherche à identifier une contamination fécale ancienne (TOUMI, 2016).

2.3.2.3. Recherche bactérienne et isolement des germes pathogènes

Salmonella

Les bactéries du genre *Salmonella* appartiennent à la famille des *Enterobacteriaceae*. Les caractères qui permettent d'identifier une *Salmonella* sont l'absence de fermentation du lactose. Les *Salmonella* sont particulièrement des parasites du tube digestif de l'homme et des animaux. Elles peuvent être disséminées dans le milieu extérieur par les excréta, mais ne s'y multiplient pas. Elles sont très répandues dans la nature, leur réservoir s'étend à tout le règne animal. Présentes dans l'intestin de l'homme et des animaux et représentent des variations importantes de pathogénicité en fonction de la nature de l'hôte. La contamination humaine se fait habituellement par l'ingestion d'eau ou d'aliments contaminés. C'est derniers sont le plus

souvent d'origine animale. La contamination des aliments peut aussi être d'origine humaine et liée à des manipulations par un personnel porteur de salmonelles.

Vibrio de cholerae

La bactérie se multiplie dans l'intestin de l'homme (malade ou porteur sain) ainsi que dans les eaux contaminées par les matières fécales. L'homme se contamine par voie orale à partir d'eaux ou d'aliments (poissons, coquillages), souillées par les selles des malades cholériques ou de porteurs sains. Il existe deux grands cycles de transmission :

Un cycle court où le vibron passe de main en main par contact direct ou indirect.

Un cycle long correspondant à la contamination des eaux de boisson et des aliments (BENGARNIA, 2016).

2.3.3. Dénombrement des bactéries

Il s'agit d'un dénombrement des diverses bactéries après une culture sur un milieu solide ou parfois sur milieu liquide.

Le principe de la culture sur un milieu solide est que chaque bactérie donne naissance à une colonie repérable macroscopiquement après incubation. L'unité est alors exprimée en UFC/volume, c'est-à-dire unité formant colonie par unité de volume. Par contre, la culture en milieu liquide consiste à estimer la présence ou l'absence des microorganismes. Ces analyses ont été réalisées selon les protocoles décrits par les normes ISO.

Tableau 23: Méthodes de dosage des indicateurs bactériologiques

Paramètre bactériologique	Méthode de dosage	Milieu de culture utilisé	Température d'incubation (°C)	Norme
Coliformes totaux (CT)	Filtration sur membrane	Gélose au Tergitol 7 et au TTC	37 °C	NF EN ISO 9308
Coliformes fécaux (CF)	Filtration sur membrane	Gélose au Tergitol 7 et au TTC	44 °C	NF EN ISO 9308
Streptocoques fécaux (SF)	Filtration sur membrane	Gélose de Slanetz et Bartely	37 °C	NF EN ISO 7899
<i>Echerichia coli</i> (EC)	Filtration sur membrane	Gélose Tryptone-Bile-Glucuronate	37 °C	NF EN ISO 9308
<i>Salmonella</i>	Filtration sur membrane	Gélose Hektoen	37 °C	ISO 19520
<i>Vibrio de cholerae</i>	Filtration sur membrane	Oxydase Agglutination	37 °C	ISO / TS 21872-1

- Test présomptif:

Méthode par filtration sur membrane.



Echantillon de 500 ml



Filtrer 100 ml



Membrane 0.45µm

Tergitol -7 - TTA

44°C ± 0.5°C/ 21h ± 3h jusqu'à 44H ± 4h.

-Test confirmatif:

Dénombrer les colonies typiques (Junes avec halo June) et les colonies Atypique (différentes couleurs et morphologies).

TSA

Isoler

36°C ± 2°C /21h ± 3h.

Verser sur papier filtré 2 à 3 gouttes du réactif à l'oxydase

Etaler une partie de la culture sur le papier filtré préparé.

Apparition d'une coloration bleu / violet Foncé dans les 30 secondes → réactif positive.

Considérer toutes les colonies ayant une réaction négative à l'oxydase comme étant des Bactéries coliforme

Nombre de colonies confirms

En UFC /100 ml.

Figure 29: Recherche et dénombrement des coliformes dans les eaux

- Test présomptif:

Méthode par filtration sur membrane



Echantillon de 500 ml



Filtrer 100 ml



Membrane 0.45µm



Tergitol -7 - TTA

44°C ±0.5°C/ 21h jusqu'à 44H ± 4h.

-Test confirmatif :



Dénombrer les colonies typiques (Junes avec halo June) et les colonies Atypique (différentes couleurs et morphologies).



Isolé

TSA

36°C ± 2°C /21h ± 3h.

Ensemencement sur eau peptonnée exempte d'indole.



44°C ± .05°C / 21h ± 3h

Réactif d'indole / Ajouter 0.2 à 0.3 réactif de kovacs dans les tubes d'eau peptonnée



Apparition d'une coloration rouge à la surface de l'eau peptonnée confirme la production de l'indole



présence de l'E. coli.

Figure 30: Recherche et dénombrement d'*Escherichia coli* dans l'eau

- Test présomptif:

Méthode par filtration sur membrane.

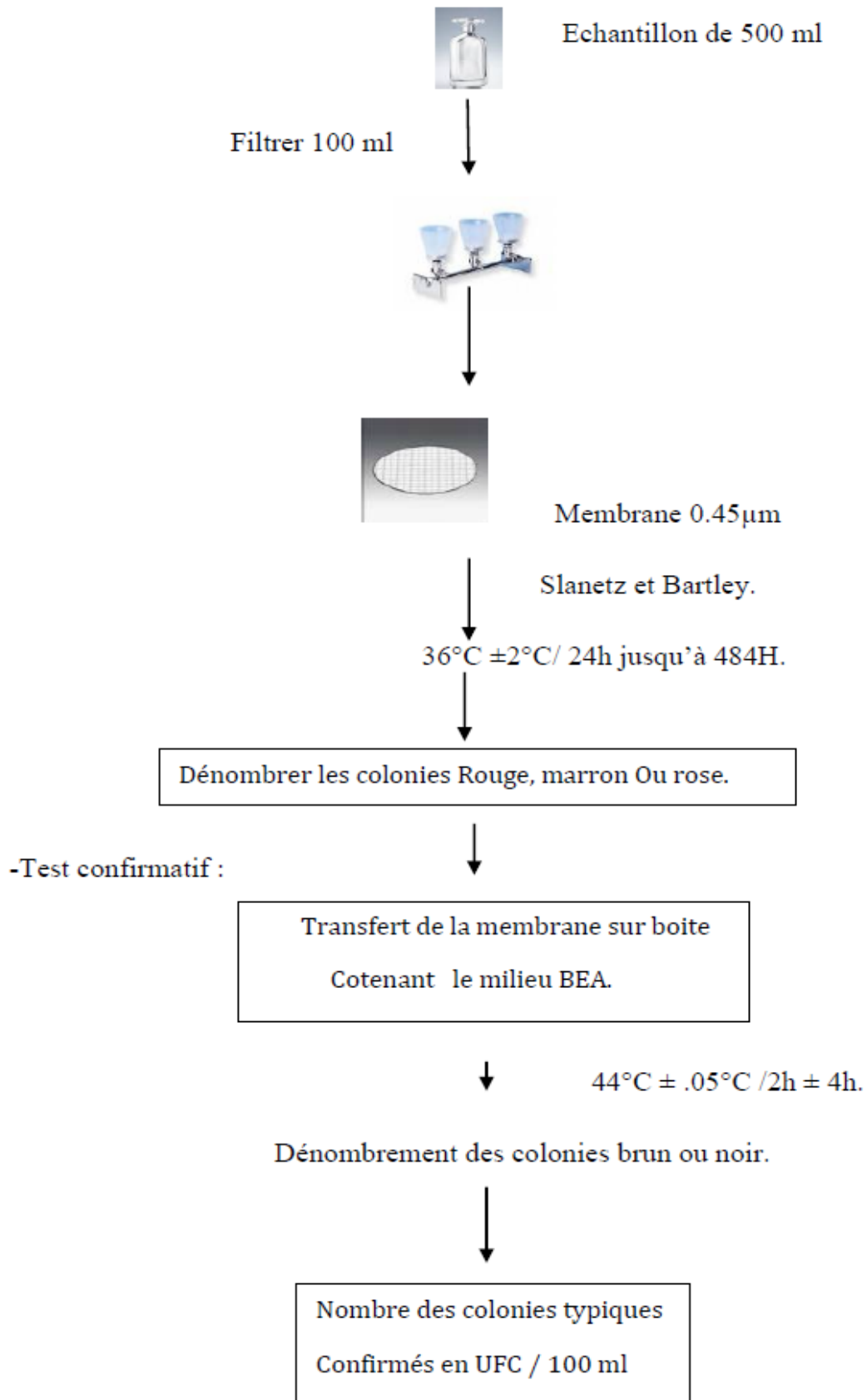


Figure 31: Rechercher et dénombrement des Streptocoques fécaux

2.4. Dosage les teneurs du plomb dans l'eau

Le plomb a été déterminé dans la phase dissoute. Pour cela, les échantillons d'eau, après acidification par l' HNO_3 jusqu'à un pH à 2 au moment du prélèvement, sont filtrés sur membrane filtrante de type SARTORIUS ayant une porosité de $0,45 \mu\text{m}$ à l'aide d'une pompe à vide et conservés dans des flacons en polyéthylène à 4°C jusqu'au dosage. A l'issue de la filtration, les teneurs du plomb sont dosés par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique (SAA) de type PERKIN ELMER 3110 (BELABED, 2010; MELGHIT, 2012 ; SAHLI, 2012).

Le dosage de plomb dans l'eau et les sédiments a été réalisé au niveau du laboratoire privé « *Horizon Lab.* » Annaba.

2.4.1. Contrôle de qualité

La validité des méthodes analytiques a été vérifiée par contrôle interne à l'aide d'échantillons standards (sea water : CASS-3, National Research Council Canada). Des échantillons d'eau de référence certifiée de différentes agences, ont été analysés pour vérifier l'exactitude de notre résultat (Tab. 24).

Tableau 24: Valeurs trouvées et certifiées provenant de l'Agence International de l'Energie Atomique (IAEA. 433)

Elément	Eau	
Pb ($\mu\text{g/g}$)	Valeur certifiée	Valeur trouvée
	0.0098 ± 0.0036	0.010 ± 0.002

2.4.2. Principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique (AAS)

La spectrométrie d'absorption atomique est une technique qui s'est largement développée au cours des dernières années mais le phénomène fondamental a été connu depuis très longtemps. L'absorption atomique est un processus qui se produit quand un atome appartenant à l'état fondamental passe à l'état excité par l'absorption d'une énergie, sous la forme d'un rayonnement électromagnétique, qui correspond à une longueur d'onde spécifique (NEDJAR, 2016)

Un spectrophotomètre d'absorption atomique se compose d'un système d'introduction d'échantillon, d'une source d'excitation, de brûleur à nébuliseur et à flamme, de découpeur, et de détecteur. Un atome d'un élément est capable d'absorber la légère énergie caractéristique de

cet élément. Le rayonnement est produit par une lampe creuse de cathode dont la cathode est faite pour la détermination de l'élément (Fig. 32).

Lorsque les photons traversent la flamme contenant des atomes de l'élément, ils sont absorbés. Le degré d'absorption est proportionnel à la concentration de l'élément dans la flamme. La différence mesurée entre l'intensité de la lumière passant autour de la flamme et de celle qui passe à travers la flamme définit l'absorption et peut être utilisée pour déterminer la concentration de l'élément dans la solution pulvérisée.

La sensibilité du spectrophotomètre est réglée sur l'émission Pb^{++} 340 nm pour avoir toute l'étendue de l'échelle avec la solution étalon et le zéro de l'eau distillée (AMIRAT, 2010).

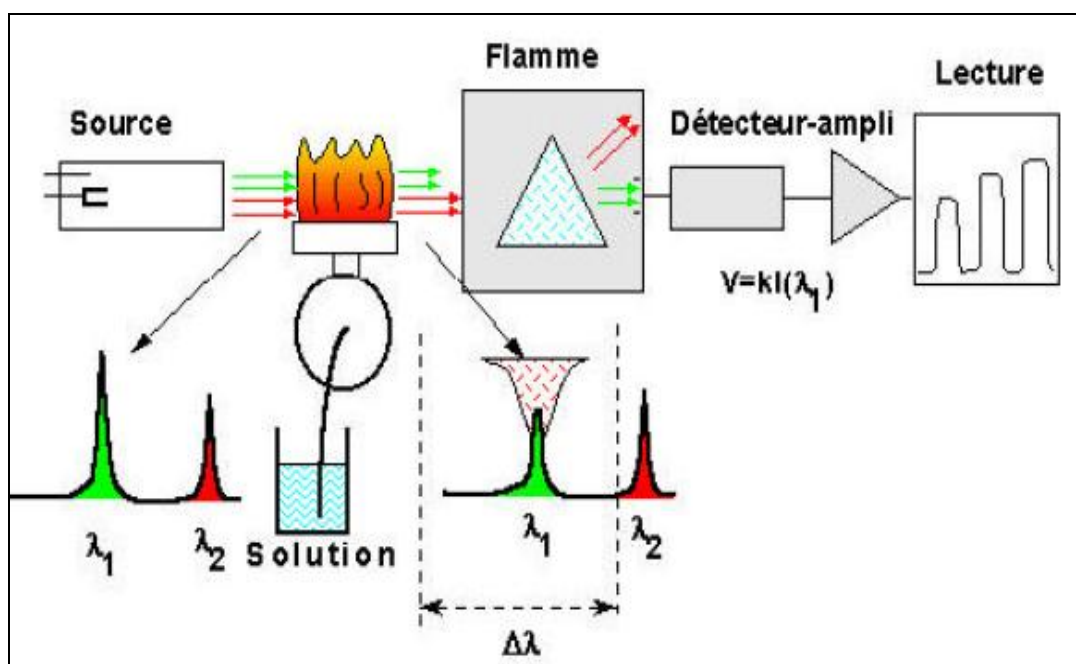


Figure 32: Schéma du principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique (KAYALTO, 2009)

3. Prélèvement des échantillons de sédiments

Au cours de cette étude, nous nous sommes essentiellement intéressés pour détecter une contamination métallique des sédiments traduisant une pollution récente ou ancienne.

3.1. Mode de prélèvement

Les échantillons de sédiments ont été prélevés au niveau des mêmes stations d'échantillonnage des eaux.

Généralement, les sédiments fins fraîchement déposés sur les berges des oueds, des lacs et les fonds marins, sont prélevés en raclant les premiers cm en surface à l'aide d'une cuillère en inox. Les échantillons de sédiments (300 à 500 g) sont collectés dans des pots en polyéthylène, en plusieurs endroits de la station dans le souci d'une meilleure représentativité. Dans certaines stations, il n'était pas toujours aisé de collecter une quantité satisfaisante de sédiments fins.

Les échantillons sont transportés en glacière puis conservés dans un réfrigérateur à une température de 4 °C jusqu'à leur traitement dans les 24 heures qui suivent AFNOR, 1986 (BELABED, 2010).

3.2. Préparation des échantillons de sédiment

Les échantillons prélevés sont préparés avant l'analyse, dans le but d'obtenir des échantillons représentatifs dans lesquels la concentration en polluants est aussi proche que celle présente dans les sédiments d'origine. C'est généralement l'opération la plus longue et celle qui génère le plus de sources d'erreur dans la chaîne analytique, et elle comprend les étapes suivantes :

- ✓ **Le séchage** : avec une température compatible avec les caractéristiques des composants recherchés. Pour les métaux, le séchage des échantillons de sédiments est le plus souvent réalisé dans une étuve à 105°C (NF ISO 11-164).
- ✓ **Le quartage** : il est basé sur l'homogénéisation des prélèvements et la sélection d'un échantillon représentatif.

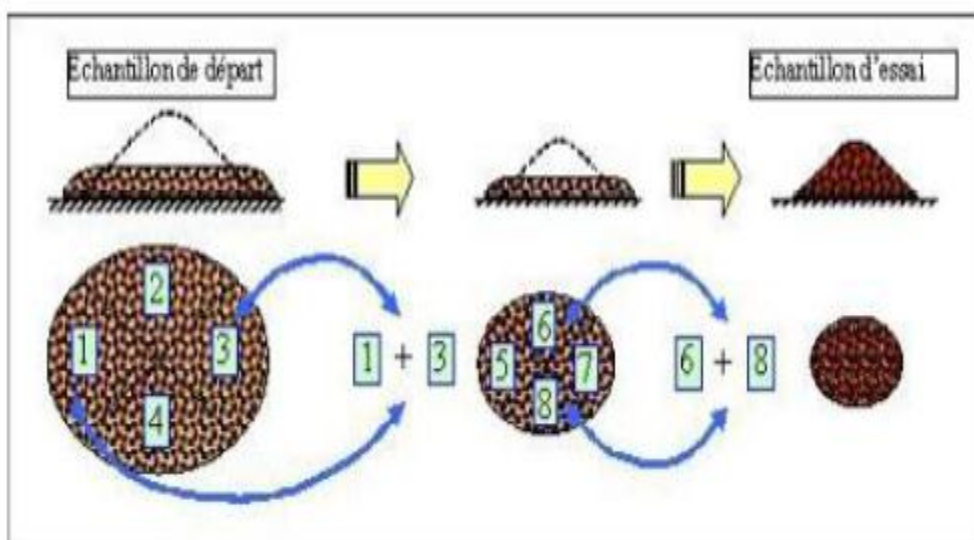


Figure 33: Dessin explicatif de la méthode de quartage par cône (BISSASSA, 2016)

- ✓ **Le tamisage** : se fait éventuellement pour éliminer les gros fragments solides qui ne sont habituellement pas considérés. La fraction conservée pour les analyses est généralement celle inférieure à 2 mm (NF X 31-101).
- ✓ **Le broyage** : les échantillons sont réduits en poudre fine de façon à favoriser la mise en solution des éléments à analyser, car les particules fines assurent l'augmentation de la surface spécifique du matériau.

Pour la plupart des analyses physico-chimiques effectuées, nous avons adopté les normes AFNOR sur la qualité des sols (AFNOR 1994). Les similitudes de composition et de caractéristiques physico-chimiques entre les sols et les sédiments ont motivé ce choix. Toutefois, plusieurs techniques de préparation des échantillons ont été mises en œuvre en parallèle des analyses dans le but de concilier entre représentativité et préservation des sédiments (BISSASSA, 2016).

3.3. Caractérisation physico-chimique des échantillons

La caractérisation physico-chimiques des sédiments a consisté à déterminer le pH, le potentiel redox, la conductivité, la matière organique, la capacité d'échange cationique, les teneurs de chlorures, sulfates, carbonates et enfin les oxydes de fer et Manganèse, ainsi que la granulométrie. Les méthodes et les normes de détermination de ces paramètres sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 25: Protocoles analytiques des sédiments

Type d'essai	Méthodes utilisées
Détermination du pH et potentiel redox	AFNOR : X 31-103
Conductivité électrique	ISO : 11265
Matière organique	Black and Walkley
La capacité d'échange cationique	Méthode Metson
Chlorures	Spectrophotométrie DIN EN ISO 15682-D31
Sulfates	ISO 11048:1995
Carbonates	Méthode volumétrique
Oxydes de Fer	Spectrophotomètre méthode à la formazine
Oxydes de Manganèse	Spectrophotométrie DIN 38 406-E2
Détermination de la granulométrie	NF X 11-501

3.3.1. Détermination du pH et du potentiel redox

Le pH est une variable essentielle dans notre étude car la mobilité et la spéciation des éléments chimiques peuvent être dépendantes du pH du milieu.

La mesure du pH est décrite par la norme NF X 31-103. Le principe de cette méthode est la mise d'une certaine masse de solide en équilibre ionique avec un volume donné d'eau déminéralisée. La norme consiste à peser 10 g de sédiment et d'ajouter 25 ml d'eau distillée dans un bêcher. Ensuite, la solution est agitée pendant 60 min par un agitateur magnétique dans une pièce où la température ambiante est de $20^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$. La suspension obtenue est laissée au repos pendant 2 h et le pH est mesuré avec un pH mètre (RAMAROSON, 2008 ; CHAGUER, 2013). Tandis que le potentiel redox est mesuré par millivoltmètre (mV).

3.3.2. Détermination de la conductivité électrique

La conductivité électrique est une mesure qui donne une approximation de la concentration des sels solubles présents dans l'échantillon.

La norme utilisée est la NF X 31-113 qui est basée sur l'extraction des sels d'un échantillon, solubles dans l'eau, dans des conditions bien définies et dans un rapport sédiment sec/eau égal à 1/5 (M/M). Les deux électrodes en platine maintenues en parallèle dans une

colonne d'extrait aqueux de sédiment permettent de mesurer le courant conduit par les ions présents.

On pèse 10 g d'échantillon de sédiment préparé pour l'essai qu'on déplace dans un flacon en polyéthylène, on y ajoute 50 ml d'eau distillée, le flacon est fermé et est placé dans l'agitateur mécanique à un mouvement horizontal pendant 30 min. Après filtration, on mesure la conductivité de la solution obtenue, la conductivité des sédiments bruts a été également mesurée. L'analyse est réalisée dans une enceinte où la température a été contrôlée et maintenue à 20 °C (BISSASSA, 2016).

3.3.3. Détermination de la matière organique

La matière organique totale a été déterminée par la méthode Walkley & Black (1934). Celle-ci consiste à oxyder la matière organique sans chauffage externe par une solution sulfurique de bichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) en excès. L'excès de bichromate de potassium est ensuite dosé par une solution de fer ferreux, le sel de Mohr. Ce dosage a été effectué à l'aide du titrateur Crison qui est équipé avec une électrode redox qui détecte la différence de potentiel au sein de la solution à doser permettant de déterminer la quantité de sel de Mohr ayant réagi avec le bichromate en excès. La quantité de sel de Mohr versée dans la solution à doser permet de calculer la quantité présente dans l'échantillon (RAKOTOVAO *et al.*, 2016).

3.3.4. Détermination de la capacité d'échange cationique

Il existe plusieurs méthodes normalisées de mesure de la CEC, mais la méthode Metson est la plus courante. Elle est décrite dans la norme AFNOR NF X31-130.

Cette méthode consiste à déplacer tous les cations adsorbés sur les sites d'échanges de la CEC, puis de saturer ces sites par un cation unique, qui est l'ammonium (NH_4^+). L'ammonium est à son tour déplacé, ensuite dosé par spectrophotocolorimétrie automatique. Le nombre de site d'échange de la CEC correspond exactement au nombre d'ions ammonium dosés. Le résultat est exprimé en nombre de charges pour 100g de sol (méq/100g ou centimoles+/kg) ce qui permet de calculer les taux de saturation de la CEC pour chacun de ces éléments (Site 02).

3.3.5. Détermination des chlorures

Les ions chlorures réagissent avec le thiocyanate de mercure (II) pour donner le chlorure de mercure (II) peu dissocié. Le thiocyanate ainsi libéré forme avec les ions fer (III) le rouge thiocyanate de fer (III). La concentration en chlorures est déterminée semi-quantitativement par comparaison visuelle de la couleur de la solution à mesurer avec les zones colorées d'une carte colorimétrique (KGAA *et al.*, 2020).

3.3.6. Détermination du Sulfate

Les teneurs en sulfate des échantillons sont déterminées à l'aide d'une méthode gravimétrique selon laquelle on ajoute du chlorure de baryum à l'eau ou à l'extrait acide, ensuite on assèche et on pèse le précipité de sulfate de baryum. Les teneurs en sulfate calculées à partir de la masse du matériau utilisé dans l'analyse et la masse de sulfate de baryum précipité (Site 03).

3.3.7. Détermination des Carbonates

La méthode volumétrique de détermination des carbonates dans les échantillons de sol s'applique à tous les types d'échantillons de sol qui ont été séchés à l'air et ont un pH supérieur à 7,00.

Le principe de cette méthode est d'ajouter l'acide chlorhydrique à l'échantillon de sol, pour décomposer tous les carbonates présents. Le volume de gaz carbonique dégagé est mesuré à l'aide d'un calcimètre BERNARD et est comparé au volume de gaz carbonique produit par du carbonate de calcium pur. Les teneurs en carbonate sont exprimées par la concentration équivalente de carbonate de calcium (CaCO_3). En fait, on mesure tous les carbonates et bicarbonates qui sont présents dans l'échantillon (AMIRAT, 2010).

3.3.8. Détermination des oxydes de fer et oxydes de manganèse

Les ions Fer (II) donnent par réaction avec un dérivé de la triazine une coloration violette. Les ions ferriques sont réduits et ainsi déterminés.

Les ions Manganèse réagissent en milieu alcalin avec la formaldoxime pour donner un complexe orange rouge.

3.3.9. Détermination de la granulométrie

L'analyse granulométrique permet la détermination de l'importance pondérale relative de différentes classes de particules, identifiées par leur taille, qui composent le squelette minéral des sédiments. Cette analyse nécessite un ensemble de tamis normalisés (NF X 11-501) constitués d'un maillage métallique qui définit des trous carrés de différentes dimensions normalisés.

Cette méthode consiste à classer les divers grains qui composent l'échantillon en utilisant une série de tamis emboîtés les uns sur les autres avec lequel les dimensions des ouvertures sont décroissantes du haut vers le bas. Ce classement permet de nommer, selon les deux limites des dimensions des grains, le matériau analysé. Le matériau est mis dans le tamis supérieur et le classement des grains s'obtient par vibration de l'ensemble de la colonne des tamis.

Mode opératoire pour la réalisation de l'analyse granulométrique :

- ✓ Préparation de l'échantillon à analyser. La sélection du matériau exigera aussi le choix des tamis. L'échantillon choisi doit être sec. Sa teneur en eau peut être vérifiée avec l'essai correspondant de mesure de teneur en eau.
- ✓ Placer la colonne de tamis dans l'ordre décroissant en posant le tamis avec la plus grosse maille en haut et la plus petite maille en bas, en finissant avec le fond du tamis et le couvercle de la colonne.
- ✓ Mettre le matériau sec dans le tamis
- ✓ Fermer le couvercle de la colonne de tamis
- ✓ Secouer la colonne de tamis manuellement ou mécaniquement
- ✓ Enlever un à un les tamis en ajoutant le fond et le couvercle ; le tamisât intégrant le tamis suivant et le refus restant dans le tamis initial.
- ✓ Déterminer la masse de chaque refus à l'aide de la balance électronique
- ✓ Exécuter cette opération sur tous les refus y compris le matériau dans le fond de la colonne de tamis (DA MOTA, 2020).

3.4. Dosage des teneurs du plomb dans les sédiments

Le dosage des éléments métalliques a pour objectif de déterminer les quantités des métaux lourds qui se trouvent dans les sédiments. Dans notre cas, les teneurs du Pb ont été dosés comme suit :

3.4.1. Phase analytique

L'extraction simple permet de déterminer les ETM en général qui sont fixés sur le sédiment. Cette méthode consiste en une minéralisation du sédiment par l'eau régale (mélange acide chlorhydrique et acide nitrique) préconisée par l'A.F.N.O.R (AFNOR NFX31-151, 1993) (DEVALLOIS, 2009).

Les échantillons de sédiments vont subir une minéralisation par la voie humide, qui consiste en une attaque acide pour détruire la matière organique (AFNOR, 1986). On pèse 0.5 g de sédiment traité (fraction < 63 µm) dans des béchers en présence d'un mélange d'acides purs HNO₃/ HF/ HCL (1V/ 1V/2V) puis chauffés à 150°C pendant 2 heures et évaporés à sec. Le minéralisât est repris par rinçages successifs avec l'eau bi- distillée puis filtré sur filtre de Wattman sans cendre (0,45 µm) ; on rince à chaque fois à l'HCl. Après filtration on en ajuste 50 ml dans des fioles. Les filtrats obtenus sont hermétiquement fermés et conservés en vue des dosages ultérieurs (OUALI, 2018). Le dosage des teneurs du plomb a été réalisé à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique de type Perkin Elmer 3110.

3.4.2. Contrôle de qualité

La validité du processus d'extraction pour les sédiments est contrôlée à l'aide de l'analyse d'un échantillon de référence (matériau référence certifié). Il s'agit de sédiment d'un lac canadien (Lake Sédiment LKSD 1), qui provient d'Ontario, dont les teneurs certifiées en ETM (tab. 26) ont été déterminées après extraction à l'eau régale (MELGUIT, 2012).

Tableau 26: Teneurs certifiées en ETM dans les sédiments d'un lac Canadien
(Échantillon de référence LKSD 1)

Elément	Sédiments		
Pb (mg/kg)	Valeur certifiée	Valeur mesurée	Taux de récupération
	84 mg/kg	84.13	100.2 %

3.5. Evaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères de toxicité

Les "SQGs" (*Sediment Quality Guidelines*) sont parmi les nombreux critères d'évaluation de la qualité et de la toxicité des sédiments. Les premiers seuils de toxicité ont été développés par LONG & MORGAN (1990), suite à de nombreuses études sur la baie du

Puget Sound (USA). A partir des niveaux de contamination des sédiments, des résultats des bioessais et d'études de la structure des communautés benthiques, ils ont défini des seuils de qualité pour de nombreux contaminants (**AET** : Apparent Effect Threshold, concentrations les plus fortes pour lesquelles aucun effet biologique n'est observé). Plus tard, ces valeurs ont évolué en seuils **ERL/ERM** (Effect Range Low et Effect Range Medium) définis par LONG *et al.* (1995) et en seuils **TEL/PEL** (Threshold Effect Level et Probable Effect Level) définis par MACDONALD *et al.* (1996) et MACDONALD *et al.* (2000) à leur tour ont dérivé de nouveaux critères à partir d'au moins trois critères SQGs disponibles (dont les seuils ERL/ERM et TEL/PEL) pour l'évaluation de la qualité de sédiments d'eau douce ; il s'agit des seuils **TEC** (Threshold Effect Concentration) et **PEC** (Probable Effect Concentration).

Ces seuils ou critères de toxicité ont été obtenus de manière empirique ; ils résultent du traitement statistique de données d'effets biologiques observés *in situ*, au laboratoire ou *via* la modélisation sur des espèces benthiques marines ou estuariennes, couplés à la physicochimie des sédiments.

3.6. Calcul des indices de contamination métallique des sédiments

Afin d'évaluer l'état de contamination métallique des sédiments étudiés, nous avons réalisé des calculs de différents facteurs et indices définis dans la bibliographie.

3.6.1. Evaluation de l'Indice de Contamination (IC)

L'évaluation des valeurs de l'indice de contamination (IC) pour les sédiments de surface a été faite avec les normes françaises et particulièrement celles de l'Agence du Bassin Rhône Méditerranée Corse (ABRMC, 1991). Ainsi, L'indice de contamination (IC) est représenté par le rapport entre la valeur guide de l'élément trace considéré par ABRMC (1991) et sa teneur dans le sédiment étudié (BENDJAMA, 2007 ; BELABED, 2010 ; BENDJAMA, 2014 ; OUALI, 2018)

$$IC = \text{Teneur du métal au niveau du site étudié} / \text{Valeur guide de teneur du métal (ABRMC, 1991)}$$

Tableau 27: Classement du sédiment en fonction de l'IC

Classement	Indice de contamination	Interprétations
Classe 1	$IC < 3$	Zone normale
Classe 2	$3 \leq IC < 10$	Zone polluée
Classe 3	$10 \leq IC$	Zone à risque

3.6.2. Facteur de contamination (CF)

Le facteur de contamination est un facteur permettant d'évaluer la contamination d'un métal analysé dans un sédiment. Il est exprimé par le ratio entre la teneur du métal dans le sédiment (**Cs**) et la teneur de ce métal dans le fond géochimique du bassin versant de la zone d'étude concernée (**Cb**). Dans notre cas, les valeurs moyennes de la croûte continentale selon HANS WEDEPOHL (1995) ont dû être utilisées comme référence en raison du manque de données de fond géochimique de référence dans la zone géographique étudiée (BENKADDOUR, 2018).

$$CF = \frac{\text{teneur du métal dans le sédiment (Cs)}}{\text{teneur du métal dans le fond géochimique du bassin versant (Cb)}}$$

Tableau 28: Classes du facteur de contamination (HAKANSON, 1980 ; PUEYO *et al.*, 2004)

Facteur de contamination	Gradient de contamination
$CF < 1$	Absente à faible
$1 < CF < 3$	Modérée
$3 < CF < 6$	Considérable
$CF > 6$	Très forte

3.6.3. Evaluation de l'indice de géo-accumulation (Igeo)

L'indice de géo-accumulation est un autre critère pour évaluer l'intensité de la pollution métallique (MÜLLER, 1969). Cet indice de caractère empirique compare une concentration donnée versus une valeur considérée comme fond géochimique. Il est calculé selon l'équation suivante :

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1,5 \cdot B_n} \right)$$

Où :

C_n est la concentration mesurée d'un métal (n) dans le sédiment ;

B_n est la concentration du métal (n) dans le fond géochimique du bassin versant ;

1,5 est le facteur de correction de matrice du fond géochimique lié à la lithologie (SALVARREDY-ARAGUREN, 2008; TESSIER, 2012; DEHBI, 2021)

Dans notre cas, nous avons utilisé comme référence la composition élémentaire de la croûte continentale (HANS WEDEPOHL, 1995) comme expliqué précédemment pour les calculs des CF.

D'après MÜLLER (1981), les sédiments peuvent être classés en 6 groupes selon la valeur d'Igeo (Tab. 29).

Tableau 29: Classification de la qualité des sédiments selon MÜLLER(1981)

Classes	Valeur d'Igeo	Qualité de sédiment
0	$Igeo < 0$	non pollué
1	$0 \leq Igeo < 1$	non pollué à modérément pollué
2	$1 \leq Igeo < 2$	modérément pollué
3	$2 \leq Igeo < 3$	modérément pollué à fortement pollué
4	$3 \leq Igeo < 4$	fortement pollué
5	$4 \leq Igeo < 5$	de fortement pollué à extrêmement pollué
6	$5 \leq Igeo$	extrêmement pollué

4. Diversité de l'avifaune aquatique et qualité des eaux du Lac Tonga

Nous avons déterminé l'abondance et la richesse en espèces de la population d'oiseaux pendant la période d'étude afin d'évaluer les effets de la qualité physico-chimique et de la contamination probable de l'eau du lac Tonga sur l'avifaune aquatique. L'inventaire et le comptage des oiseaux d'eau ont été réalisés deux fois par mois pendant l'hiver 2015 et l'été 2016. Les observations ont été faites à distance à l'aide d'un télescope KONUS-SPOT (20×60) et d'une paire de jumelles KERN (10 × 50) et à partir de points situés sur les berges pour éviter le dérangement des oiseaux et pour avoir une bonne visibilité. Les dénombrements se sont effectués à partir de promontoires naturels ou encore des deux miradors localisés à l'ouest et au sud du lac.

Richesse spécifique (S)

La richesse spécifique décrite par BLONDEL (1975) est le nombre d'espèces rencontrées au moins une fois en termes de N relevés. Plus le peuplement est riche plus le milieu est complexe et stable. Elle permet aussi de déterminer et de caractériser les périodes les plus riches et les plus pauvres en oiseaux (GHERIB, 2018).

Abondance totale (A)

Elle quantifie le nombre des individus de toutes les espèces (peuplement), dans chaque relevé (RAMADE, 2009). Elle permet de donner une idée sur la capacité d'accueil du plan d'eau. Son suivi est un moyen d'évaluer cette capacité durant toutes les périodes du cycle annuel (hivernage, périodes de migration post- et prénuptiales de l'avifaune aquatique et période de reproduction) (BAZIZ, 2012).

5. Les analyses statistiques des données

Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R version 4.0.1. Les valeurs citées sont des moyennes $\pm$ écart-type, et $p < 0,05$ a été retenu comme seuil de significativité. Pour calculer le coefficient de corrélation entre les différents paramètres physico-chimiques et le plomb dans l'eau pendant les deux saisons séparément, nous avons utilisé le package "corrplot". Enfin, une analyse en composantes principales (biplot) a été réalisée à l'aide des packages "FactoMineR" et "factoextra". Les tests de Student et de Mann-Whitney ont été utilisés pour vérifier s'il existait des différences significatives entre les paramètres physicochimiques, les abondances et la richesse des espèces selon la saison.

Nous avons également procédé au calcul des indices de contamination métallique des sédiments, notamment l'indice de contamination (IC), le facteur de contamination (CF) et l'indice de géo-accumulation (Igeo).

CHAPITRE IV

Résultats & Discussion

CHAPITRE IV/ RESULTATS ET DISCUSSION

Les résultats exposés dans ce quatrième chapitre concernent les compartiments « eau » et « sédiments » du Lac Tonga.

1. Compartiment « Eau »

Dans cette partie de ce travail, nous nous sommes intéressés à la caractérisation de la qualité des eaux superficielles du Lac Tonga à travers l'analyse physico-chimique et bactériologique de ses eaux, de même que le dosage des teneurs en plomb au niveau des différentes stations prospectées.

1.1. Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques des eaux

Sept paramètres ont été considérés : la température, le potentiel d'hydrogène, la conductivité, la turbidité, l'oxygène dissous, le total de solides dissous et la salinité.

Les résultats des mesures des principaux paramètres physico-chimiques dans les échantillons d'eau prélevés montrent des valeurs moyennes différentes en fonction des saisons (Tab. 30).

Tableau 30: Principaux paramètres physico-chimiques des eaux mesurés au Lac Tonga (moyenne $\pm$ écart-type ; valeurs minimales – valeurs maximales)

	Période hivernale	Période estivale
	Moy. $\pm$ écart-type (min-max)	Moy. $\pm$ écart-type (min-max)
T (°C)	16,22 $\pm$ 0,48 (14,95 – 17,11)	25,24 $\pm$ 3,28 (20,42 – 29,73)
pH	7,36 $\pm$ 0,41 (6,21 – 7,97)	7,53 $\pm$ 0,71 (6,65 – 8,7)
CE (μ S/cm)	773,8 $\pm$ 244,5 (483,0 – 1730)	686,4 $\pm$ 220,4 (102,0 – 1180)
OD (mg/l)	8,80 $\pm$ 2,94 (5,07 – 17,25)	9,28 $\pm$ 4,31 (3,0 - 18.30)
Turb (NTU)	80 $\pm$ 119,2 (7,0- 387)	77,6 $\pm$ 48,8 (23,8 – 178)
TDS (mg/l)	480 $\pm$ 0,14 (300 - 880)	470 $\pm$ 0,12 (328 - 750)
Salt (%)	0,03 $\pm$ 0,009 (0,03 – 0,07)	0,03 $\pm$ 0,008 (0,02 – 0,05)

T=Température ; **pH** = Potentiel d'hydrogène ; **CE** = Conductivité électrique ; **Turb** = Turbidité ; **OD** = Oxygène dissous ; **TDS** = Solides totaux dissous ; **Salt** = Salinité.

1.1.1. Température de l'eau

La température de l'eau est un facteur important dans la production biologique. Ceci vient du fait qu'elle affecte les propriétés physiques et chimiques de celle-ci ; en particulier sa densité, sa viscosité, la solubilité de ses gaz et la vitesse des réactions chimiques et biochimiques (GUERFI, 2019). Elle varie en fonction de nombreux facteurs : (i) environnementaux telle que la température extérieure (l'air) et la saison, (ii) géographiques telle que la localité et l'altitude, la géologie des terrains traversés, l'hydrologie de l'écosystème et la profondeur du plan d'eau (RAZKALLAH, 2019).

D'après ALLAN (1995), la température des plans d'eau naturels subit des variations saisonnières et diurnes, de même qu'une stratification thermique verticale. Sa variation influe sur la transformation des eaux en vapeur. De ce fait, elle influe sur le degré d'évaporation et par conséquent elle agit sur le taux de salinité des eaux. De plus, la variation de la température a des effets sur tous les autres paramètres mesurés comme le pH, la conductivité électrique, le taux des sels dissous ; comme elle a un effet sur toutes les réactions de dégradation, de minéralisation des matières organiques et le développement des micro-organismes responsables ou non de ces transformations. L'accroissement de la température favorise avec d'autres facteurs la productivité primaire et donc une augmentation de nourriture pour la faune aquatique (DJAMIA, 2020).

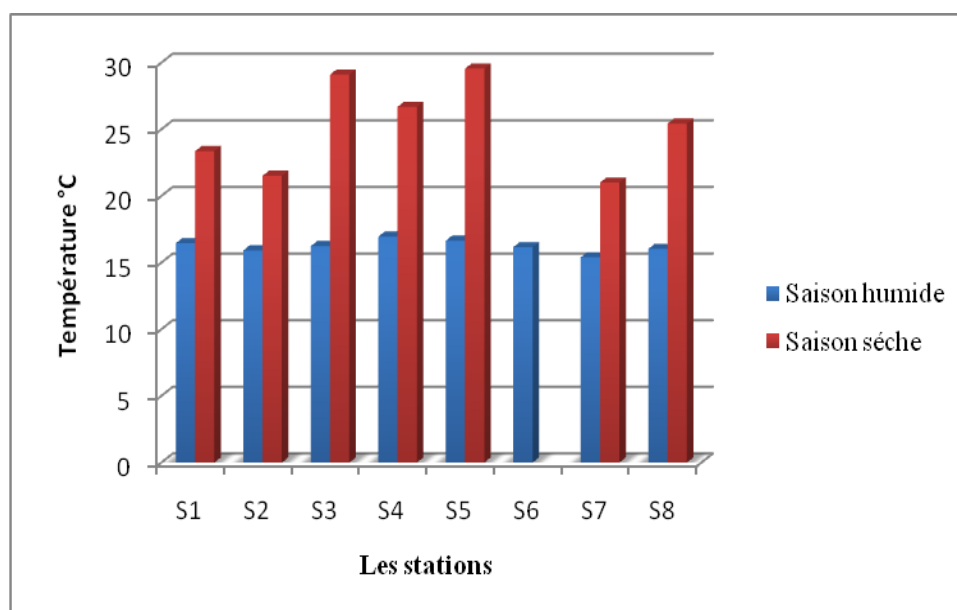


Figure 34: Variations spatio-temporelles de la température des eaux superficielles au Lac Tonga

Les résultats obtenus durant la période d'étude, indiquent que les températures des eaux superficielles au niveau du lac montrent des variations spatio-temporelles. Elles varient d'une station à une autre et dépendent de la saison (Fig. 34). Ainsi, les températures enregistrées ont varié entre 14,95°C et 29,73°C (Tab. 30), avec des valeurs moyennes de 16°C pendant la période hivernale et 25°C durant la saison estivale. Ces variations sont en relation avec les conditions météorologiques de la région et suivent plus particulièrement la température de l'air (SOUISSI, 2007 ; MAKHOUKH *et al*, 2011). Ceci reflète l'influence de la caractéristique des régions à climat méditerranéen où les contrastes entre la saison froide et la saison chaude sont très marqués (SAHLI, 2012 ; BENDJAMA, 2014).

Les températures relevées au cours de notre étude concordent avec celles de travaux antérieurs menés sur le même site, notamment celui de BENDJAMA (2014). Cependant, elles semblent inférieures à celles rapportées par SOUISSI (2007), BENDALI-SAOUDI *et al.* (2014), DJAMAI (2020) et TOUMI (2016) au Lac des oiseaux. Par contre, elles sont supérieures à celle mentionnées par KHEDIMALLAH (2019) et GUERFI (2019) respectivement dans cette même zone humide et au marais de la Mekhada. Ces valeurs permettent de classer ce plan d'eau dans la catégorie des lacs monomictiques chauds (MEHANNED *et al.*, 2014 ; MOUISSI & ALAYAT, 2016).

1.1.2. Potentiel hydrogène (pH)

C'est un paramètre qui permet de mesurer la concentration des protons H^+ dans un milieu aqueux en déduisant sa nature (acide, basique ou neutre). Ce paramètre joue un rôle très important dans le développement de la vie aquatique. De plus, il influe sur le comportement de certains éléments comme les métaux dont il peut diminuer ou augmenter la mise en solution et donc la toxicité en les rendant biodisponibles (BENKADDOUR, 2018).

Le pH des eaux du Lac Tonga est relativement neutre à alcalin. Les valeurs saisonnières relevées se situent entre 6,2 notamment dans les stations (7) et 8,7 au niveau de la station (2). Il est à remarquer que les eaux du lac présentent des fluctuations importantes en fonction du pH (Fig. 35).

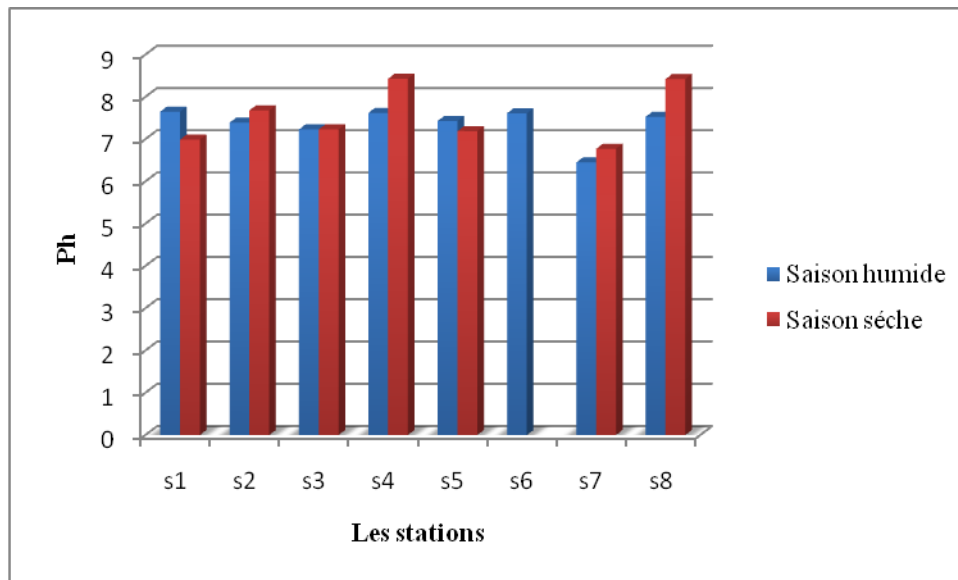


Figure 35: Variations spatio-temporelles du pH des eaux superficielles du Lac Tonga

Le pH de l'eau résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique. Il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates. Il dépend de la diffusion du gaz carbonique à partir de l'atmosphère, du bilan des métabolismes respiratoires et photosynthétiques (HUTCHINSON, 1987) ainsi que de l'origine des eaux, la nature géologique du milieu traversé, les rejets des eaux usées, etc. (OUMAR, 2014). Ainsi, il a été démontré que la minéralisation de la matière organique provoque une chute du pH (EL MORHIT, 2009).

Les valeurs de pH les plus élevées ont été observées en été, où l'augmentation de la température conduit au déplacement de l'équilibre calco-carbonique vers la formation de carbonates sous l'effet de la photosynthèse, ce qui provoque une élévation du pH (MELGHIT, 2012). Les plus faibles valeurs s'observent en hiver, pendant la période des crues où le phénomène de la dilution peut influencer l'acidité ou l'alcalinité de l'écosystème de même que le ruissèlement des eaux par les oueds chargés en différentes matières organiques biodégradables (MELGHIT, 2012 ; BENDJAMA, 2010).

Les résultats obtenus lors du présent travail concordent avec ceux obtenus par MOUISSI & ALAYAT (2007) et BERGHICHE (2015) dans le Lac Oubeira, ceux de KHEDIMALLAH (2019) et DJAMAI (2020) dans notre site d'étude ainsi que ceux de GUERFI (2019) au marais de la Mekhada. Ils sont cependant inférieurs à ceux de TOUMI (2016) au Lac des oiseaux.

Selon DIMON (2014), les lignes directrices fixées par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) sont $6,5 < \text{pH} < 9,5$. Ce qui permet de conclure que les valeurs obtenues sont dans la limite du tolérable pour la vie aquatique. Par ailleurs, la plage normale de pH pour une eau d'irrigation étant de 6,5 à 8,5 ; ce qui explique l'utilisation des eaux du Lac Tonga par les riverains pour l'irrigation des cultures autour de cette zone humide.

1.1.3. Conductivité électrique

La conductivité d'une eau est un indicateur des changements de la composition en matériaux et leur concentration globale. Elle est proportionnelle à la qualité de sels ionisables dissous (NISBET & VERNEAU, 1970). Elle renseigne sur le degré de minéralisation globale des eaux superficielles. Des températures élevées agissent sur la conductivité électrique par action sur la mobilité des sels (EL MORHIT, 2009).

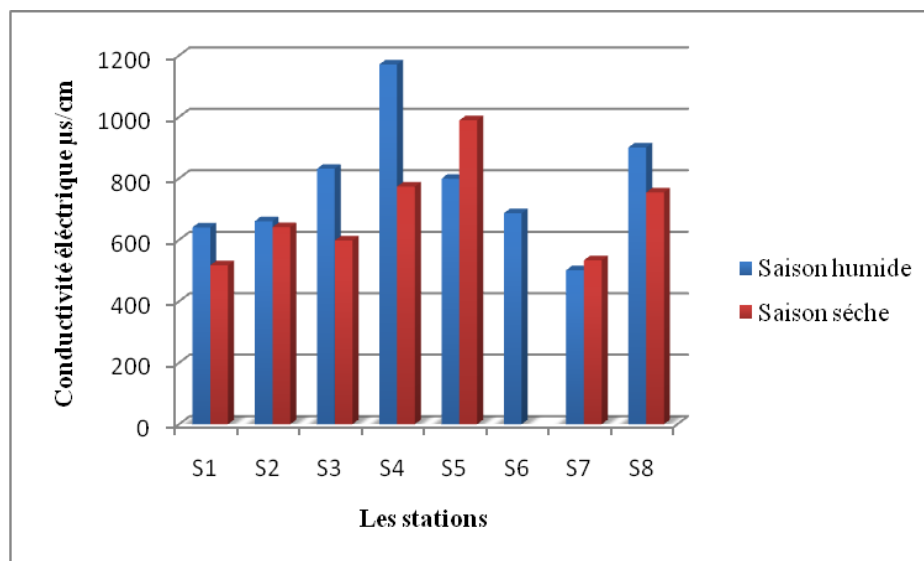


Figure 36: Variations spatio-temporelles de la conductivité électrique des eaux superficielles du Lac Tonga

À l'échelle temporelle, la conductivité électrique a subi des modifications importantes pour les deux saisons d'études (Fig. 36). Les valeurs enregistrées ont été comprises entre 483 µs/cm à 1730 µs/cm pendant la période humide notamment en décembre dans les stations 7 et 4 et entre 102 µs/cm et 1180 µs/cm au cours de la saison estivale, particulièrement en août, au niveau des stations 3 et 5. Ces valeurs indiquent que les eaux de cette zone humide ont une minéralisation importante. Cette dernière est liée au régime hydrique du système lacustre et l'influence terrestre, où la nature géologique du bassin versant dont l'origine est argilo-marneuse (EL MORHIT, 2009 ; SAHLI, 2012).

L'augmentation de la CE en période de crue proviendrait des eaux riches en ions apportés par le lessivage des pluies (NGARAM, 2011), ceci est probablement dû à l'augmentation du volume de rejets domestiques très riches en matières dissoutes qui sont issues des oueds El Hout et El Eroug (DEHBI, 2021) et également dû aux entrées des eaux d'origines marines par le chenal de la Messida situé en amont du lac (EL MORHIT, 2009 ; BENDJAMA, 2014).

Les valeurs de conductivité électrique relevées lors de ce travail s'avèrent très inférieures à celles trouvées par BENDJAMA (2014) dans la même zone d'étude et très supérieures à celles mentionnées par BERGHICHE (2015) et MOUISSI & ALAYAT (2016) au niveau du Lac Oubeira, ainsi que celles de KHEDIMALLAH (2019) et DJAMAI (2020) au niveau de la même zone d'étude.

1.1.4. Oxygène dissous (OD)

L'oxygène est l'un des paramètres particulièrement utile pour l'eau et constitue un excellent indicateur de la qualité. Sa présence dans les eaux de surface joue un rôle prépondérant dans l'autoépuration et le maintien de la vie aquatique (NGARAM, 2011). Il est un élément essentiel pour les êtres vivants aquatiques qui ne peuvent survivre à des taux inférieurs à 3 mg/l (RODIER, 2009).

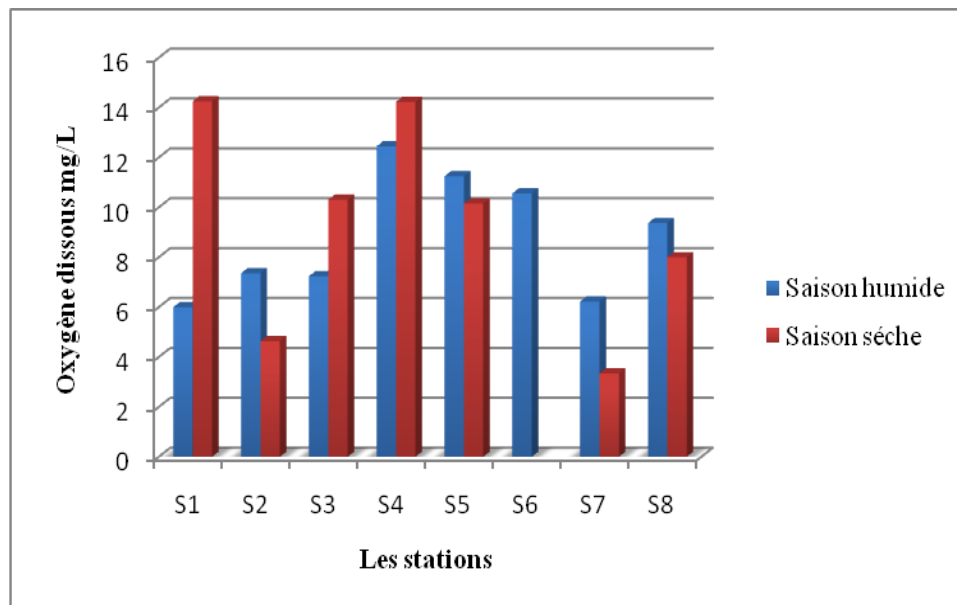


Figure 37: Variations spatio-temporelles de l'oxygène dissous des eaux superficielles du Lac Tonga

Dans notre étude, l'évolution saisonnière de l'oxygène dissous des eaux de surface du lac montre des concentrations plus élevées dans la saison estivale que celles de la saison hivernale (Fig. 37). Les valeurs moyennes fluctuent entre 8,80 mg/l et 9,28 mg/l. De toutes les valeurs obtenues, on note un maximum de concentration d'oxygène (18,3 mg/l) dans la station (S1) et un minimum d'ordre de 3 mg/l dans la station (S7).

La faible concentration en oxygène dissous serait liée à la baisse de l'activité photosynthétique qui est due à la forte turbidité et à la diminution de la biomasse végétale ainsi que la consommation d'oxygène par les bactéries aérobies pour la dégradation biologique de la matière organique morte, traduisant ainsi le phénomène d'eutrophisation (DEDJIHO *et al.*, 2013) ; ajouté à cela, l'arrivée des polluants charriés par les ruissellements et qui dégradent ainsi la qualité des eaux de cette zone humide (LAMIZANA-DIALLO *et al.*, 2008). En saison estivale, la station la plus oxygénée a été la (S1) (≥ 18 mg/l).

Ainsi, la charge en matière organique biodégradable d'origine domestique et agricole rejetée et accumulée dans le lac, contribue à une chute sensible de l'oxygénation du milieu. Les apports excessifs en matières organiques fermentescibles rejetées après le lessivage du bassin versant suite à des précipitations importantes susceptibles d'être oxydés, se traduisent par une consommation accrue de l'oxygène par les micro-organismes pour dégrader la matière organique, ce qui engendre une baisse de sa teneur (EL MORHIT, 2009 ; BAHROUN, 2016 ; DEHBI, 2021). Tandis que l'oxygène dissous se présente sous de fortes teneurs pendant la période chaude au niveau des différentes stations, cette augmentation provient de la forte activité photosynthétique des algues qui se développent pendant l'été dans les eaux (BAHROUN, 2016).

Ces teneurs en oxygène dissous restent supérieures à celles rapportées par BENDJAMA (2007), BENDALI- SAOUDI *et al.* (2014) et DJAMAI (2020) au niveau du site d'étude, celles enregistrées par MOUISSI & ALAYAT (2016) au niveau du Lac Oubeira et celles de TOUMI (2016) au Lac des oiseaux. La diminution de l'oxygène dissous au niveau du site d'étude serait la conséquence du développement de l'état d'eutrophisation signalé dans divers travaux notamment ceux de MENASRIA & LAZLI (2017), MECIF *et al.* (2020), GHERIB *et al.* (2021).

1.1.5. Turbidité

La turbidité d'une eau est due à la présence de différentes matières en suspension telles que les argiles, les limons, les grains de silice, les matières organiques... L'appréciation de l'abondance de ces matières mesure le degré de turbidité de l'eau (BERGHICHE, 2015).

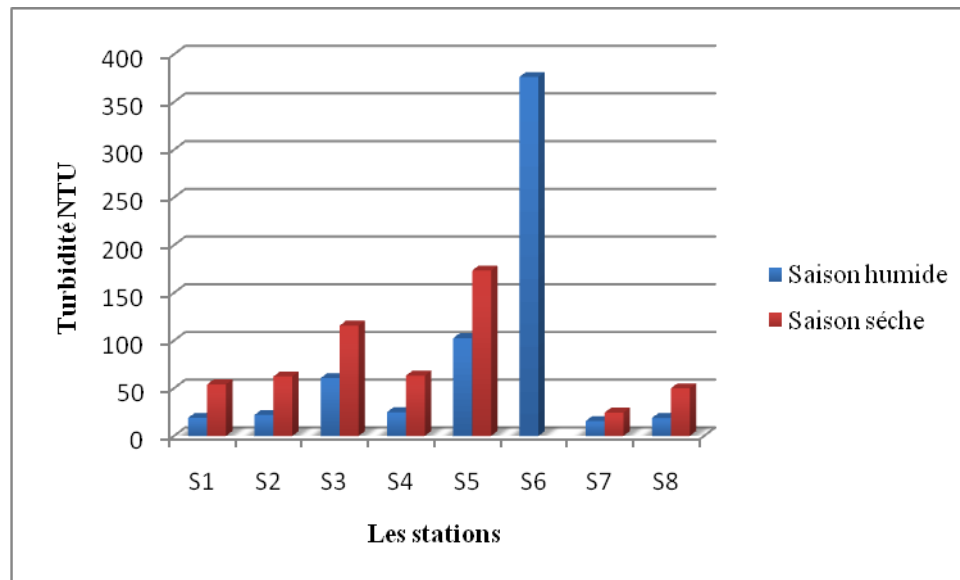


Figure 38: Variations spatio-temporelles de la turbidité des eaux superficielles du Lac Tonga

Les mesures effectuées au Lac Tonga montrent que la turbidité varie entre 7 et 387 NTU. Les plus grandes valeurs sont enregistrées en décembre dans les stations 6 et 5 en aval du lac (Fig. 38). Nous avons par ailleurs remarqué que la turbidité est faible en saison sèche par rapport à la saison humide. Cette variation s'explique par les fortes pluies de saison et l'apport supplémentaire des eaux de ruissellement provenant des bassins versants transportant les particules au cours de leur passage et se déversent dans le lac, ce qui augmente sa turbidité, les travaux d'ALLALGUA *et al.* (2017) confirment d'ailleurs nos résultats.

Il est reconnu que la turbidité contribue à la réduction de la photosynthèse et à la baisse de la teneur en oxygène dissous, en raison de la présence de colloïdes biodégradables (MES) dans les eaux (MOUISSI & ALAYAT, 2016 ; DEHBI, 2021). Selon la classification de Rodier (2009), qui en compte 3 classes, l'eau du Lac Tonga est trouble.

Les valeurs de turbidité obtenues dans cette étude sont supérieures à celles enregistrées par MOUISSI & ALAYAT (2016) au niveau du Lac Oubeira et sont inférieures à celles de

TOUMI (2016) au Lac des oiseaux. Ceci serait dû à l'érosion de ses berges, aux importantes charges en particules des eaux de ruissellement que reçoit le Lac Tonga pendant la saison humide et à l'eutrophisation de ce plan d'eau mentionnées dans divers études (Plan d'action du Parc national El Kala, 2011 ; LAZLI *et al.*, 2014 ; MENASRIA & LAZLI, 2017).

1.1.6. Total de solides dissous (TDS)

TDS désigne total des solides dissous. Il représente la concentration totale des substances dissoutes dans l'eau. Le TDS est composé de sels inorganiques communs trouvés dans l'eau, incluant le calcium, le magnésium, le potassium et le sodium qui sont tous des cations ; et des carbonates, nitrates, bicarbonates, chlorures et sulfates qui sont tous des anions et de quelques matières organiques (BENDJAMA, 2014 ; BERGHICHE, 2015).

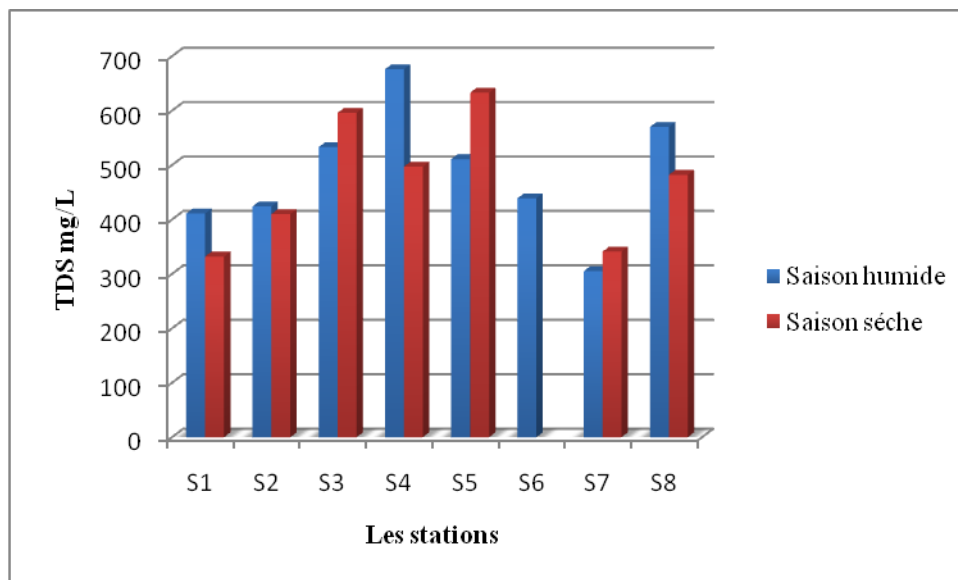


Figure 39: Variations spatio-temporelles du TDS des eaux superficielles du Lac Tonga

Au cours de la présente étude, il a présenté une moyenne $483 \pm 0,14$ mg/l pendant la saison sèche et $470 \pm 0,12$ mg/l en saison humide (Fig. 39). Les valeurs les plus élevées ont été relevées au niveau de la station (S4), 880 mg/L et les plus faibles dans la station (S7), 300 mg/L, ce qui laisse suggérer que les matières organiques en suspension sont en partie responsables de la forte turbidité des eaux, fait également rapporter par ANDZI & BOUAKA (2013). Par ailleurs, il a été constaté que les valeurs moyennes du TDS évoluent dans le même ordre que celui de la conductivité électrique.

Les valeurs de TDS obtenues s'avèrent supérieures à celles rapportées par BENDJAMA (2014) et KHEDIMALLAH (2016) au Lac Tonga et celle de BERGHICHE (2015) et MOUISSI & ALAYAT (2016) au Lac Oubeira.

1.1.7. Salinité

La salinité est l'une des caractéristiques physico-chimiques de l'eau. Elle mesure la concentration d'une eau en sels dissous (chlorure de sodium, chlorure de magnésium, sulfate de magnésium, etc.) au travers de la conductivité électrique de cette eau (KHEDIMALLAH, 2019).

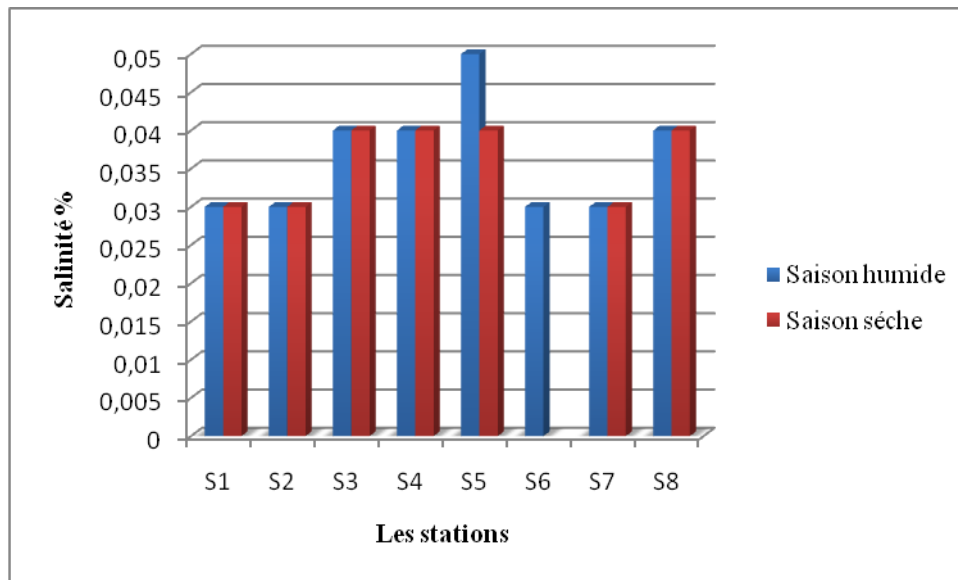


Figure 40: Variations spatio-temporelles de la salinité des eaux superficielles du Lac Tonga

La salinité a varié entre 0,02 % et 0,07 %, avec une valeur moyenne de 0,03 % enregistrées pendant les deux saisons d'échantillonnage (Fig. 40). Les valeurs les plus élevées sont observées en décembre au niveau de station (S4), où les riverains installés dans cette partie du Tonga déversent leurs eaux domestiques directement dans le lac. Ajouté à ceci, la montée des eaux marines par le chenal la Messida, ce qui augmente la concentration des sels dans le lac pendant la saison des crues (SOUISSI, 2007). Les valeurs de salinité les plus faibles ont été relevées dans la station (S1). INZA et *al.* (2009) expliquent que la dessalure des eaux superficielles se traduit par le fait que, les eaux salées de surface se diluent peu à peu aux eaux plus douces d'origine continentales.

Les valeurs obtenues au cours cette étude sont supérieures à celles enregistrées par BERGHICHE (2015) au niveau Lac Oubeira et par KHEDIMALLAH (2019) au niveau Lac Tonga, Lac Oubeira et Lac Bleu.

1.2. Evolution spatio-temporelle des paramètres bactériologiques des eaux superficielles

Les coliformes constituent avec les streptocoques fécaux le groupe de bactéries le plus fréquemment utilisé pour l'examen bactériologique de l'eau. Ils sont recherchés dans l'eau comme témoins de contamination fécale (GUÉRINEAU, 2013 ; AYAD, 2017 ; RAZKALLAH, 2019).

Les résultats des dénombrements coliformes totaux (CT), coliformes fécaux (CF) et streptocoques fécaux (SF) sont représentés graphiquement dans les Figures 41 et 42.

1.2.1. Les coliformes Totaux

Les coliformes totaux constituent un groupe de bactéries présentes naturellement sur les végétaux, dans les sols ainsi que dans les intestins des humains et des animaux à sang chaud. Elles existent à l'état naturel dans des environnements contaminés ou non par des matières fécales, les coliformes totaux sont quand à eux largement répandus dans les eaux de surface et les eaux souterraines sous l'influence directe d'eaux de surface (RAZKALLAH, 2019).

La variation temporelle des coliformes totaux (CT) illustrée dans la Figure 41 ci-dessous montre que la charge en CT des eaux superficielles du Lac Tonga atteint son maximum durant le mois de mars 4 305 UFC/ml au niveau de la station (S6), par contre la valeur la plus basse a été enregistrée au niveau de la station (S7) au cours du mois de décembre, où elle atteint jusqu'à 60 UFC/ml.

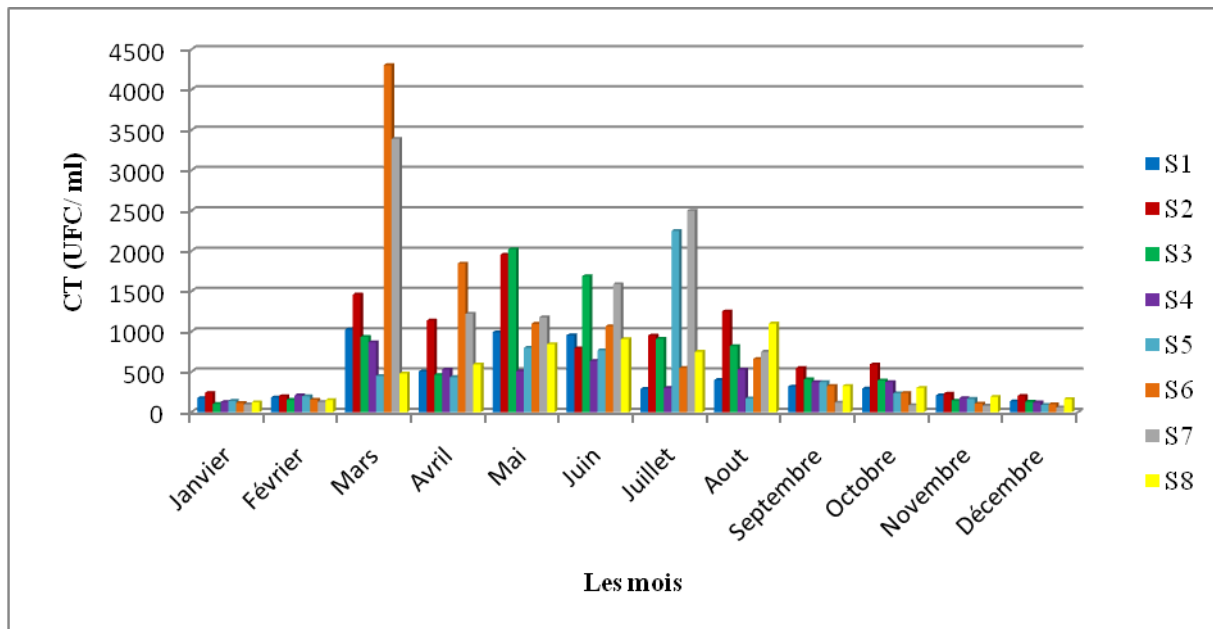


Figure 41: la variation mensuelle des coliformes totaux (CT) des eaux du Lac Tonga

1.2.2. Les coliformes fécaux

Représenté essentiellement par *E. coli*, le type des coliformes d'habitats fécal exclusif ; sa recherche est donc extrêmement importante. Il s'agit d'une bactérie anaérobie facultative fermentant le glucose et non sporulant. C'est le microbiote intestinal des animaux à sang chaud (TOUMI, 2016).

Les résultats obtenus illustrés dans la Figure 42 ci-dessous montrent que le mois mars présente la charge maximale en CF au niveau de la station S6 avec un taux de 1 883 UFC/ml. Par contre la charge minimale a été enregistrée durant le mois d'octobre avec une valeur de 30 UFC/ml dans la station S7.

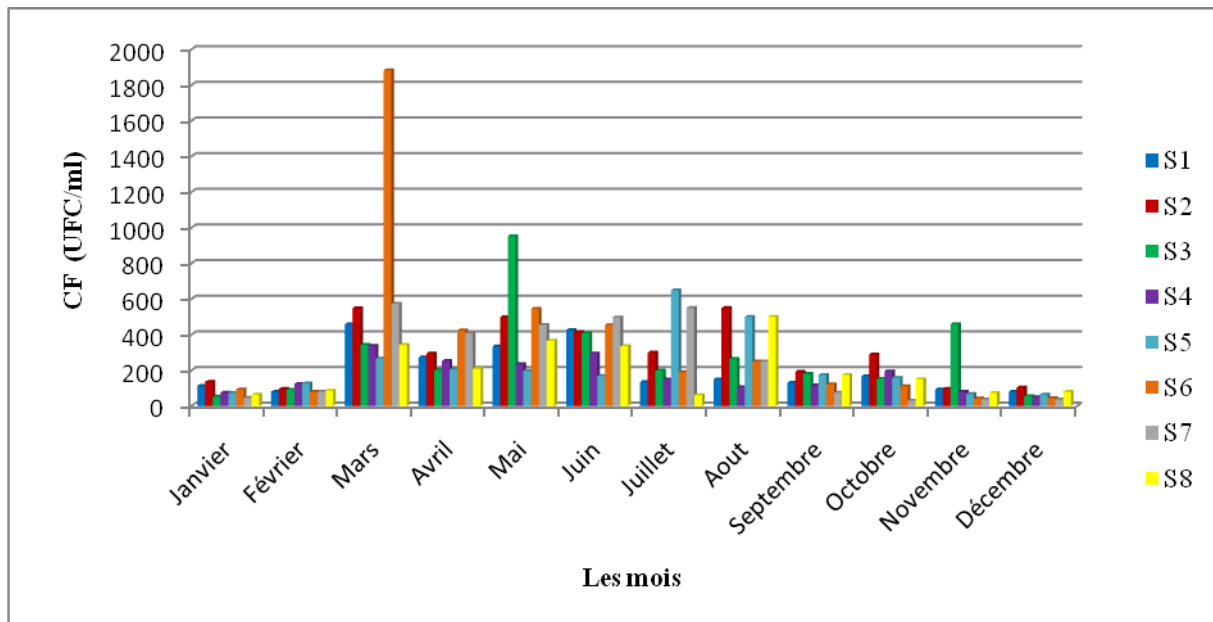


Figure 42: la variation mensuelle des coliformes fécaux (CF) des eaux du Lac Tonga

1.2.3. Les Streptocoque fécaux

Les Streptocoques fécaux (SF), sont toujours présents dans la matière fécale, en grande partie d'origine humaine. Leur nombre est variable, généralement beaucoup plus faibles par rapport aux autres germes dont leur présence dans l'eau indique une contamination fécale qui est directement liée à la quantité de matière fécale qui s'y trouve (RAZKALLAH, 2019).

Les résultats obtenus dans les eaux superficielles du Lac Tonga indiquent l'absence des SF, c'est-à-dire qu'il n'existe pas de contamination d'origine fécale récente. Cette absence peut être expliquée par le fait que ces germes sont très sensibles aux variations physico-chimiques du milieu et ne résistent pas dans l'eau ou ils s'adaptent difficilement en dehors de leur milieu habituel qui est l'intestin. Leur présence est directement liée à la qualité et la concentration de la matière fécale se trouvant dans l'eau (TOUMI, 2016).

1.2.4. Les bactéries pathogènes

Nos résultats indiquent l'absence totale des bactéries suivantes, *Salmonella* et *Vibrio cholérique* dans les différents échantillons prélevés des eaux du Lac Tonga. Ces bactéries sont des agents provoquant des maladies gastro-intestinales et sont donc présents dans les matières fécales des animaux et des humains. La présence de l'un de ces microorganismes dans l'eau découle en général d'une contamination fécale.

Le risque bactérien d'origine hydrique a été historiquement le plus grave et le plus fréquent. Au 19^{ème} siècle, plusieurs épidémies mortelles dans le monde ont été transmises par l'eau (typhoïde, choléra). L'eau est un milieu favorable au développement des bactéries et des parasites (BENGARNIA, 2016).

Concernant la variation temporelle des bactéries indicatrices de contamination fécale, elles s'expriment différemment en fonction des conditions hydrologiques ou météorologiques (GUÉRINEAU, 2013). Ainsi, les charges les plus élevées sont enregistrées pendant la saison estivale et les plus basses sont notées au cours la période hivernale. Cependant, l'apport en eau de pluie et les ruissellements peuvent jouer le rôle de dégradant de la pollution par le fait de la dilution. Ainsi, durant la saison estivale, on remarque l'augmentation de la température qui joue le rôle d'un facteur favorisant la croissance et la multiplication rapide des différentes bactéries en générales et de germes fécaux en particulier (BOU SAAB, 2007 ; TOUMI, 2016 ; RAZKALLAH, 2019) ; de même que la vitesse d'écoulement assez importante caractérise la saison de crue, ce qui assure la diminution progressive de la charge bactérienne avec le temps (RAZKALLAH, 2019).

La présence des Coliformes dans les eaux du Lac Tonga indique une contamination en matière fécale probablement d'origine humaine ou animale (déjections des avifaunes aquatiques, herpetofaune et animaux domestiques...), provenant essentiellement des effluents d'élevage et/ou au pâturage (bovins, ovins et caprins) des terres agricoles avoisinant la majorité des stations (BOUSAAB, 2007 ; BENGARNIA, 2016 ; TOUMI, 2016 & RAZKALLAH, 2019). En outre, le lac est alimenté par les eaux de sous bassins versants et des rejets domestiques qui jouent ainsi un rôle de vecteur de transmission des polluants et d'autres substances conduisant à la prolifération de ces germes (TOUMI, 2016 ; RAZKALLAH, 2019).

La présence permanente de coliformes et principalement d'*Escherichia coli* dans les eaux superficielles du lac au cours de notre étude est un indice de contamination fécale à la fois d'origine humaine et animale (TOUMI, 2016). Les contaminations de ce type se traduisent par des diarrhées ou des gastro-entérites (diarrhées, vomissements, fièvre ...) plus ou moins graves, mais susceptibles d'engager le pronostic vital pour les personnes les plus fragiles (BENGARNIA, 2016).

1.2.5. Détermination de l'origine de la contamination fécale

L'origine de la contamination fécale est déterminée par le rapport quantitatif « R », calculé selon la formule ci-dessous. Selon les critères définis par BORREGO & ROMERO (1982), la contamination est d'origine animale si le rapport « R » est inférieur à 0,7 et d'origine humaine si « R » est supérieur à 4 (Tab. 31). L'origine de la contamination est mixte à prédominance animale si « R » est compris entre 0,7 et 1. Cette origine est incertaine si « R » est compris entre 1 et 2 et dite mixte à prédominance humaine si « R » se situe entre 2 et 4 (RAZKALLAH, 2019).

$$R = CF / SF$$

Tableau 31: Origine de la pollution fécale selon le rapport « R »

(BORREGO & ROMERO, 1982)

Rapport CF/SF	Sources de contamination
$R < 0,7$	Principalement ou entièrement d'origine animale
$0,7 < R < 1$	Mixte à prédominance animale
$1 < R < 2$	Origine incertaine
$2 < R < 4$	Mixte à prédominance humaine
$R > 4$	Source exclusivement humaine

Selon les critères de BORREGO & ROMERO (1982) et sur la base du calcul du rapport « R », il apparaît que la source de contamination des eaux du Lac Tonga est principalement d'origine animale ($R < 0,7$) pour toutes les stations de prélèvement pendant la période d'étude, ceci pourrait être expliqué par l'abondance des oiseaux d'eau qui fréquente cette zone humide tout au long du cycle annuel, aussi bien en période d'hivernage où le Tonga accueille de grandes concentrations d'oiseaux d'eau hivernants ou de passage, ou encore en période de nidification, sachant que le lac est réputé pour abriter la reproduction de plusieurs espèces d'oiseaux comme rapporté dans de nombreux travaux (LAZLI, 2011 ; GHERIB, 2018 ; LOUCIF *et al.*, 2020 ; MECIF, 2020 ; GHERIB *et al.*, 2021). Par ailleurs, ce site lacustre constitue une zone d'activités intensives de pâturage au niveau des berges.

1.3. Evaluation de la variation spatio-temporelle des teneurs en plomb des eaux de surface du Lac Tonga

Les mesures de la concentration en plomb des eaux du Lac Tonga à travers les huit stations considérées ont permis une estimation des concentrations brutes de cet élément trace et ont donné une idée sur sa répartition dans les différents sites étudiés (Tab. 32).

Tableau 32: Les teneurs du plomb (mg/l) dans les eaux du Lac Tonga
(Moyenne $\pm$ écart-type ; valeurs minimales – valeurs maximales)
(P.H : Période Humide – P.E : Période Sèche)

	Campagne 01		Campagne 02		Campagne 03	
	P. H	P. E	P. H	P. E	P. H	P. E
Stations	Moy $\pm$ écart-type (min-max) n=3	Moy $\pm$ écart-type (min-max) n=3	Moy $\pm$ écart-type (min-max) n=3	Moy $\pm$ écart-type (min-max) n=3	Moy $\pm$ écart-type (min-max) n=3	Moy $\pm$ écart-type (min-max) n=3
S1	0,20 $\pm$ 0,03 (0,165-0,23)	0,4 $\pm$ 0,01 (0,38-0,41)	0,23 $\pm$ 0,10 (0,163-0,352)	0,13 $\pm$ 0,15 (0,012-0,3)	0,24 $\pm$ 0,15 (0,11-0,4)	0,03 $\pm$ 0,02 (0,005-0,049)
S2	0,22 $\pm$ 0,02 (0,195-0,24)	0,37 $\pm$ 0,06 (0,321-0,44)	0,29 $\pm$ 0,02 (0,264-0,309)	0,17 $\pm$ 0,2 (0,013-0,39)	0,62 $\pm$ 0,42 (0,23-1,06)	0,57 $\pm$ 0,05 (0,51-0,61)
S3	0,26 $\pm$ 0,07 (0,189-0,32)	0,39 $\pm$ 0,05 (0,33-0,435)	0,24 $\pm$ 0,02 (0,22-0,263)	0,13 $\pm$ 0,02 (0,11-0,154)	0,45 $\pm$ 0,23 (0,215-0,68)	0,31 $\pm$ 0,27 (0,005-0,48)
S4	0,29 $\pm$ 0,02 (0,27-0,315)	0,36 $\pm$ 0,02 (0,34-0,385)	0,38 $\pm$ 0,03 (0,355-0,41)	0,08 $\pm$ 0,13 (0,012-0,23)	0,32 $\pm$ 0,12 (0,24-0,46)	0,03 $\pm$ 0,01 (0,02-0,05)
S5	0,25 $\pm$ 0,02 (0,225-0,265)	0,36 $\pm$ 0,02 (0,336-0,375)	0,45 $\pm$ 0,06 (0,394-0,506)	0,18 $\pm$ 0,16 (0,014-0,33)	0,37 $\pm$ 0,21 (0,2-0,61)	0,56 $\pm$ 0,14 (0,46-0,73)
S6	0,31 $\pm$ 0,03 (0,274-0,342)	0,22 $\pm$ 0,04 (0,189-0,265)	0,32 $\pm$ 0,03 (0,3-0,352)	/	0,48 $\pm$ 0,04 (0,43-0,5)	/
S7	0,29 $\pm$ 0,03 (0,256-0,32)	0,20 $\pm$ 0,04 (0,168-0,245)	0,40 $\pm$ 0,01 (0,387-0,417)	0,11 $\pm$ 0,16 (0,012-0,3)	0,64 $\pm$ 0,23 (0,45-0,9)	0,5 $\pm$ 0,01 (0,48-0,51)
S8	0,31 $\pm$ 0,04 (0,26-0,345)	0,26 $\pm$ 0,04 (0,226-0,309)	0,37 $\pm$ 0,06 (0,32-0,44)	0,31 $\pm$ 0,51 (0,013-0,9)	1,01 $\pm$ 0,08 (0,92-1,07)	0,48 $\pm$ 0,02 (0,46-0,5)

Le dosage du plomb dans les échantillons d'eau prélevés dans Lac Tonga montre que la concentration en plomb la plus forte, 1,01 mg/l a été enregistrée dans la station (S8) et la plus faible, 0,03 mg/l, dans les stations (S1) et (S4) au cours la saison sèche (Fig. 43). Les valeurs moyennes relevées ont variés entre 0,27 mg/l et 0,32 mg/l pour la première campagne et entre 0,33 mg /l et 0,16 mg /l au cours de la deuxième, tandis que les valeurs obtenues lors de la troisième campagne oscillent entre 0,52 mg /l et 0,36 mg /l.

Les résultats obtenus lors de présente étude indiquent que les valeurs les plus élevées de concentrations en plomb ont été enregistrées durant la saison pluviale et les valeurs plus faibles ont été enregistrées au cours de la saison estivale (Fig. 43).

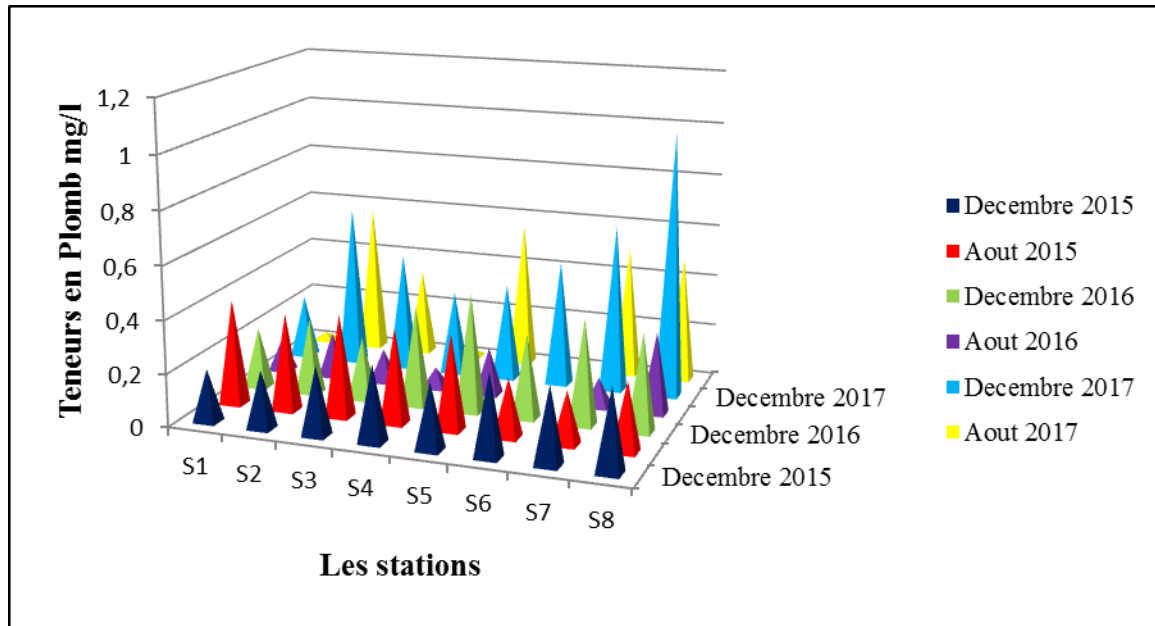


Figure 43: Variations spatiotemporelles des teneurs en plomb relevées dans les eaux superficielles du Lac Tonga

Les données recueillies indiquent que presque tous les sites retenus ont été chargés en plomb et dépassent les valeurs admissibles préconisées par l'O.M.S et la directive de la CE pour les eaux de surfaces, qui sont de 0,05 mg/l (BENDJAMA, 2007 ; ZERKI, 2013).

Cette pollution en plomb des eaux du Lac Tonga serait liée aux activités anthropiques qui se développent autour de cette zone humide et au niveau de son bassin versant, principalement les dépôts atmosphériques provenant du trafic routier, la source étant la combustion des carburants automobiles (BENDJAMA, 2007 ; MELGHIT, 2012 ; OUMAR *et al.*, 2014), sachant que le lac se trouve à proximité de la route nationale (RN 44), axe routier très fréquenté tout au long de l'année, notamment en période estivale et qui mène à la frontière algéro-tunisienne (BELABED, 2010 ; FAHSSI *et al.*, 2016). En effet, les émissions des pots d'échappement des véhicules, du fait de l'addition du plomb dans les carburants comme anti-détonnant, sont à l'origine de l'accroissement des apports anthropiques en plomb dont la voie atmosphérique représente la source principale de contamination (GADRAS, 2000 ; BELABED, 2010).

Dans l'atmosphère, ce métal peut parcourir de longues distances, sous la forme d'aérosols ou être adsorbés sur de très fines particules et se déposer dans les écosystèmes terrestres et aquatiques parfois éloignés des sources de pollution (jusqu'à 1000 km du point d'émission) en fonction de la vitesse et de la direction des vents, des précipitations et de l'humidité ambiante (NDZANGOU, 2003 ; LAPERCHE *et al*, 2004). On estime qu'environ 75 à 85 % des teneurs en plomb de l'atmosphère proviennent des gaz d'échappement (AMIRAT, 2010).

Lors des précipitations, l'eau de pluie se charge en polluants présents dans l'atmosphère avant de lessiver les surfaces par ruissellement. La part de la pollution contenue dans les eaux de ruissellement provenant de l'atmosphère polluée est estimée entre 15 et 25%. Le plomb dans le ruissellement routier est généralement rencontré sous forme particulaire, ou fixé aux matières solides en suspension (GADRAS, 2000).

De plus, on sait que son origine dans l'atmosphère ou dans les eaux superficielles est essentiellement anthropique. D'après RAMADE (1992), les apports anthropiques de plomb sont dix fois supérieurs aux apports naturels. Ainsi, 99,7% des émissions atmosphériques de plomb sont d'origine anthropique et une grande part de ces émissions incombe à la circulation automobile, et notamment à la combustion de l'essence (AMIRAT, 2010).

Autre cause de pollution du Lac Tonga par le Plomb serait le braconnage que connaît cette zone humide, particulièrement en période hivernale où d'importants contingents d'espèces d'oiseaux d'eau hivernantes et/ou migratrices de passage y sont dénombrées. En effet, le plomb contenu dans les cartouches de chasse et même dans les filets de pêche et les nasses, puisque le site est cédé en concession pour la pêche d'Anguille *Anguilla Anguilla*, constitue une source de contamination du lac par ce métal. Ce type de constatation est aussi rapporté par CARLIER (2003) et BENDJAMA (2007). Les niveaux les plus élevés d'exposition de l'environnement au plomb s'observent à proximité ces sources ponctuelles qui font également partie des plus grands facteurs de contamination environnementale (UNEP, 2010).

Les conditions météorologiques, comme l'intensité des pluies et le vent dont la direction et la force orientent les polluants, conditionnent le ruissellement et par suite le transport des métaux (GADRAS, 2000). Une forte pluviométrie augmente le temps de contact du plomb avec l'eau. Elle accroît ainsi les périls de contamination lors d'un transport par ruissellement des particules porteuses le plomb (LAPERCHE *et al*, 2004).

Ainsi, l'évolution saisonnière du plomb dépendrait de l'alimentation des eaux du Lac Tonga pendant la saison humide par les fortes précipitations augmentant ainsi le risque de contamination par les particules minérales ou organiques porteuse de plomb après lessivage de l'atmosphère et du bassin versant qui draine les polluants jusqu'au lac car il représente le principal réceptacle des différentes pollutions par le ruissellement des eaux de surfaces (LAPERCHE *et al.*, 2004), ainsi que les rejets domestiques entraînés par les eaux des oueds El-Hout et El-Eurg qui alimentent la zone humide (BENDJAMA *et al.*, 2011). Durant la saison sèche, les eaux alimentant le Lac Tonga proviennent essentiellement des rejets domestiques et de la nappe phréatique (BENDJAMA, 2007; BELABED, 2010).

La majeure partie des ETM rejetés dans l'eau se retrouve sous forme particulaire et tend à se déposer, précipiter ou s'adsorber sur la matière organique, les argiles et sur les oxydes et hydroxydes de manganèse et de fer pour finir dans les sédiments (SAHLI, 2012). Le plomb est présent dans de nombreux minéraux et ne se rencontre que rarement à l'état natif. Les principaux minéraux porteurs de plomb, sont des sulfates, des carbonates, des oxydes, des hydroxydes, des sulfures ou encore des phosphates. L'ensemble de ces minéraux présente une solubilité à l'eau très faible. Compte tenu de la faible solubilité de la plupart de ses composés, le plomb est considéré comme un élément peu mobile dans les milieux naturels (LAPERCHE *et al.*, 2004).

Dans les lacs, il y a deux processus compétitifs contrôlant le comportement des éléments dissous dans l'eau. Il s'agit de l'adsorption directe des éléments sur les sédiments et du processus de sorption sur la matière particulaire présente dans la colonne d'eau. L'efficacité de chacun de ces processus dépend de la solubilité de l'élément considéré et du pH des eaux des lacs. Par exemple, le plomb est un élément très insoluble dans la colonne d'eau des lacs à pH neutre à alcalin du fait de son adsorption sur les particules et les substances organiques. Il se dépose alors sur le fond du lac et se distribue d'une façon uniforme où il s'y accumule, notamment dans les eaux stagnantes où l'écoulement est très faible ou quasi-absent (NDZANGOU, 2003 ; CAP & INH, 2005; DEVALLOIS, 2009 ; EL AZHARI, 2013). D'après SAHLI (2012). L'adsorption/absorption sur les particules (MES) est un processus significatif dans la baisse des ETM dissous des eaux superficielles, avec l'incorporation finale aux sédiments. L'adsorption des ETM sur les particules met en jeu des liaisons plus ou moins fortes, depuis les forces électrostatiques, l'échange d'ions, jusqu'aux liaisons covalentes, ainsi que la co-précipitation avec les oxydes de fer et de manganèse.

Plusieurs travaux ont montré que les sédiments constituent souvent un stock des polluants, en particulier les éléments traces métalliques, qui deviennent par la suite une source potentielle de contamination pour les eaux sous l'effet des modifications des paramètres du milieu (BENADDA, 2002 ; MARCELLIN, 2009 ; TESSIER, 2012; EL AZHARI, 2013 ; SMATTI-HAMZA, 2019). Cependant, le stockage de plomb au niveau des sédiments n'est pas forcément définitif, peut être remobilisé dans la colonne d'eau soit par les effets naturels comme les tempêtes, les crues... ou par les effets anthropiques comme le dragage.... Leurs risques de remobilisation, de biodisponibilité et donc de toxicité sont à craindre et constituent ainsi un danger permanent pour toute la chaîne trophique (EL MORHIT, 2009 ; BENKADDOUR, 2018).

D'autres sources de pollutions sont aussi à tenir en compte dans la région et menacent cet écosystème lacustre. Il s'agit de l'ancienne mine de Kef Oum Teboul et des déchets miniers de la galène qui s'infiltrent après le ruissellement dans le bassin versant du lac (BELABED, 2010). Cette mine construite lors de l'époque coloniale en 1845 est abandonnée depuis 1968, elle est sans gestion et avec le temps son équipement s'est détérioré considérablement et les déchets portés par écoulement dans les tributaires de lac engendrent la détérioration de la qualité des eaux et conduit automatiquement à la dégradation de la vie aquatique (BELABED *et al.*, 2013). Des études récentes comme celles de LAPERCHE *et al.* (2004), CAP & INH, (2005) et BELLI *et al.*, (2010) ont également montré la contribution des anciennes activités minières dans l'enrichissement des eaux en métaux où ils présentent des risques pour la vie aquatique.

Par ailleurs, le lac et ses berges sont le siège de différentes activités agricoles et domestiques notamment ces dernières années, telles que l'utilisation de ses eaux pour l'irrigation et l'usage d'engrais chimiques et de pesticides, riches en plomb, pour les cultures qui se multiplient d'années en années. La présence cet élément trace en phase dissoute est probablement due au lessivage des sols en période humide engendrant la diffusion de ces produits polluants dans les eaux de surface. Données rapportées également dans les travaux de BELLI *et al.* (2010), FAHSSI *et al.* (2016) et BENKADDOUR (2018).

La région étant l'une des plus réputées en Algérie pour sa mosaïque d'écosystèmes et sa biodiversité, elle connaît un afflux touristique intensif tout au long de l'année ce qui contribue à la propagation de différents types de déchets qui sont abandonnés dans la nature, ce qui conduit à la création de petites décharges non contrôlées éparpillées ici et là, en

référence à l'Arboretum du Lac Tonga (GHERIB & LAZLI, 2017). Ces décharges contiennent différents métaux et constituent un danger pour l'environnement (LAPERCHE *et al.*, 2004).

Tableau 33: Comparaison de notre étude avec d'autres travaux sur les eaux superficielles réalisés dans certains lacs africains et asiatiques.

Sites	Pb (mg/l)	Références
Lac Nozha, Egypte	-	SAAD <i>et al.</i> , 1985
Lagune Mariout, Egypte	-	SAAD & FAHMY, 1985
Lac Victoria, Kenya	7 - 93,6	OCHIENG, 1987
Lagune de Lagos, Nigeria	9	OKOYE, 1991
Lac Tchad, Cameroun	-	KAYALTO, 2009
Lac Tonga, Algérie	0,616	BELABED, 2010
Lac El Mellah, Algérie	0,564	BELABED, 2010
Barrage Hammam Grouz, Algérie	-	MELGHIT, 2012
Barrage Beni Haroun, Algérie	-	MELGHIT, 2012
Lac El Mellah, Algérie	1,51	BENDJAMA, 2014
Lac Tonga, Algérie	0,77	BENDJAMA, 2014
Lac Oubeira, Algérie	0,47	BENDJAMA, 2014
Lac Bini, Cameroun	0,00209 (2,09 µg/l)	OUMAR <i>et al.</i> , 2014
Lac Dang, Cameroun	0,0024 (2,40 µg/l)	OUMAR <i>et al.</i> , 2014
Chott El Hodna (M'sila), Algérie	0,05	BENSACI <i>et al.</i> , 2014
Dayet El Kerfa (Médéa), Algérie	0,02	BENSACI <i>et al.</i> , 2014
Lac Taihu, Chine	0,0034 (3,4 µg/l)	SIVAKUMAR, 2018
Notre étude	0,31	NAILI <i>et al.</i>, 2021

2. Compartiment « Sédiment »

Le sédiment constitue un véritable indicateur de l'histoire de la contamination des eaux douces du Lac Tonga. L'accumulation du plomb dans les sédiments peut conduire à de sérieux problèmes environnementaux, notamment pour la santé des organismes aquatiques. La majeure partie des divers polluants couramment observés dans les milieux aquatiques se trouve toujours finalement plus au moins associée aux sédiments (EL MORHIT, 2009).

Il est considéré comme un outil d'interprétation et de lecture efficace en termes de management environnemental. En effet, il constitue un compartiment intégrateur des contaminations qui vient en complément des résultats obtenus dans les eaux qui sont représentatifs d'un instant donné. L'étude de la qualité des sédiments des milieux aquatiques a fait l'objet de plusieurs travaux à l'échelle internationale et locale (DEVALLOIS, 2009 ; BELABED, 2010 ; TESSIER, 2012 ; BENDJAMA, 2014 ; BENKADDOUR, 2018)

2.1. Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques des sédiments superficiels

Dix paramètres ont fait l'objet de notre étude notamment le potentiel d'hydrogène, le potentiel redox, la conductivité, la matière organique, la capacité d'échange cationique, les chlorures, les sulfates, les carbonates, l'oxyde de Fer et l'oxyde de Manganèse; les résultats des mesures des principaux paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau prélevés montrent des valeurs moyennes différentes en fonction des saisons (Tab. 34).

Tableau 34: Principaux paramètres physico-chimiques des sédiments superficiels mesurés au Lac Tonga (moyenne $\pm$ écart-type ; valeurs minimales – valeurs maximales)

	Période hivernale	Période estivale
	Moy $\pm$ écart-type (min-max)	Moy $\pm$ écart-type (min-max)
pH (à 25)	7,14 $\pm$ 0,39 (6,5 – 7,93)	7,16 $\pm$ 0,58 (6,6 – 8,23)
EH (mV)	-52,75 $\pm$ 20,72 (-24 - -96)	-53,57 $\pm$ 32,84 (-23 - -115)
CE (μS/cm)	982 $\pm$ 945,62 (240 – 3160)	653,42 $\pm$ 330,75 (290 – 1341)
MO (%)	6,06 $\pm$ 1,62 (4,04 – 8,52)	4,97 $\pm$ 0,79 (3,78 – 5,76)
CEC (meq/100g)	30,34 $\pm$ 8,52 (16,08 – 42,31)	28,47 $\pm$ 3,20 (23,74 – 32,78)
Cl⁻ (mg/kg)	566,81 $\pm$ 721,13 (110 – 2307)	2206,07 $\pm$ 304,99 (1775 – 2662,5)
SO₄²⁻ (mg/kg)	1541,25 $\pm$ 713,15 (700 – 2660)	1296,42 $\pm$ 477,71 (875 – 1875)
CO₃²⁻ (mg/kg)	621,02 $\pm$ 132,60 (402 – 802)	670,28 $\pm$ 149,71 (526 – 858)
FeO (mg/kg)	17826,07 $\pm$ 8279,03 (6792,72 – 30567,24)	18625,57 $\pm$ 7802,76 (9468,6 -27994,2)
MnO (mg/kg)	1526,07 $\pm$ 852,56 (542,3 – 3338)	1730,29 $\pm$ 909,02 (878,01 – 2969,76)

pH = potentiel d'hydrogène ; **EH** = potentiel redox ; **CE** = conductivité électrique ; **MO** = matière organique ; **CEC** = capacité d'échange cationique ; **Cl⁻** = chlorures ; **SO₄²⁻** = sulfates ; **CO₃²⁻** = carbonates ; **FeO** = oxyde de Fer ; **MnO** = oxyde de Manganèse

2.1.1. Le pH

Le pH est un des paramètres clés du comportement des métaux dans les systèmes aquatiques. Il influe sur la partition entre phases dissoute et particulaire et sur tous les paramètres qui en dépendent, c'est-à-dire la mobilité, la réactivité, la biodisponibilité, la bioaccumulation et la toxicité (DEVALLOIS, 2009).

Le potentiel hydrogène des sédiments montre que la majorité des échantillons prélevés présentent des valeurs moyennes neutres à légèrement alcalines, avec un minimum de 6,5 (S7), un maximum de 7,93 (S3) et une moyenne de 7,14 pendant la période hivernale. Lors de la saison estivale, la valeur moyenne du pH a été 7,16 ; la minimale et la maximale ayant fluctué entre 6,6 et 8,23 au niveau des mêmes stations. Notons que les moyennes enregistrées pendant les deux saisons sont pratiquement proches (Fig. 44).

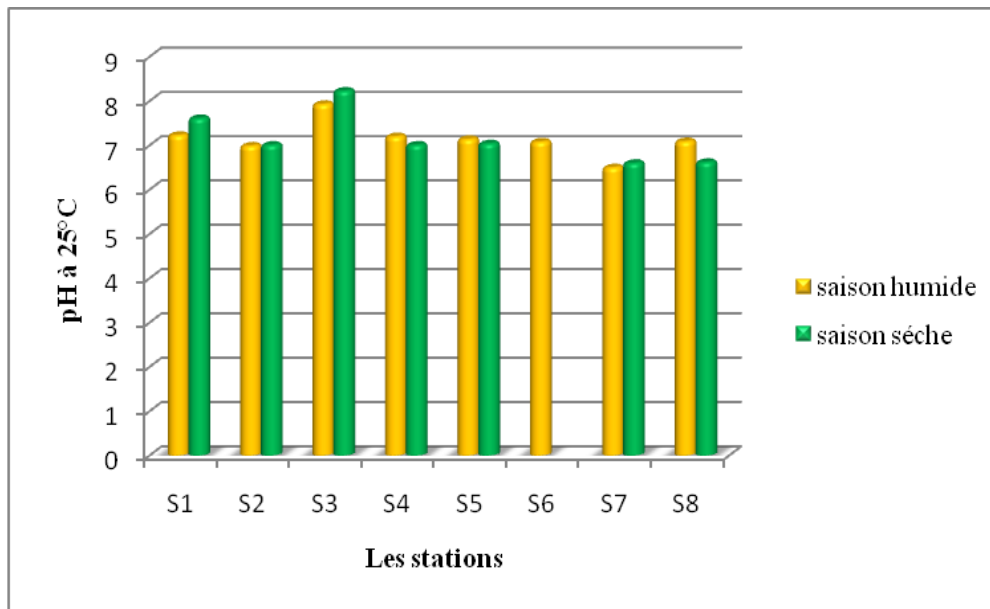


Figure 44: Variations spatio-temporelles du pH des sédiments du Lac Tonga

Généralement, les valeurs enregistrées dans la présente étude indiquent un milieu neutre à légèrement alcalin, ceci est probablement lié à une présence très importante de carbonates. Ces derniers jouent un rôle important dans le maintien du pH (SAHLI, 2012).

Selon ELAZHARI (2013), le pH est fortement lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates, ces derniers proviennent essentiellement de l'érosion du fond géochimique, constitué de formations marno-dolomitique et de calcaire riche en carbonates, ainsi que de la précipitation des carbonates, surtout la calcite. Ainsi, les valeurs du pH des sédiments sont en perpétuelle relation avec le pH des eaux. En effet, dans les eaux naturelles non soumises aux rejets, le pH des sédiments dépend de ces eaux, de la nature géologique du lit et du bassin versant du lac. En conséquence, le pH de l'eau est un paramètre qui peut conditionner et déterminer celui des sédiments (MELGHIT, 2012 ; SAHLI, 2012).

Notons par ailleurs que le pH légèrement acide enregistré au niveau des stations (S7) et (S8), est dû probablement à une perturbation du milieu suite à différents rejets. Cette légère diminution du pH est essentiellement due d'une part à l'évaporation des eaux engendrant un enrichissement en éléments dissous, d'autre part à la dissociation de la molécule de l'eau libérant des ions d'hydrogène dans le milieu, ce qui engendre une acidification du milieu (ELAZHARI, 2013).

D'une manière générale le pH des sédiments du Lac Tonga semble favorable pour un développement sensé être normal pour la faune et de la flore, qui restent très sensibles aux

variations brutales de ce paramètre. Les effets toxiques du pH sur la faune aquatique apparaissent à partir d'une valeur inférieure à 4 et supérieur à 9,5. Le pH conditionne un grand nombre d'équilibre physico-chimique à savoir les équilibres ioniques des ETM en augmentant ou en diminuant leur toxicité (SAHLI, 2012).

Quand le pH diminue, des processus de désorption ou de dissolution auront tendance à entraîner le relargage des cations métalliques depuis le sédiment vers la phase dissoute dans le milieu ambiant, ceci peut libérer les métaux associés aux sédiments donc leur biodisponibilité augmente et ils deviennent plus susceptibles d'être toxiques pour les organismes benthiques, tandis qu'un pH alcalin, favorise la sorption des métaux et de leurs complexes (MELGHIT, 2012 ; ELAZHARI, 2013).

Les valeurs de pH obtenues s'avèrent inférieures à celles rapportées par BENZIZOUNE *et al.*, (2004) et BENBOUIH (2005) au Lac Fouarat (Maroc), par DJEDDI *et al.*, (2018) au niveau du barrage de Beni Haroun et par SMATTI-HAMZA (2019) au barrage du Koudiat Medouar (Batna).

2.1.2. Le potentiel redox

Le potentiel d'oxydoréduction est une mesure de la concentration d'électrons en solution. Sa mesure peut renseigner sur l'état d'oxydation ou de réduction d'un milieu donné, y compris l'intensité de l'activité biologique, sur l'état d'oxydation de certains éléments et sur l'évolution de la matière organique. Lorsque les valeurs d'Eh sont supérieures à zéro ; le milieu est oxydant en contact avec l'air, par contre lorsque les valeurs d'Eh sont inférieures à zéro ; le milieu est réducteur à l'abri de l'air (BAHROUN, 2016).

La teneur moyenne en potentiel redox en saison hivernale s'échelonne à (-52,75 mV) avec une valeur maximale atteignant (-96 mV) à la station (S3) et une valeur minimale de l'ordre de (-24 mV) au niveau de la station (S7). Cependant, durant la saison estivale les valeurs sont comprises entre (-115 mV) à la station (S3) et (-23 mV) à la station (S7) avec une moyenne de (-53,57 mV) (Fig. 45).

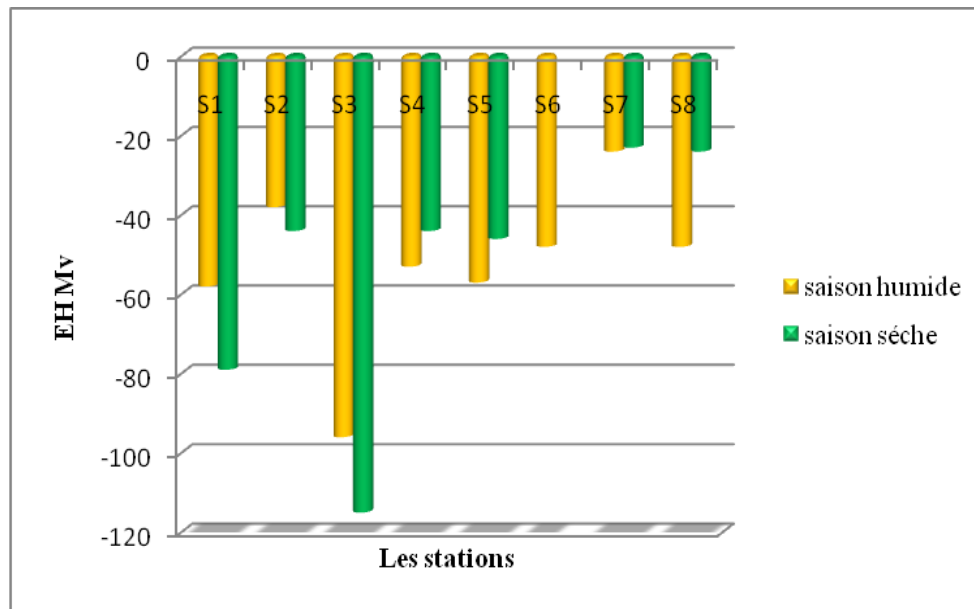


Figure 45: Variations spatio-temporelles du potentiel redox des sédiments du Lac Tonga

Dans tous les cas, les valeurs du potentiel redox indiquent des conditions fortement réductrices avec des valeurs mesurées sur l'ensemble des sites, proches de (-115 mV). Ce constat peut probablement être expliqué par la nature plus grossière du sédiment de surface du lac, permettant ainsi à l'eau de mer (oxique) de pénétrer plus en profondeur (TESSIER, 2012).

La mesure du potentiel redox des différents sites, montre que ces sédiments possèdent des particules dont les surfaces sont chargées négativement (Tab. 45). Cela signifie que leur capacité d'adsorber des espèces cationiques, et surtout les traces métalliques cationiques, est élevée. Cette charge négative pourrait donc contribuer avec d'autres facteurs à la contamination métallique (DIAB, 2016).

Bien que le plomb garde globalement le même état d'oxydation dans les milieux naturels, sa mobilité va néanmoins pouvoir être affectée de manière indirecte par des changements de potentiels redox du milieu. Ces variations sont susceptibles de modifier la chimie de la phase aqueuse pouvant entraîner des phénomènes de précipitation de minéraux contenant du plomb. A l'inverse, ces variations du potentiel redox peuvent aussi entraîner la dissolution de phases porteuses de plomb (LAPERCHE *et al.*, 2004 ; CECCHI, 2008).

Une baisse du pH et une variation du potentiel d'oxydoréduction dans le milieu ambiant peuvent libérer les métaux associés aux sédiments. Leur biodisponibilité augmente alors, et ils deviennent plus susceptibles d'être toxiques pour les organismes benthiques. Les

principaux métaux et métalloïdes connus pour être influencés par les conditions d'oxydoréduction et le pH sont le plomb, l'arsenic, le cadmium, le chrome, le mercure, et le zinc (BERRYMAN, 2007).

2.1.3. La conductivité électrique

Les variations spatio-temporelles de la conductivité électrique des sédiments du lac montrent des fluctuations importantes s'observant d'une station à l'autre et d'une saison de prélèvement à l'autre (Fig. 46). On note que les moyennes oscillent entre $982 \pm 945,62$ et $653,42 \pm 330,75 \mu\text{S/cm}$ (Tab. 34). Ces valeurs indiquent une forte minéralisation.

Pendant la saison humide, la valeur la plus élevée de la conductivité électrique a été relevée dans la station (S2), $3160 \mu\text{S/cm}$, et la valeur la plus faible, $240 \mu\text{S/cm}$, a été notée au niveau de la station (S6). Tandis que les valeurs les plus faibles, oscillant entre $290 \mu\text{S/cm}$ et $1341 \mu\text{S/cm}$, ont été enregistrées au cours de la saison sèche et ce, au niveau de toutes les stations (Fig. 46).

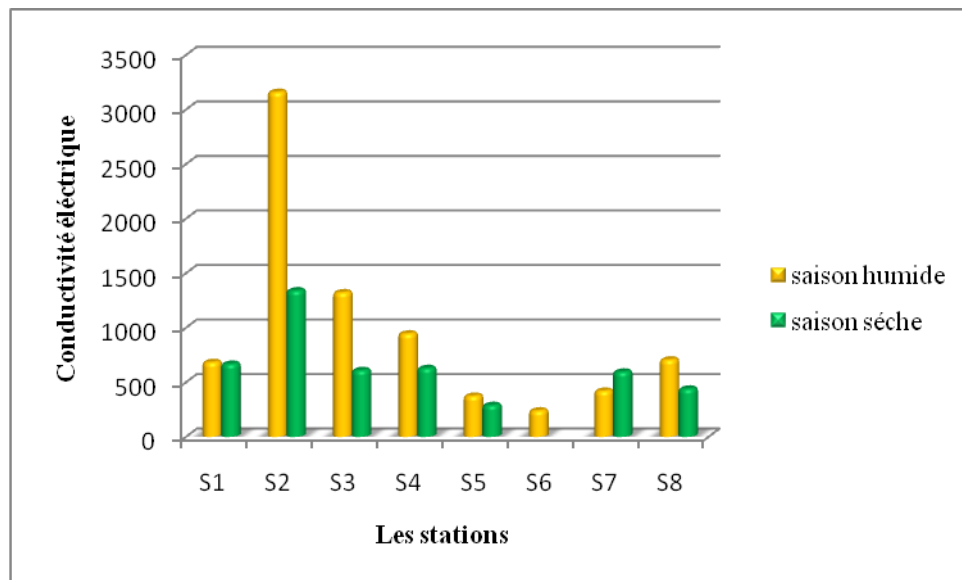


Figure 46: Variations spatio-temporelles de la conductivité électrique des sédiments du Lac Tonga

Ces taux élevés dépendent de la nature géologique du bassin versant dont l'origine est argilo-marneuse (MELGHIT, 2012 ; GUERFI, 2019), ainsi que du régime hydrique du système lacustre et de la minéralisation de la matière organique dans le lac suite aux fortes précipitations et probablement aux entrées des eaux de mer par le chenal de la Messida situé

en aval du lac (NAILI *et al.*, 2021). Ceci pourrait être attribué aux divers rejets urbains et organiques riches en sels dissous provenant des deux oueds El Hout et El Eroug qui alimentent le Lac Tonga (SAHLI, 2012 ; MELGHIT, 2012).

Les valeurs de CE des sédiments obtenues s'avèrent supérieures à celles rapportées par MELGHIT (2012) au niveau des deux barrages Hammam Grouz et Beni Haroun (295,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et SAHLI (2012) au niveau du bassin versant Kebir Rhumel (453 $\mu\text{S}/\text{cm}$) à Constantine.

2.1.4. La matière organique

La matière organique est constituée par des cellules de micro-organismes, restes de végétaux et d'animaux à différents stades de décomposition, humus stable et des composés tels que le charbon et le graphite. La matière organique est donc un indicateur de l'activité biologique et du statut nutritionnel des sédiments (GUESDON *et al.*, 2014).

La figure ci-dessous montre la distribution des teneurs en matière organique (M.O) dans les sédiments superficiels prélevés dans la zone d'étude.

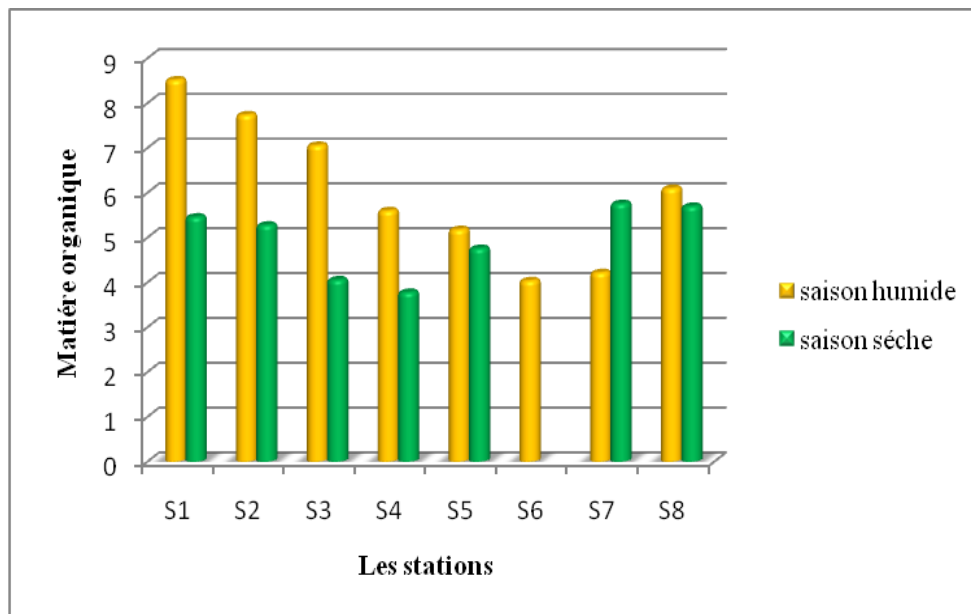


Figure 47: Variations spatio-temporelles de la matière organique des sédiments au Lac Tonga

Les teneurs enregistrées en période pluvieuse sont beaucoup plus importantes que celles de la période sèche. Au cours de la première période, la (M.O) a exhibé une teneur moyenne de $6,06 \pm 1,62 \%$, ainsi qu'une minimale et une maximale variant entre 4,04 % (S6)

et 8,52 % (S1). Lors de la seconde période, les valeurs extrêmes ont été 3,78 % (S4) et 5,76 % (S8) et la moyenne a été $4,97 \pm 0,79$ % (Fig. 47).

Selon MEYBECK *et al.*, (1998), les sédiments sont très riches lorsque la proportion de la matière organique est de 10 % ; cela montre que toutes les stations du Lac Tonga ont des teneurs inférieures à cette valeur mais sont plus ou moins riches en matière organique. Les forts taux de matière organique dans les sédiments sont le résultat de plusieurs éléments issus de la dégradation des végétaux, du lessivage des sols par les pluies, ou contenus dans les rejets multiples et variés d'eaux usées (GUERFI, 2019). L'intensité de la productivité biologique est un facteur non négligeable aussi. Cette dernière peut avoir lieu par apports en éléments nutritifs favorables pour la productivité du phytoplancton, ajouté à cela un faible hydrodynamisme et/ou une faible hauteur de la colonne d'eau qui favorise le dépôt de la matière organique. C'est le cas de notre site d'étude ; en effet, le Lac Tonga abrite une richesse végétale aquatique variée et abondante, il est entouré d'habitations et de terrains où prospèrent des cultures de tout type dont les rejets finissent dans le lac, comme il reçoit aussi les eaux de pluies charriant des éléments divers issus de son bassin versant et des deux oueds qui l'alimentent, d'où l'accumulation de la matière organique dans son fond, chose favorisée par son faible hydrodynamisme. Donc, les valeurs enregistrées dans cette étude peuvent être liées à l'importante végétation présente dans le lac et sur les berges et/ou dans l'eau où ont été effectués les prélèvements (SAHLI, 2012).

La matière organique joue un rôle très important dans la constitution des phases secondaires des sédiments, puisque c'est le moteur principal de la diagenèse précoce. Elle peut influencer sur le comportement des polluants métalliques en modifiant les propriétés de sorption des minéraux et en complexant fortement certains cations. Il n'y a pas de règle générale régissant l'affinité des métaux par rapport à la matière organique. Cela dépend de la composition du sédiment et des conditions physico-chimiques. Les éléments sont retenus par la matière organique sous forme échangeable, ou à l'état de complexes dans lesquelles ils sont fixés plus fortement (CHAGUER, 2013). Les ETM peuvent être associés à différentes phases solides du sédiment dont la matière organique sous forme vivante ou détritique. Les particules organiques véhiculées par l'eau constituent alors un important vecteur de pollution. Dans le cas des matériaux présentant de faibles taux de matières organiques (< 1 %), c'est la combinaison teneurs en argile/teneurs en cations qui semble influencer le plus l'adsorption (REDDY *et al.*, 1998). En effet, si certains contaminants circulent librement à l'état dissous dans l'eau, beaucoup d'autres sont presque entièrement liés à ces particules (organiques ou

minérales) en suspension. Or, ces dernières ne se déplacent pas forcément au fil de l'eau, mais en alternant les phases de dépôt et de remise en suspension. Il en résulte un temps de séjour accru des polluants dans le réseau hydrographique (SAHLI, 2012).

Les résultats obtenus dans le présent travail sont inférieurs à ceux enregistrés par BENZIZOUNE *et al.*, (2004) et BENBOUIH *et al.*, (2005) pour les sédiments du Lac Fouarat au Maroc et ils sont supérieures à ceux enregistrés par SMATTI-HAMZA *et al.*, (2019) au niveau de barrage Koudiat Medouar à Batna. Au vu de la richesse du lac Tonga en matière organique et au regard du rôle qu'elle joue sur le comportement et l'association au ETM, son accumulation progressive constitue un danger pour « la vie » dans cet écosystème aquatique.

2.1.5. La capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique est un paramètre global, qui représente la quantité maximale de cations de toutes sortes qu'un poids déterminé de sol est capable de retenir ou, autrement dit, le total des charges négatives du sol disponibles pour la fixation de cations métalliques ou d'ions H^+ (SLATNI, 2014).

Les résultats obtenus de la capacité d'échange cationique des sédiments du Lac Tonga exposent des variations très considérables d'une station à une autre et par rapport aux deux saisons considérées (Fig. 48). Les valeurs fluctuent entre 16,08 meq/100 g (S6) et 42,31 meq/100 g (S2) durant la saison froide et entre 23,74 meq/100 g (S4) et 32,78 meq/100 g (S2) au cours de la période chaude. Les concentrations les plus élevées ont été observées durant la période froide avec une moyenne de 30,34 meq/100 g.

Dans tout ce qui a précédé, les sédiments ont été considérés comme échangeurs de cations. BENZIZOUNE *et al.* (2004) ont mis en évidence la contribution de la fraction organique et argileuse dans la capacité d'échange cationique (C.E.C) du sédiment. On signale une augmentation de la C.E.C, ce qui implique une augmentation de la fixation des anions et des cations.

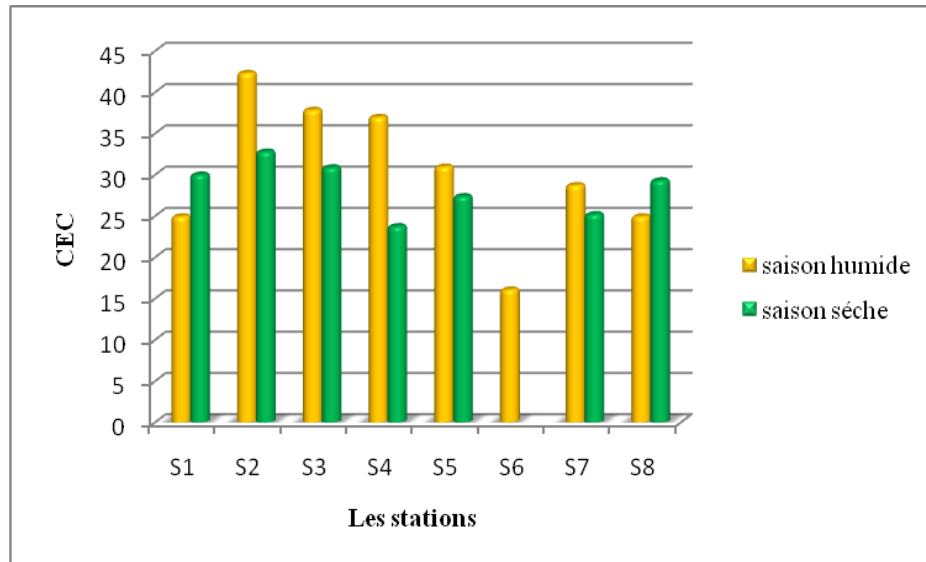


Figure 48: Variations spatio-temporelles de la capacité d'échange cationique des sédiments du Lac Tonga

Selon SLATNI (2014), les cations dissous dans la solution du sol sont attirés par des composants chargés négativement, principalement les argiles, les oxydes de métaux et la matière organique qui sont les contributeurs les plus importants à la CEC du sol. Une CEC élevée veut dire que la possibilité de fixation sur les charges négatives augmente. Plus la CEC est élevée, plus les cations métalliques comme le Pb sont adsorbés ou complexés par les matières organiques, les argiles et les oxydes. La fixation du plomb s'opère dans le sol par la formation d'une liaison entre les cations de ce métal qui est chargé positivement et la surface du sol qui est chargé négativement, ces liaisons sont réalisées après une attraction électrostatique entre les deux qui permet de favoriser un échange ionique entre le sol et cet élément (AMIRAT, 2010).

Ces teneurs en capacité d'échange cationique restent supérieures à celles rapportées par BENZIZOUNE *et al.*, (2004) au niveau du Lac Fouarat (Maroc).

2.1.6. Les chlorures

Les chlorures largement répandus dans la nature, généralement sous forme de sels de sodium (NaCl) et de potassium (KCl), représentent environ 0,05 % de la lithosphère. L'ion chlorure possède des caractéristiques différentes de celles des autres éléments, il n'est pas adsorbé par les formations géologiques, ne se combine pas facilement avec les éléments

chimiques et reste très mobile. Il constitue un bon indicateur de la pollution (BENDAJAMA, 2014).

Les concentrations en ions chlorure relevées dans les sédiments du Lac Tonga (Fig. 49) varient entre 1775 mg/Kg (S7) et 2662,5 mg/Kg (S2) en période sèche et entre 110 mg/Kg (S1) et 2307 mg/Kg (S6) en période humide. Les concentrations les plus élevées ont été observées durant cette dernière, avec des valeurs moyennes oscillant entre $2206,07 \pm 304,99$ mg/Kg et $566,81 \pm 721,13$ mg/Kg (Fig. 50). Cette évolution indique la contribution d'un apport anthropique conséquent ayant probablement des origines diverses et selon ce paramètre on peut classer les sédiments comme fortement pollués.

La présence des ions chlorures est due au lessivage des roches et des sols sédimentaires, de la désinfection des eaux domestiques, des procédés industriels qui emploient le Chlore comme agent de blanchiment et agents de nettoyage domestique (NGARAM, 2011 ; ZERKI, 2013).

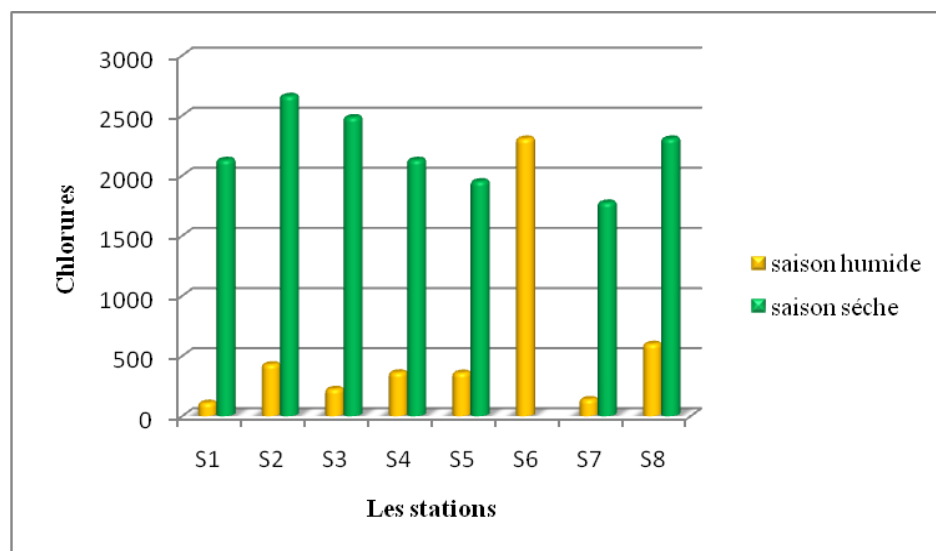


Figure 49: Variations spatio-temporelles des chlorures dans les sédiments du Lac Tonga

Dans le Lac Tonga, l'évolution temporelle est marquée par un léger abaissement des teneurs en chlorures pendant la saison humide par rapport à la saison sèche résultant de la dilution par les précipitations, alors que les fortes concentrations liées principalement aux rejets des eaux usées des agglomérations avoisinantes, les engrais chimiques et les pesticides utilisés en agriculture ainsi que la nature des terrains traversés, ce qui indiquent l'existence

des forts apports salifères à partir des formations évaporitiques (BENDAJAMA, 2014 ; GUERFI, 2019 ; RAZKALLAH, 2019).

2.1.7. Les sulfates

Les sulfates sont des composés naturels, ils sont liés aux cations majeurs tels que le calcium, le potassium et le sodium. Ils proviennent de certains minéraux, en particulier du gypse ou apparaissent à partir de l'oxydation des minéraux sulfureux (GUERFI, 2019).

Les valeurs de ce paramètre dans les sédiments ont été très variables (Fig. 50). La période hivernale a été la période la plus chargée en ions de SO_4^{2-} avec une moyenne de $1541,25 \pm 713,15$ mg/kg et des valeurs minimales et maximales qui ont oscillées respectivement entre 700 mg/ kg (S5) et 2660 mg/ kg (S3). Pendant la période estivale, la charge moyenne en sulfates a été $1296,42 \pm 477,71$ mg/ kg et les valeurs extrêmes ont variées entre 875 mg/ kg (S3) et 1875 mg/ kg (S8) (Fig. 51).

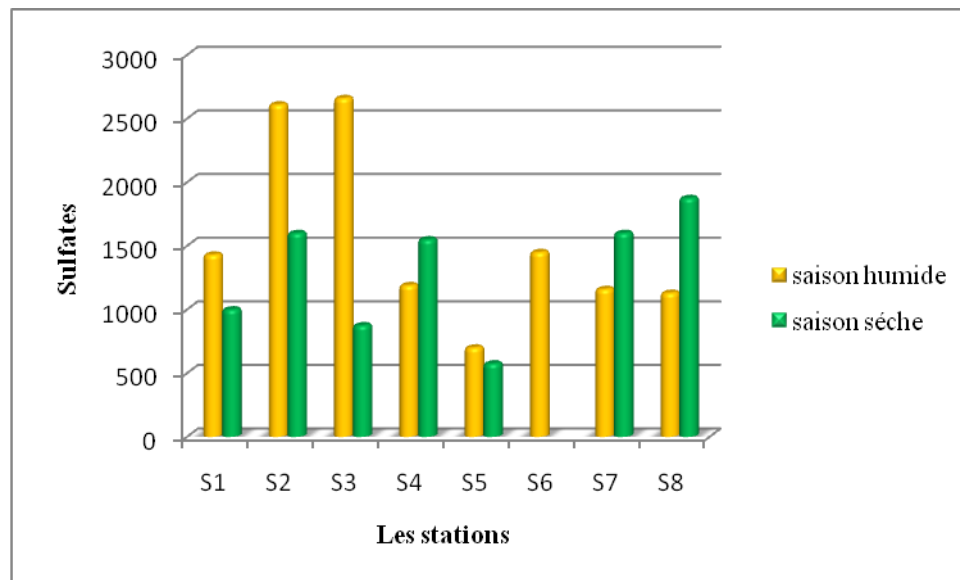


Figure 50: Variations spatio-temporelles de la charge en sulfates des sédiments du Lac Tonga

Les sulfates peuvent être d'origine naturelle : dissolution des roches et de l'oxydation des minéraux sulfurés et/ou d'origine anthropique retombées atmosphériques et eaux usées. Dans la zone d'étude, les fortes teneurs en sulfates enregistrées pourraient s'expliquer par la géologie des terrains où elles pourraient provenir de roches telle que le gypse, comme elles pourraient être associées également aux activités agricoles, à travers l'emploi de manière excessive des insecticides et des fongicides à base de sulfates ou d'acide sulfurique ainsi que

des engrais au sulfate d'ammonium ou bien alors par une contamination directe de l'eau du lac par des rejets domestiques surtout riches en détergents, sachant que le pourtour du Lac Tonga est habité et que la population riveraine qui y prospère s'adonne aux activités agricoles et d'élevage (ZERKI, 2013 ; BENKADDOUR, 2018 ; RAZKALLAH, 2019).

2.1.8. Les carbonates

Les carbonates constituent un groupe de minéraux regroupant un nombre important d'éléments, largement dominé en milieu aquatique par la calcite ($\text{CaCO}_3(\text{s})$), la dolomite $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2(\text{s})$, la sidérite ($\text{FeCO}_3(\text{s})$) et la rhodocrosite ($\text{MnCO}_3(\text{s})$). Dans les sédiments, ces carbonates jouent un rôle significatif, car en plus de contrôler le pH, leur surface est le siège de phénomène de sorption des ions métalliques (CHAGHER, 2013 ; DEVALLOIS, 2009).

Les variations des concentrations en carbonates subissent des variations régulières dans un ordre croissant: de l'amont vers l'aval et de la saison sèche à la saison pluvieuse (Fig. 51). Les fortes teneurs ont été observées essentiellement au cours de l'été où elles oscillent entre 526 mg/Kg (S7) et 858 mg/ Kg (S4), tandis qu'elles varient entre 402 mg/ Kg (S8) et 802 mg/ Kg (S2) durant la saison hivernale (Fig. 51). Les sédiments superficiels du Lac Tonga sont à dominance carbonatée.

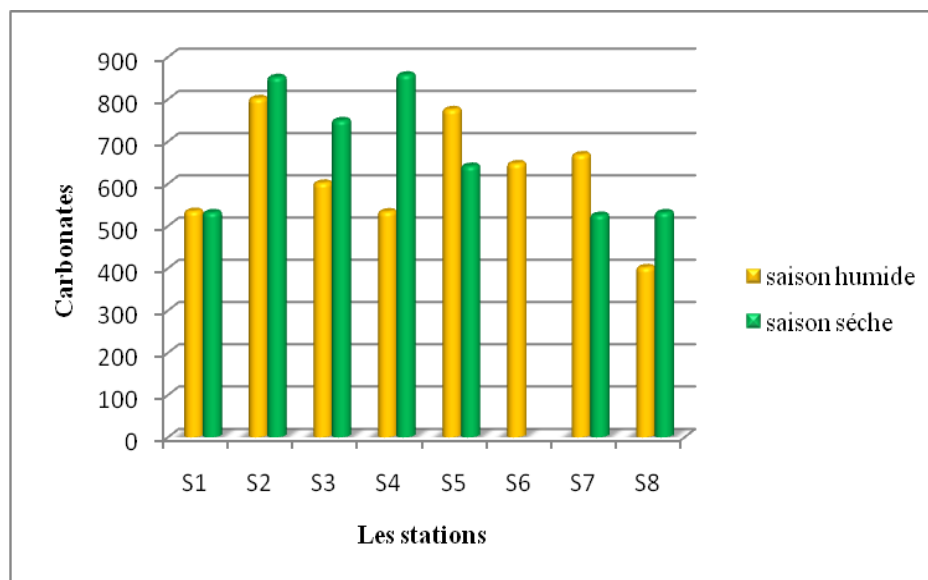


Figure 51: Variations spatio-temporelles des carbonates dans les sédiments du Lac Tonga

Les valeurs des carbonates relevées lors de ce travail s'avèrent très inférieures à celles trouvées par BENBOUIH *et al.*, (2005) au lac Fouarat (Maroc).

Les teneurs en carbonates sont importantes et peuvent être attribuées à la nature du milieu notamment la teneur en carbonates caractérisant la région d'étude. L'ion HCO_3^- est la parfaite illustration de la signature géologique qu'une roche peut laisser dans une eau. Dans le cas du bassin versant du Lac Tonga, la couverture néogène à sédimentation continentale, essentiellement conglomératique, repose fréquemment directement sur la formation carbonatée, essentiellement due à leurs alcalinités élevées (SAHLI, 2012 ; ELAZHARI, 2013).

Les carbonates jouent un rôle important dans les sédiments, leur équilibre de dissolution contrôle partiellement le pH et une teneur élevée en carbonates rend le sédiment alcalin et favorise ainsi l'ensemble des modes de fixation. De plus, la surface des carbonates est le siège de phénomènes de rétention des ions métalliques tels que la précipitation (cérusite (PbCO_3), la co-précipitation, l'absorption et l'adsorption et par substitutions isomorphes dans le réseau cristallin (RAMAROSON, 2008 ; CECCHI, 2008 ; DEVALLOIS, 2009).

2.1.9. Les oxydes métalliques

Les oxydes métalliques sont présents sous forme amorphe ou cristalline dans la majorité des sédiments : ce sont principalement des oxydes de fer et de manganèse. Ils se forment par oxydation des cations Fe^{2+} et Mn^{2+} . Sous le terme générique d'oxydes sont souvent regroupés les précipités sous formes d'oxydes, d'hydroxydes ou d'oxyhydroxydes. Celles-ci sont présentes simultanément dans les sédiments et la prédominance d'une forme par rapport à l'autre est dépendante des conditions de pH (DEVALLOIS, 2009).

Les valeurs moyennes des oxydes de fer relevées dans les sédiments superficiels du Lac Tonga pendant notre étude ont varié entre $17826,07 \pm 8279,03$ mg/Kg et $18625,57 \pm 7802,76$ mg/Kg, de la même façon que les oxydes manganèse qui ont variés entre $1526,07 \pm 852,56$ mg/Kg et $1730,29 \pm 909,02$ mg/Kg (Tab. 34) Les résultats des oxydes métalliques enregistrés sont résumés dans les graphes ci-dessous (Fig. 52, 53).

Les stations (S1) et (S8) ont exhibé les valeurs maximales d'oxydes de fer avec respectivement : 6792,72 mg/Kg et 30567,24 mg/Kg. Les oxydes de manganèse ont quand à eux varié entre 542,3 mg/Kg dans la station (S4) et 3338 mg/Kg dans la station (S8). En effet, les variations temporelles montrent que les valeurs les plus élevées ont été enregistrées au cours de la période chaude, cela a été observé au niveau de toutes les stations. Ces fortes teneurs des oxydes métalliques pourraient être attribuées à la diminution de la quantité des

eaux dans le lac en rapport avec l'évaporation intense sous l'effet de l'augmentation de la température qui aurait une influence sur la concentration des oxydes dans les sédiments superficiels au cours de cette saison. La dilution assurée par les précipitations et le ruissellement des eaux pluviales au cours de la saison humide ont été à l'origine de l'abaissement considérable dans les valeurs enregistrées lors de cette période.

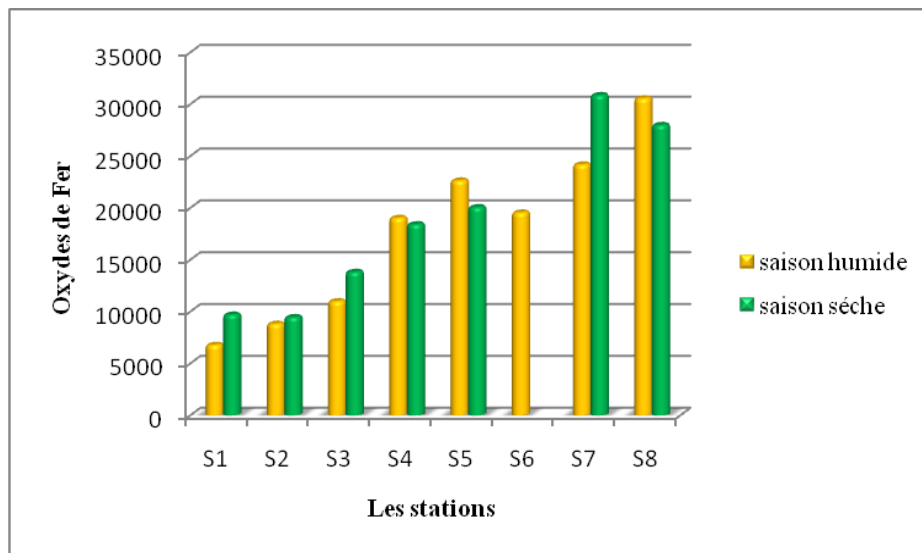


Figure 52: Variations spatio-temporelles des oxydes de Fer dans les sédiments du Lac Tonga

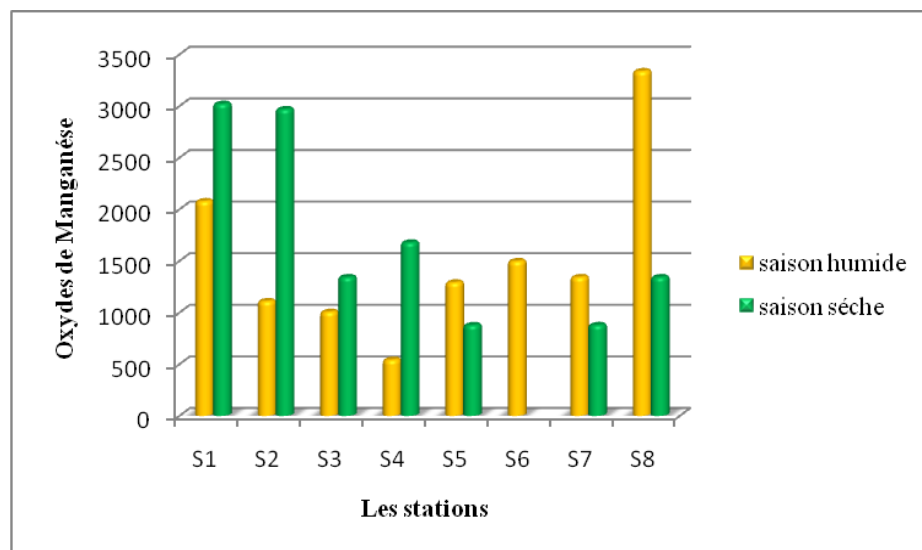


Figure 53: Variations spatio-temporelles des oxydes de Manganèses dans les sédiments du Lac Tonga

En l'absence d'oxygène et de nitrates, les oxy-hydroxydes de manganèse (III, IV) et de fer (III) présents sous forme de minéraux plus ou moins bien cristallisés, deviennent les oxydants libérant le plus d'énergie libre. Ils seront donc utilisés à leur tour par les bactéries pour dégrader la MO. Les réactions de dissolution produisent : Mn^{2+} , Fe^{2+} , NH_4^+ , HPO_4^{2-} et HCO_3^- . Ainsi libérés dans les eaux interstitielles, les ions Mn^{2+} (non précipités avec CO_3^{2-}) et Fe^{2+} peuvent alors être transportés par diffusion vers la zone oxygène, où ils seront ré-oxydés par l'oxygène, pour précipiter sous forme d'oxydes néoformés. Ce phénomène pourra provoquer un enrichissement des sédiments de surface en Mn et en Fe (TESSIER, 2012).

Une fois formés, les oxydes de fer et de manganèse jouent un rôle prépondérant dans la sorption des ions métalliques de par leur surface spécifique élevée (300 m²/g pour MnO₂ et 230- 320 m²/g pour FeOOH) et leurs sites de surface généralement chargés négativement pour la gamme de pH des eaux de surface (5<pH<8). Bien que leur contribution à la masse des particules en suspension et du sédiment soit faible, ils peuvent être considérés, avec la matière organique, comme le facteur dominant la biogéochimie des métaux dans les systèmes aquatiques (DEVALLOIS, 2009).

Selon BELABED (2010), les sédiments du Lac Tonga sont pollués par le fer et le manganèse, il rapporte des valeurs supérieures à 3 de l'indice de contamination du sédiment par le fer, permettant ainsi de classer le sédiment du Tonga comme zone polluée par le fer et de classe « 2 ». Ces valeurs élevées du fer sont dues essentiellement à l'érosion pendant les crues et aux émanations de poussières sidérurgiques provenant du complexe sidérurgique Arcelor Mittal (El Hadjar) situé à 55 km à vol d'oiseau de la région d'El Kala ; la présence d'un substratum d'origine acide caractérisant les sols du bassin versant de ce lac, favoriserait davantage la fixation des métaux lourds. Notons également l'ancienne activité minière dans la région qui représente une source principale en cet élément à priori liée à la minéralogie de la mine riche en sulfures; la présence de cette mine expliquerait la présence des métaux : Fe, Zn, Cu, Cd, Pb dans les eaux et les sédiments.

La valeur de manganèse la plus élevée au Lac Tonga, a été relevée dans la partie Nord du lac durant l'été, soit 600 mg/Kg. Cette pollution est liée à l'érosion de la roche et aux rejets domestiques et urbains, ainsi que les activités minières exposées plus haut.

2.2. Les analyses granulométriques

La granulométrie des sédiments est déterminée afin de comprendre l'origine des apports sédimentaires du lac. Ce paramètre nous indique la distribution de taille des particules minérales dans les sédiments, c'est-à-dire, la proportion de sable, de limon et d'argile. La granulométrie est essentielle afin d'évaluer la disponibilité immédiate et potentielle des nutriments et des polluants (GUESDON *et al.*, 2014). Elle est sans doute le facteur naturel le plus important susceptible de faire varier les concentrations en métaux traces d'un sédiment. Plus la taille des grains qui composent un sédiment est faible plus sa capacité à fixer les métaux présents dans le milieu est forte (El MORHIT, 2009).

De nombreux auteurs comme DEVALLOIS (2009), ELAZHARI (2013), EL MORHIT (2009) et SCHNEIDER (2016) ont montré les relations existantes entre la teneur en élément métallique (plomb) et la granulométrie du sédiment ; les valeurs les plus élevées se rencontrent en général dans la fraction la plus fine des sédiments.

L'analyse granulométrique effectuée sur les sédiments des huit stations de prélèvements montre une fluctuation dans la répartition des classes texturales (Tab. 35).

Tableau 35: Répartition granulométrique des sédiments superficiels (%) du Lac Tonga

Stations	ST	LT	A
S1	51,31	42,7	8,24
S2	87,66	6,6	5,74
S3	58,41	28,29	13,3
S4	58,95	27,79	13,26
S5	63,5	24,75	11,75
S6	53,61	30,27	24,01
S7	67,26	23,74	09
S8	61,43	27,1	11,47

ST = Sable total: $63 \mu\text{m} < \text{ST} < 2000 \mu\text{m}$; LT = Limon total : $2 \mu\text{m} < \text{LT} < 63 \mu\text{m}$; A = Argile : $< 2 \mu\text{m}$.

Le tableau ci-dessus montre que certaines stations présentent une texture grossière alors que d'autres semblent plutôt être riches en particules fines (argile, limon fin et limon grossier). Le taux le plus élevé en sable a été enregistré au niveau de la station (S2), il est de

l'ordre 87,66 % contre 6,6 % de limon et 5,74 % d'argile. Le taux le plus élevé en limon (42,7 %) a été enregistré au niveau de la station (S1) contre un taux en argile de l'ordre de 8,24 % et 51,31 % de sable. Alors que le taux le plus élevé en argile (24%) a été enregistré au niveau de la station (S6) contre 53,61 % de sable et 30,27 % de limon (Fig. 54).

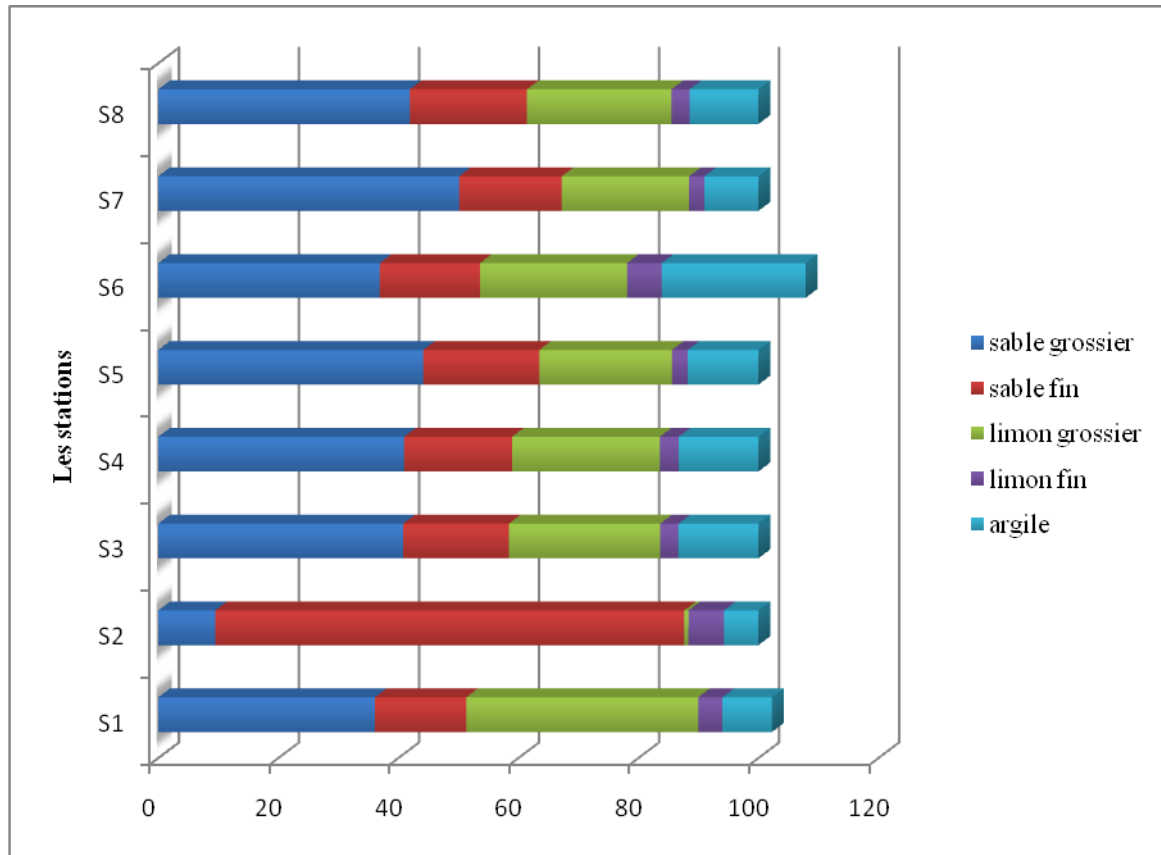


Figure 54: la répartition granulométrique des sédiments superficiels du Lac Tonga

Globalement et en se basant sur le triangle texturale (Fig. 55), nous constatons ce qui suit pour la granulométrie des sédiments des différents stations :

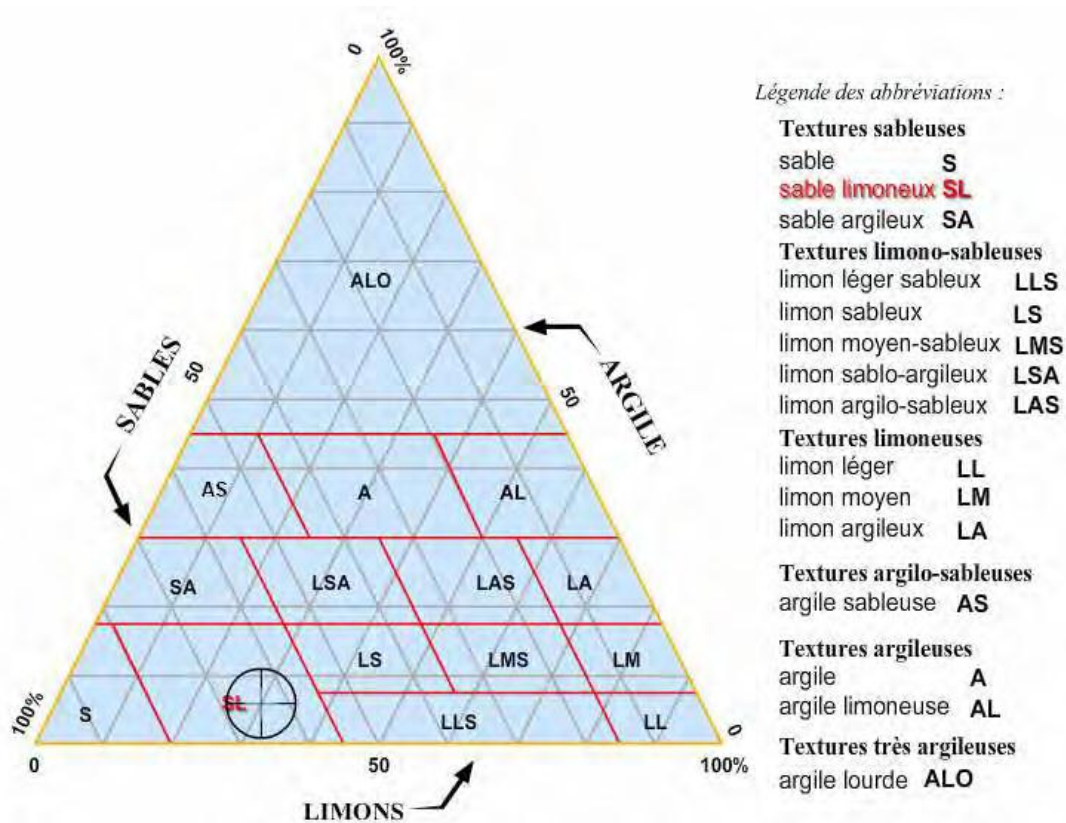


Figure 55: Diagramme triangulaire texturale pour classer les sédiments (SAHLI, 2012)

- La texture des sédiments de la station (S1) reflète le caractère limono-sableux. Le taux moyen de limon ($2\ \mu\text{m} < \varnothing < 63\ \mu\text{m}$) étant proche de 43 % alors que le sable ($63\ \mu\text{m} < \varnothing < 2\ \text{mm}$) est aux alentours de 52 %.
- La texture des sédiments de la station (S2) reflète le caractère sableux. Le taux moyen de sable ($63\ \mu\text{m} < \varnothing < 2\ \text{mm}$) est de l'ordre de 87,66 % pour 6,6 % de limon ($2\ \mu\text{m} < \varnothing < 63\ \mu\text{m}$) et pour 5,74 % d'argile ($\varnothing < 2\ \mu\text{m}$).
- La texture des sédiments des stations (S3, S4, S5, S7, S8) reflète le caractère sablo-limoneux pour un taux moyen de sable ($63\ \mu\text{m} < \varnothing < 2\ \text{mm}$) de l'ordre de 67 % à 58 %, pour un taux moyen de limon de 28 % à 24 % ($2\ \mu\text{m} < \varnothing < 63\ \mu\text{m}$).
- La texture des sédiments de la station (S6) reflète le caractère limoneux. Le taux moyen de limon ($2\ \mu\text{m} < \varnothing < 63\ \mu\text{m}$) étant aux alentours de 30 %.

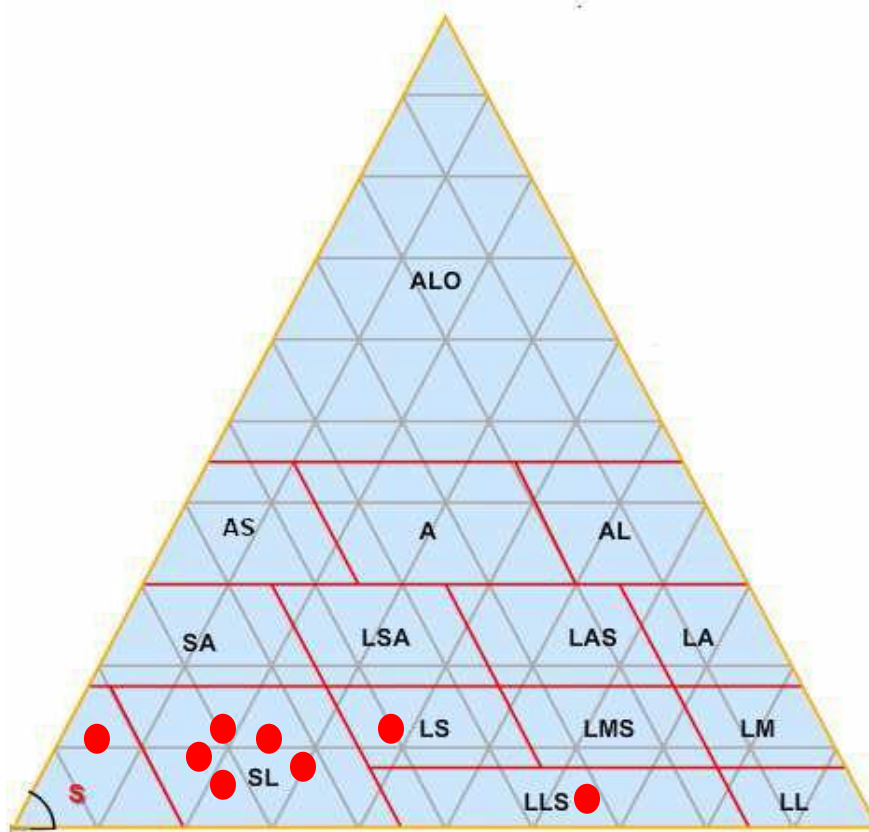


Figure 56: L'analyse granulométrique des sédiments du Lac Tonga

L'augmentation la quantité des particules (sable, limon et argile) est due à la dynamique hydrologique du lac. En effet, durant la saison pluvieuse, le débit a tendance à augmenter, ceci entraîne l'arrachement de particule plus grossière, ce qui explique l'abondance des sables au niveau des sédiments superficiels, tandis que durant la saison sèche, le débit est extrêmement faible, et seules les particules fines sont transportées vers l'aval (ELAZHARI, 2013).

Les sédiments du Lac Tonga renferment 63 % de particules dont le diamètre est ($63 \mu\text{m} < \emptyset < 2 \text{ mm}$), 26 % de particules dont le diamètre est ($2 \mu\text{m} < \emptyset < 63 \mu\text{m}$) et 12 % de particules dont le diamètre est ($\emptyset < 2 \mu\text{m}$) (Fig. 57).

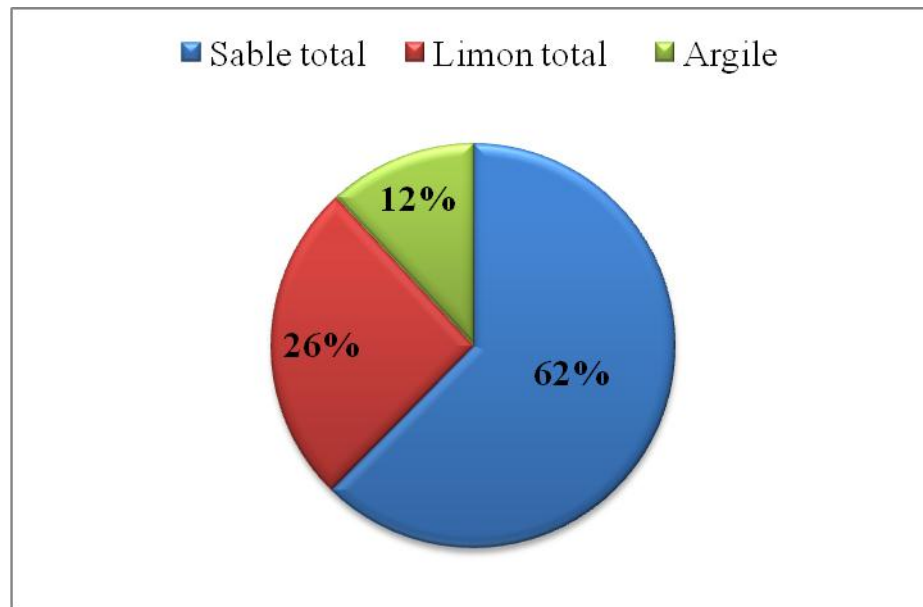


Figure 57: Répartition granulométrique des sédiments superficiels du Lac Tonga

La connaissance de la granulométrie est particulièrement importante car les fractions fines et en particulier les argiles assurent la cohésion des sédiments en raison de leurs propriétés électriques, elles représentent des charges négatives situées sur les surfaces internes et externes et en bordure de feuillets représentant autant de sites d'échange sur lesquels les cations métalliques (Pb^{+2}) vont pouvoir être adsorbés (DEVALLOIS, 2009 ; SCHNEIDER, 2016).

Contrairement à la fraction fine, la fraction grossière tant par sa nature géochimique que par sa faible surface spécifique, constitue une phase pauvre en ETM. Les grosses particules agissent comme diluant, d'où l'intérêt d'un tamisage à 63 μm séparant la fraction fine de la fraction grossière. Plus les sédiments sont fins, plus ils sont riches en ETM (BENDJAMA 2007 ; BELABED, 2010 ; SAHLI, 2012).

2.3. Evaluation la variation spatio-temporelle des teneurs du plomb dans les sédiments de surface du Lac Tonga

Afin de déterminer le degré de pollution du plomb relatif aux sédiments de la surface du Lac Tonga, nous avons reporté dans le tableau 36, les teneurs du plomb analysés au niveau des huit stations prospectées en fonction des deux saisons humide et sèche. Les résultats obtenus ont permis d'estimer des concentrations brutes et de donner une idée sur leur répartition dans les différents sites étudiés.

Tableau 36: Variations spatio-temporelles des teneurs en plomb dans les sédiments

	Campagne 01		Campagne 02		Campagne 03	
	P. H	P. E	P. H	P. E	P. H	P. E
Stations	Moy ± écart-type (min-max) n=3	Moy ± écart-type (min-max) n=3	Moy ± écart-type (min-max) n=3	Moy ± écart-type (min-max) n=3	Moy ± écart-type (min-max) n=3	Moy ± écart-type (min-max) n=3
S1	33,35± 15,57 (22,54-51,2)	70,93±6,66 (65,6-78,4)	43,75±10,63 (31,5-50,5)	108,06±35,24 (70,56-140,5)	96,13±20,81 (78,96-119,28)	58,65±35,19 (18,02-79,5)
S2	31,07±6,76 (23,7-37)	64,55±13,97 (52,81-80)	29,75±21,72 (15,5-54,75)	148,77±30,21 (115,36-192,08)	112,56±14,29 (101,92-128,8)	85,15±5,84 (79,5-91,16)
S3	51,22±6,63 (44,75-58)	92,27±13,32 (81,6-107,2)	48,08±19,11 (27-64,25)	162,03±37,21 (120,4-192,08)	144,28±75,17 (61,04-207,2)	89,04±3,82 (85,86-93,28)
S4	50,03±11,39 (39,8-62,3)	79,47±19,09 (64-100,8)	39,41±10,48 (32,75-51,5)	85,12±3,92 (80,64-87,92)	71,52±28,13 (55,12-104)	89,04±12,22 (79,5-102,82)
S5	40,5±1,25 (39,25-41,75)	99,73±17,98 (80-115,2)	77,83±37,39 (39,75-114,5)	163,71±26,66 (136,08-189,28)	158,67±81,85 (99,12-252)	80,21±33,95 (42,4-108,12)
S6	52,44±10,63 (42-63,25)	78,40±10,49 (68,8-89,6)	82,92±29,38 (53,25-112)	/	54,29±26,30 (36,04-84,44)	/
S7	46,71±11,52 (36-58,9)	88,53±29,34 (65,6-121,6)	65±20,96 (45,25-87)	180,13±70,05 (102,48-238,56)	115,17±16,71 (104,16-134,4)	68,55±36,51 (26,5-92,22)
S8	49,88±4,53 (44,9-53,75)	93,33±9,64 (83,2-102,4)	52,08±32,24 (25-87,75)	77,57±22,67 (52,08-95,5)	160,33±29,72 (126,56-182,5)	118,01±73,94 (60,42-201,4)

Les résultats des analyses relatives aux sédiments superficielles du Lac Tonga ont permis d'élaborer des histogrammes pour les stations étudiées (Fig. 58). L'analyse de ces derniers révèle une fluctuation des concentrations qui suivent une évolution saisonnière et se répartissent selon un cycle saisonnier, montrant un accroissement se faisant dans le sens saison sèche, saison humide.

Le dosage du plomb dans les échantillons de sédiments prélevés montre que la plus forte concentration, 180,13 mg/kg, a été enregistrée dans la station (S7) et la plus faible, 29,75 mg/kg, dans la station (S2) au cours la saison de crue. Les valeurs moyennes relevées ont varié entre 44,40 mg/kg et 83,40 mg/kg pour la première campagne et entre 54,85 mg/kg et

132,20 mg /kg pour la deuxième, tandis que pour la troisième, les chiffres ont oscillé entre 114,12 mg/kg et 84,09 mg/kg.

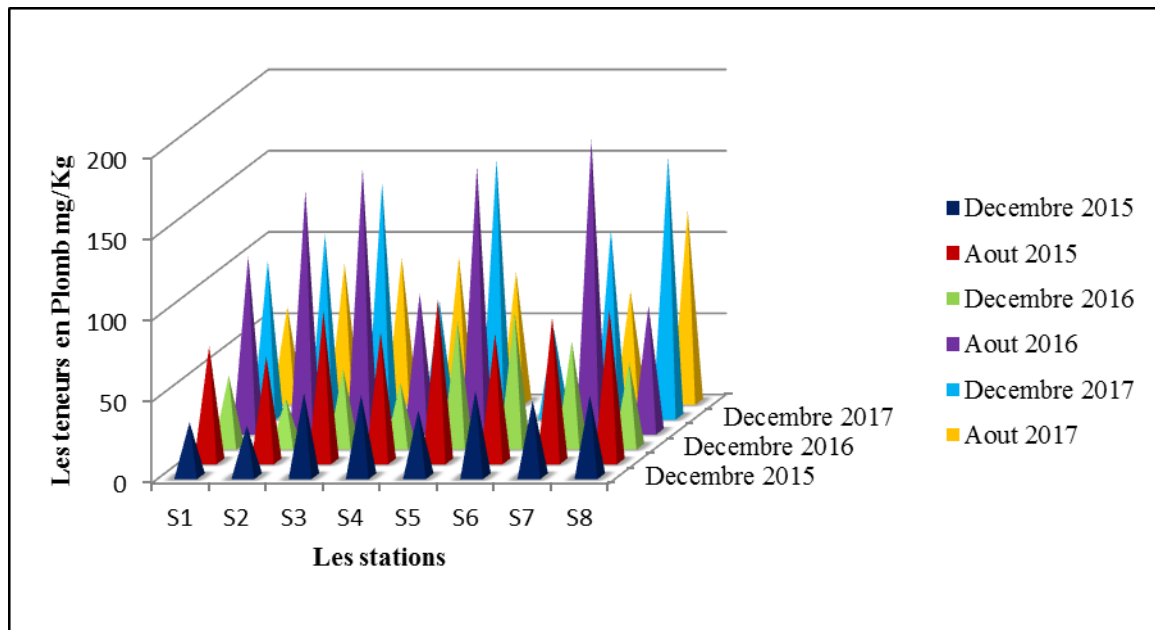


Figure 58: Variations spatio-temporelles du plomb dans les sédiments superficiels au niveau du Lac Tonga

Les résultats obtenus indiquent que tous les sites échantillonnés ont été chargés en plomb et dépassent les valeurs admissibles préconisées par ABRMC (1991) pour les sédiments, qui sont de 22 mg/kg (BENDJAMA, 2007 ; BELABED, 2010 ; OUALI, 2018).

Lorsque les polluants sont libérés dans l'environnement, ils sont fréquemment mobilisés dans l'atmosphère et dans l'hydrosphère (BENDJAMA, 2014). Une fois dans l'écosystème aquatique, ils se répartissent entre les différents compartiments aquatiques (l'eau, les solides en suspension et les sédiments) (NGARAM, 2011). Ils existent donc sous deux formes: dissoute ou particulaire. Le métal dissous sous la forme ionique, dite libre, existe en général en faible proportion car il forme des complexes avec de nombreux ligands inorganiques et organiques, ou s'adsorbe sur des surfaces immergées. Les métaux dissous sont en contact avec les sédiments ou matières en suspension, qui agissent comme des surfaces d'échange complexes (CHAGUER, 2013).

Les sédiments résultent du dépôt de matériel d'origine minéralogique ou biogénique de nature très variée. Ils se divisent en deux parties : les matières en suspension MES et les sédiments déposés en surface (BENDJAMA, 2014). C'est un compartiment important de

l'écosystème aquatique, servant d'habitat et de source de nourriture pour de nombreuses espèces (OUALI, 2018).

Les teneurs de plomb ont tendance à se concentrer significativement au cours du temps dans le compartiment sédimentaire que dans le compartiment eau (MELGHIT, 2012), c'est pourquoi nombreux auteurs s'intéressent au suivi de la contamination par le plomb qui se fait notamment sur les sédiments. En fait, ces derniers permettent de déceler les pollutions récentes du lac. D'après OUALI (2018), les sédiments plus que l'air ou l'eau, sont capables d'accumuler les polluants organiques et inorganiques. Ceux-ci peuvent être immobilisés dans le sédiment ou bien transiter vers les nappes phréatiques, les eaux superficielles, les plantes, les animaux et arriver à l'homme. L'accumulation et la préservation de ces contaminants dans les sédiments lacustres permettent d'obtenir de précieuses informations sur les conditions passées d'un lac et sur l'évolution de son environnement. Ces dépôts lacustres sont souvent considérés comme de bons indicateurs de la qualité de l'environnement (NDZANGOU, 2003).

Au cours de notre étude, nous avons trouvé que les sédiments superficiels du Lac Tonga sont fortement pollués par le plomb et ce, au niveau de toutes les stations. Cet enrichissement est à mettre en relation avec la présence des activités anthropiques à l'échelle locale et régionale, notamment la circulation automobile tout au long de l'axe routier (RN44) juste à proximité du plan d'eau et qui constitue une source potentielle de pollution diffuse dans cette zone. D'ailleurs, en plus des usagers journaliers installés non loin dans la localité d'Oum Té Boul se joignent aussi les vacanciers qui passent pour rejoindre la frontière algéro-tunisienne en période estivale. En effet, le plomb est utilisé comme antidétonant dans l'essence et ses concentrations dans les sédiments de notre zone humide semblent être liées en grande partie au trafic routier, la contamination étant directe par les retombées atmosphériques ou indirecte après lessivage des routes par les eaux pluviales (El MORHIT, 2008 ; BENDJAMA, 2007 ; BELABED, 2010 ; TESSIER, 2012 ; DEHBI, 2021). En plus, comme cité dans la partie « Compartiment Eau », l'existence de l'ancienne mine de Kef Oum Teboul et les déchets miniers qui en découlent s'infiltrant après le ruissellement des eaux dans le bassin versant, ce qui a pour conséquence la concentration de cet élément métallique, comme révélé spécifiquement la station (S1).

Une autre source qui influence la qualité de l'eau et par la suite la qualité des sédiments réside dans les activités agricoles autour du Lac Tonga, suite à l'utilisation des engrais, des pesticides et des motopompes à eau (BELABED, 2010). D'autre part, ce métal

est assimilé par le phytoplancton qui consommé par le zooplancton herbivore est transféré en grande partie dans le sédiment suite à la mort puis à la dégradation de ce dernier (BENDJAMA, 2007 ; BELABED, 2010).

De façon générale, toutes les différentes sources anthropiques qui se développent autour du lac et au niveau de son bassin versant causent la pollution au plomb et affectent négativement la qualité de l'eau et celle des sédiments.

En effet, tous les ETM présentent une grande affinité pour la phase solide, ces particules finissent souvent par se sédimenter au fond des lacs (ELAZHARI, 2013). Leur mobilité est principalement contrôlée par les différentes réactions biogéochimiques liées à la diagenèse précoce, qui vont influencer la répartition et la spéciation des ETM entre les fractions dissoute et solide du sédiment. Cette répartition pourra occasionner des gradients de concentration entre les eaux interstitielles et la colonne d'eau, et ainsi provoquer des flux diffusifs d'ETM, le sédiment pouvant ainsi devenir soit une source, soit un puits d'ETM pour la colonne d'eau (TESSIER, 2012).

Au cours d'un événement pluvieux la proportion de plomb dissous et particulaire dans les eaux de ruissellement de surface évolue. Certaines études affirment qu'en début d'événement la quasi-totalité du plomb est sous forme particulaire, c'est à dire fixée aux matières en suspension (MES), et au cours de la pluie la fraction dissoute tend à croître. Ceci est peut être dû à la très forte concentration en MES en début de pluie et à sa diminution au cours de l'événement, ou bien à un changement de la forme chimique du plomb au cours du ruissellement. Le plomb présente une très forte affinité pour les matières en suspension, jusqu'à 90% du plomb peut y être fixé, par contre cette adsorption peut être réversible (AMIRAT, 2010 ; NGARAM, 2011).

A l'image de la majorité des éléments chimiques, la mobilité du plomb est principalement contrôlée par sa spéciation en phase aqueuse et par des processus d'adsorption/désorption et/ou de dissolution/précipitation. Le rôle de certains paramètres tels que le pH, le potentiel redox, la composition minéralogique du sédiment et la présence de ligands ou de colloïdes dans la phase va être déterminant (LAPERCHE, 2004). Les sédiments ainsi contaminés, constituent par la suite, un réservoir important des ETM, surtout quand les conditions climatiques, favorisent les réactions d'adsorption et de précipitation de ces éléments (ELAZHARI, 2013). Le problème n'est pas tant l'accumulation dans le sédiment

mais plutôt la remobilisation des stocks d'ETM ; les sédiments peuvent agir comme source de pollution quand les conditions physicochimiques du milieu changent (SAHLI, 2012).

Lorsque les sédiments sont remis en suspension, dans notre cas lors de la vidange d'une retenue, les particules sont soumises à un brusque changement des conditions qui les entourent, ce qui rend possible le transfert des ETM de la phase solide vers la phase dissoute, sous des formes potentiellement plus biodisponibles ou toxiques. En fonction de l'évolution de ces paramètres dans la colonne d'eau pendant la resuspension, les polluants relargués sous des formes dissoutes peuvent par la suite être plus ou moins rapidement readsorbés sur les particules en suspension (MONNIN, 2018)

Tableau 37: Comparaison du résultat de notre étude avec d'autres travaux réalisés dans certains lacs africains et asiatiques concernant les sédiments superficiels

Sites	Pb (mg/Kg)	Références
Lac Mariout Egypte	7,3	SAAD <i>et al.</i> , 1985
Lac Nozha Egypte	10,6	SAAD <i>et al.</i> , 1985
Lac Victoria, Kenya	75,42	ONYARI & WANDIGA, 1989
Lac Ghar El Mellh	-	AZZAOUI, 1993
Lac Ichkeul Tunisie	60	BEN M'BAREK, 1995
Lac Fouaret, Maroc	71,5	BENBUIH <i>et al.</i> , 2005
Lac Tonga	69,43	BELADED, 2010
Lac Mellah	6,67	BELADED, 2010
Barrage de Hammam Grouz	40	MELGHIT, 2012
Barrage de Beni Haroun	55	MELGHIT, 2012
Lac Tonga	76,87	BENDJAMA, 2014
Lac Oubeira	23,87	BENDJAMA, 2014
Lac Mellah	8,41	BENDJAMA, 2014
lac Ahémé, Sud Bénin	26	DIMON <i>et al.</i> , 2014
lac Bini, Cameroun	65,43	OUMAR <i>et al.</i> , 2014
lac Dang, Cameroun	95,43	OUMAR <i>et al.</i> , 2014
Taihu, Chine	3,61	SIVAKUMAR, 2018
Oued de Boumerzoug	46,94	KEDDARI <i>et al.</i> , 2018
Barrage de Béni Haroun	37,66	DJEDDI <i>et al.</i> , 2018
Notre étude	85,28	NAILI <i>et al.</i>, 2022

2.3.1. Evaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères de toxicité

Afin d'évaluer la toxicité potentielle des sédiments du Lac Tonga, les concentrations en plomb ont été confrontées aux seuils TEC/PEC validés vis à vis de la sensibilité des espèces d'eau douce par MACDONALD *et al.*, (2000), (Tab. 38). Trois plages sont définies en fonction de la concentration des contaminants dans les sédiments (Fig. 60):

- ✓ Plage des concentrations les plus faibles produisant un effet, à l'intérieur de laquelle des effets néfastes sont rarement observés ; il s'agit des concentrations inférieures au TEC produisant des effets néfastes dans moins de 10 % des cas ;
- ✓ Plage des effets possibles, à l'intérieur de laquelle des effets néfastes sont occasionnellement observés ; il s'agit des valeurs qui se situent entre TEC et PEC ;
- ✓ Plage des effets probables, à l'intérieur de laquelle des effets biologiques néfastes sont fréquemment observés ; il s'agit des concentrations supérieures au PEC produisant des effets néfastes dans plus de 12 % des cas.

Tableau 38: Teneurs moyennes en Plomb comparées au TEC et PEC-CBSQG et pourcentage d'effets biologiques (MACDONALD *et al.*, 2000)

Elément	TEC (µg/g)	PEC (µg/g)	Moyenne (µg/g)	% de valeurs < TEC (n=138)	% de valeurs > TEC et < PEC (n=138)	% de valeurs > PEC (n=138)
Pb	35,8	128	85,28	9,42 %	78,26 %	12,32 %

TEC (Threshold Effect Concentration) ; PEC (Probable Effect Concentration)

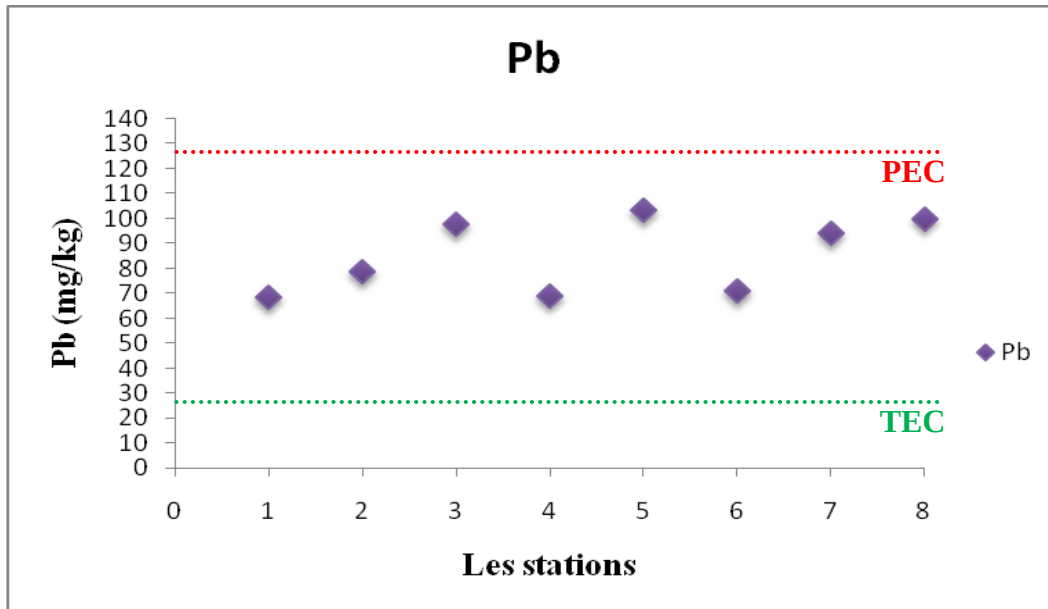


Figure 59: Teneurs en plomb des stations au regard des seuils de toxicité

La figure 59 illustre la répartition spatiale des teneurs moyennes en plomb dans les sédiments des huit sites d'étude. La concentration produisant rarement des effets (TEC) et la concentration produisant fréquemment des effets (PEC) sont indiquées sur le graphique :

Les concentrations moyennes en plomb dans les sédiments superficiels du Lac Tonga sont toutes supérieures à la valeur guide TEC pouvant induire occasionnellement des effets sur la faune benthique. Notons par contre que sur le plan individuel, 9,42 % des concentrations en plomb sont inférieures au TEC, 78,26 % sont comprises entre PEC et TEC, et 12,32 % sont supérieures au PEL (Tab. 38).

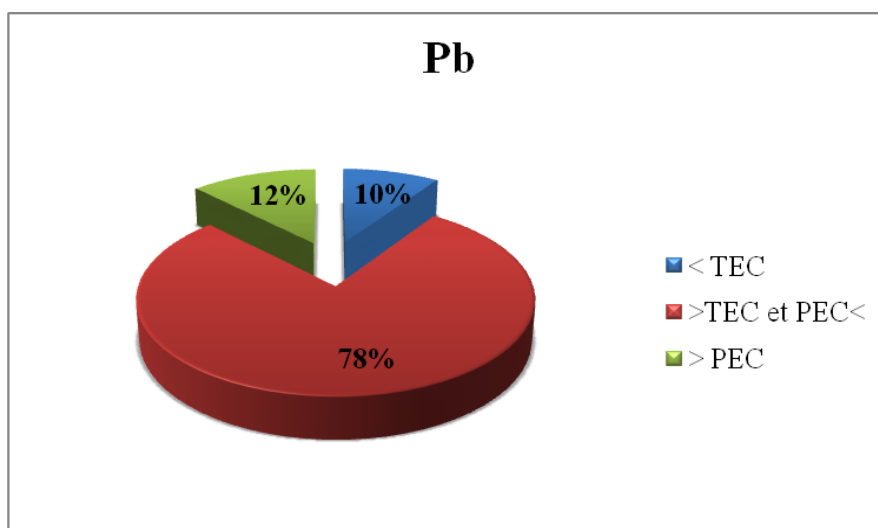


Figure 60: Teneurs moyennes en Plomb comparées au TEC et PEC

2.3.2. Calcul des facteurs et des indices de contamination métallique des sédiments

2.3.2.1. Evaluation de l'Indice de Contamination (IC)

Les résultats relatifs aux Indices de Contamination (IC) relevés dans les sédiments superficiels du site d'étude indiquent une variation d'une station à une autre. Les huit stations considérées ont présenté des valeurs supérieures à 3 c'est-à-dire qu'elles sont classées en zones polluées (Tab. 39).

Tableau 39: Variations de l'Indice de Contamination (IC) relevé dans les sédiments superficiels du Lac Tonga

Stations	Indice de contamination	Classement
S1	3,11	Classe 2
S2	3,57	
S3	4,45	
S4	3,14	
S5	4,7	
S6	3,22	
S7	4,27	
S8	4,54	

Comme le montre le tableau ci-dessus, la Station (S5) présente un degré élevé de contamination (4,7), qui peut être expliqué par sa proximité des terres utilisées par les riverains pour différentes activités agricoles et pompage des eaux pour l'irrigation. Alors que la Station (S1) présente la plus petite valeur (3,11), ce qui peut être expliqué par son éloignement des rejets des riverains et leurs activités.

Ainsi, nous pouvons établir un ordre décroissant de contamination en plomb dans les différentes stations d'étude et nous obtenons le résultat suivant : $S5 > S8 > S3 > S7 > S2 > S6 > S4 > S1$ (Fig. 61).

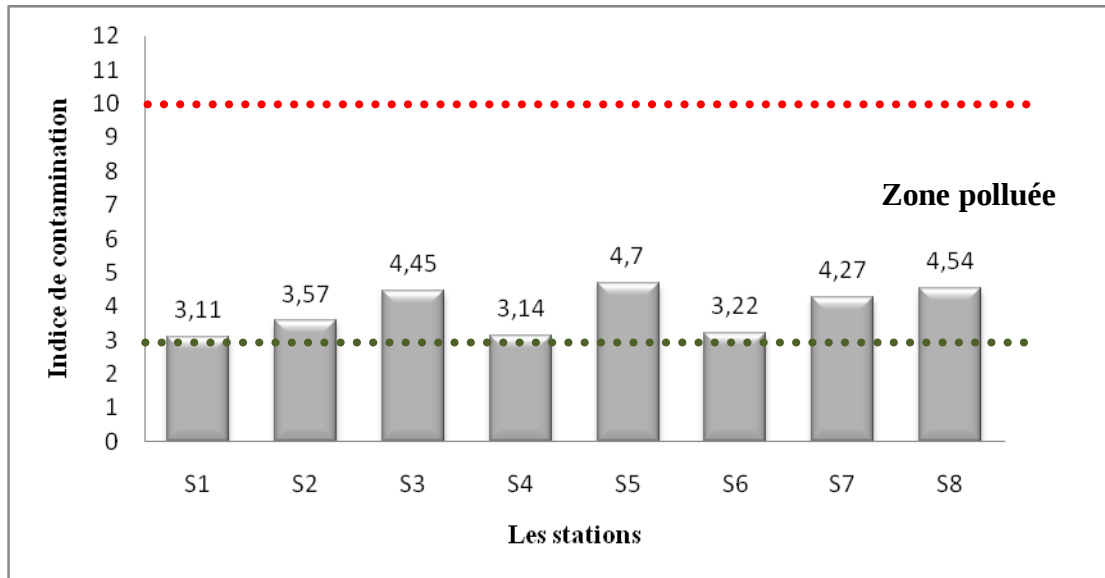


Figure 61: Variations de l'indice de contamination (IC) relevés dans les sédiments superficiels du Lac Tonga

2.3.2.2. Facteur de contamination (CF)

Les résultats du calcul du facteur de contamination (CF) pour les huit stations pendant les trois campagnes de prélèvements sont mentionnées dans le tableau 40. Pour le calcul de ce facteur, nous avons utilisé comme bruit de fond les concentrations définies par HANS WEDEPOHL (1995).

Tableau 40: Valeurs des facteurs de contamination (CF) dans les sédiments superficiels du Lac Tonga

Stations	Facteurs de contamination	Gradient de contamination
S1	4,03	Considérable
S2	4,62	Considérable
S3	5,75	Considérable
S4	4,06	Considérable
S5	6,08	Très forte
S6	4,16	Considérable
S7	5,53	Considérable
S8	5,88	Considérable

Les résultats obtenus indiquent que les sédiments ont des facteurs de contamination supérieurs à 1 pour toutes les stations, ces valeurs confirment un enrichissement voir une contamination par cet élément (Tab. 40 ; Fig. 62).

Le plomb montre une contamination forte, avec des FC atteignant une valeur de 6,08 dépassant ainsi le seuil maximal défini par HAKANSON (1980), PUEYO *et al.* (2004) et rapporté dans le tableau 28.

En effet, 84,84% des FC indiquent une contamination considérable et 15,16 % indiquent une très forte contamination; cette valeur critique au niveau de la station (S5) peut provenir des activités agricoles et des rejets domestiques. Cet élément est considéré comme extrêmement toxique pour la faune benthique.

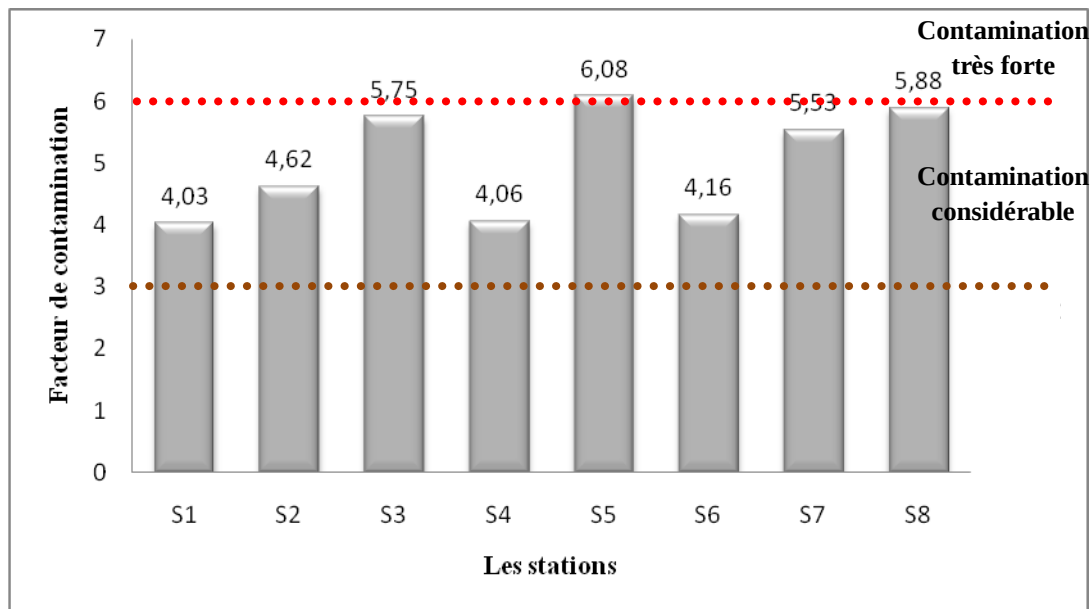


Figure 62: Variations des facteurs de contamination (FC) relevés dans les sédiments superficiels du Lac Tonga

2.3.2.3. Indice de géo-accumulation (Igeo)

Le calcul des Igeo a permis d'estimer l'importance de la contamination des sédiments par le plomb. Les moyennes sont données dans le tableau 41. Les résultats obtenus révèlent une pollution modérée. Pour le calcul de cet indice, nous avons utilisé comme bruit de fond les concentrations définies par HANS WEDEPOHL (1995).

Tableau 41: Valeurs des Indices de géo-accumulation (Igeo) dans les sédiments superficiels du Lac Tonga

Stations	Indices de géo-accumulation	Qualité des sédiments
S1	0,80	Classe 1
S2	0,92	Classe 1
S3	1,15	Classe 2
S4	0,81	Classe 1
S5	1,22	Classe 2
S6	0,83	Classe 1
S7	1,11	Classe 2
S8	1,17	Classe 2

Les valeurs d'Igeo obtenues indiquent que les sédiments sont modérément pollués au niveau de la station (S5), exhibant une valeur maximale. La valeur minimale est quand à elle enregistrée dans la station (S1).

Toutes les valeurs d'Igeo sont nettement supérieures à zéro; ce qui confirme la contamination des sédiments par le plomb de tous les échantillons quelque soit la station et quelque soit la campagne de prélèvement (Fig. 63), notamment les stations (S3, S5, S7 et S8) ; ces dernières étant légèrement à moyennement polluées ($1 \leq Igeo < 2$). Tandis que les sédiments des stations (S1, S2, S4 et S6) présentent des enrichissements moins élevés ($0 \leq Igeo < 1$) ; ils sont considérés comme non pollués à légèrement pollués.

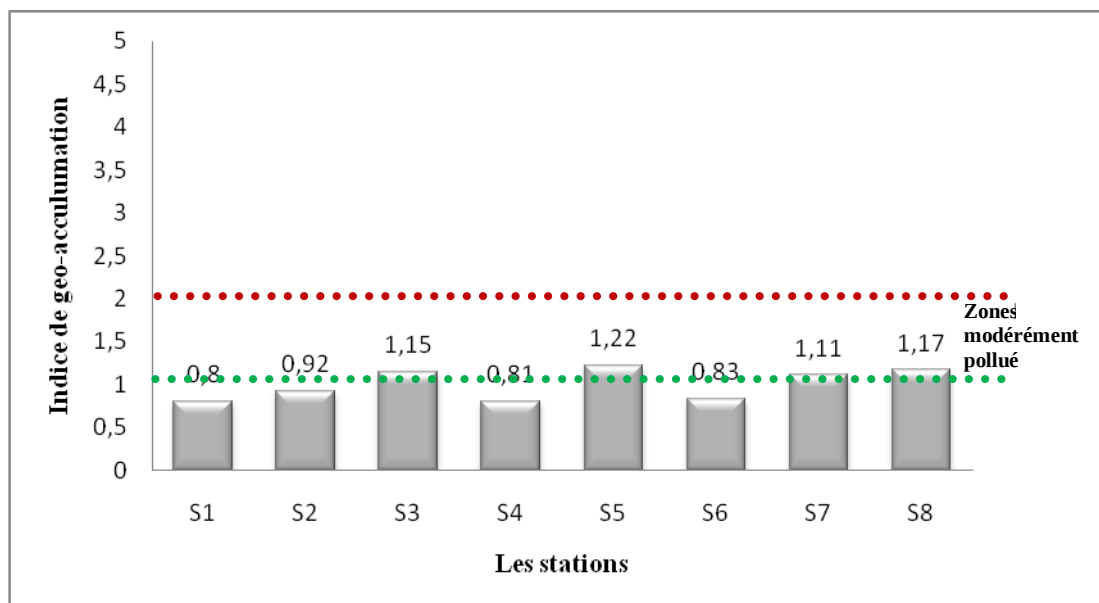


Figure 63: Variations de l'indice de géo-accumulation (Igeo) relevé dans les sédiments superficiels du Lac Tonga

2.4. Corrélation des paramètres physico-chimiques et du plomb au Lac Tonga

Au cours de la période hivernale, différentes corrélations ont été enregistrées entre certains paramètres physico-chimiques. Ainsi, une corrélation très hautement significative a été notée entre le pH et potentiel redox ($r = -0,98$, $p = 0,000$). De même, les valeurs d'oxyde de fer des sédiments du lac ont montré une corrélation significative avec la matière organique ($r = -0,73$, $p = 0,03$). Une corrélation significative a été également notée entre la conductivité électrique et les sulfates ($r = 0,77$, $p = 0,02$), ainsi qu'avec la capacité d'échange cationique ($r = 0,75$, $p = 0,03$).

En été, le pH a exhibé une corrélation très hautement significative avec le potentiel redox ($r = -0,99$, $p = 0,000$). Une corrélation significative a été enregistrée entre l'oxyde de fer et l'oxyde de manganèse ($r = -0,78$, $p = 0,03$), tandis que les chlorures ont été significativement corrélés avec la capacité d'échange cationique ($r = 0,79$, $p = 0,03$) (Fig. 64).

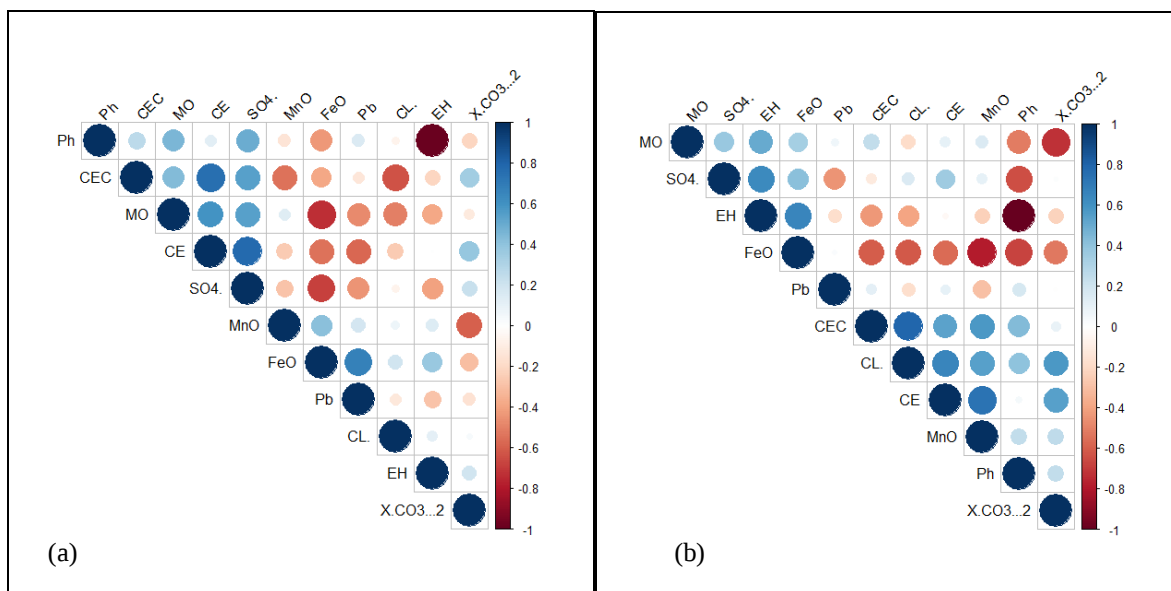


Figure 64: Matrices de corrélation saisonnière entre les paramètres physico-chimiques et les teneurs du plomb des sédiments étudiés
(a: période hivernale ; b: période estivale)

2.5. Typologie temporelle de la qualité des sédiments de la surface du Lac Tonga

Dans le but d'établir une relation entre les différents paramètres physico-chimiques et les teneurs des plomb pour mieux évaluer l'effet des activités anthropiques sur la qualité des sédiments de surface, un traitement statistique ACP a été appliqué à l'ensemble des paramètres. Nous avons utilisé 11 variables : le pH, le potentiel redox, la conductivité, la

matière organique, la capacité d'échange cationique, les chlorures, sulfates, carbonates, les oxydes de fer et Manganèse, ainsi que le plomb.

Le plan dimensionnel (D1 x D2) de l'analyse en composante principale explique plus de 54 % de la variabilité. Le plan (D1 x D2) montre une nette opposition entre les deux saisons d'étude. Ainsi, les valeurs les plus élevées des conductivités électriques, matière organique, capacité d'échange cationique et sulfates ont été notées durant la saison hivernale. De la même manière, les valeurs les plus élevées des paramètres chlorures, carbonates, oxydes de fer, oxydes de manganèse, pH, potentiel redox et le plomb ont été notées durant la saison estivale (Fig. 65).

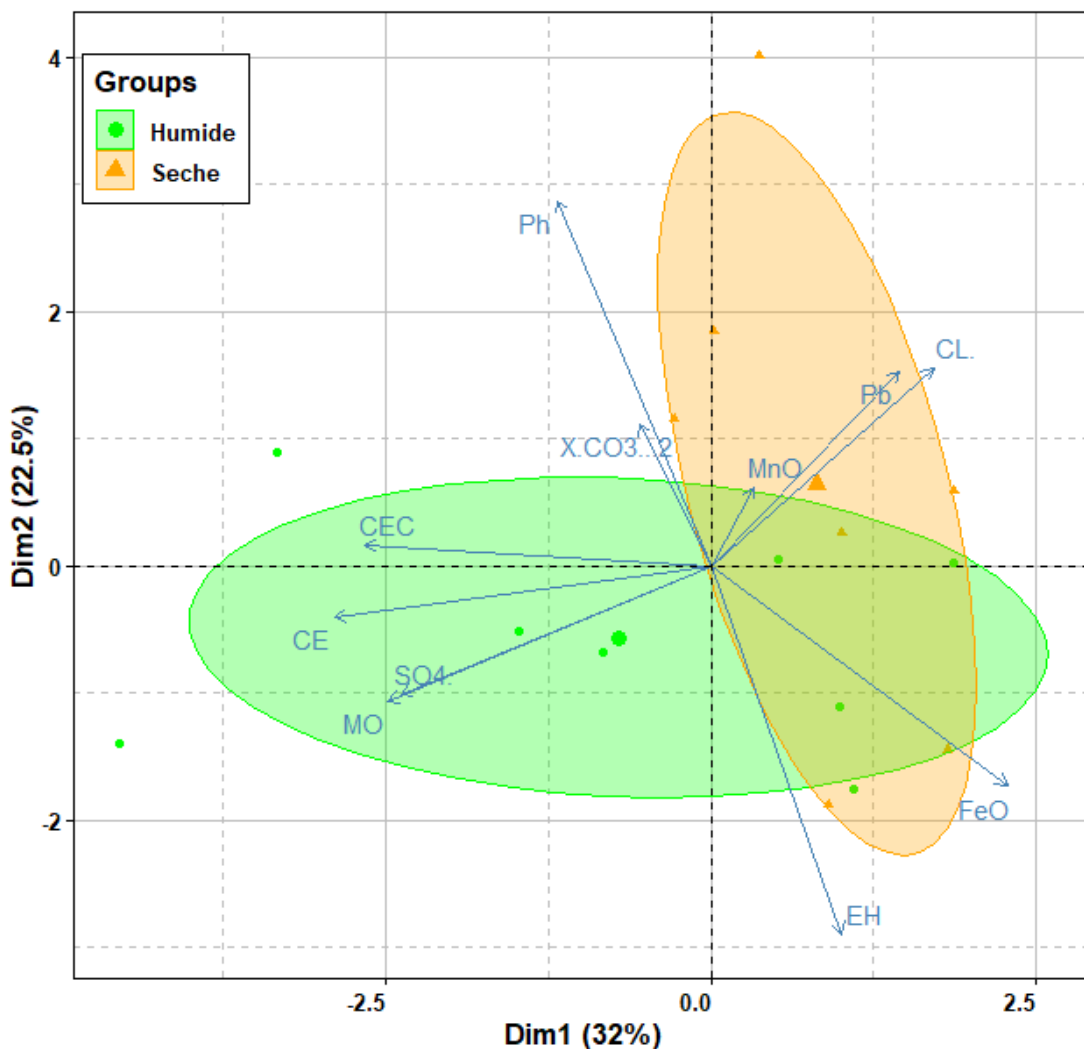


Figure 65: Répartition saisonnière des paramètres physico-chimiques et du plomb dans les sédiments du Lac Tonga

L'association des paramètres physico-chimiques et des teneurs en plomb des sédiments du Lac Tonga a montré des corrélations au cours des deux saisons d'étude. De

nombreux travaux ont associé l'influence des paramètres physico-chimiques sur la distribution du plomb dans les sédiments (MELGHIT, 2012 ; SAHLI, 2012 ; ELAZHARI, 2013 ; ZERKI, 2013, DEHBI, 2021).

Le pH influe sur la partition entre phases dissoute et particulaire et sur tous les paramètres qui en dépendent, c'est-à-dire la mobilité, la réactivité, la biodisponibilité, la bioaccumulation et la toxicité. De manière générale, l'augmentation du pH entraîne la formation de composés insolubles et augmente la CEC du milieu. Au contraire, une diminution de pH entraîne la mise en solution des sels métalliques, la dissolution des phases de rétention, la désorption des cations et l'adsorption des anions. Pour les cations, la sorption est plus importante à pH élevé et diminue quand le pH diminue. Un milieu réducteur favorisera la solubilisation des éléments métalliques (oxydes) et donc la remobilisation des ETM (DEVALLOIS, 2009 ; BENKADDOUR, 2018).

Les eaux et les sédiments du Lac Tonga ont des pH neutres à légèrement alcalins, ce qui constitue des conditions favorisant la sorption des ETM sur les particules en suspension, la formation de précipités et l'adsorption sur la fraction réductible des sédiments (oxydes de fer et de manganèse).

Bien que le plomb garde globalement le même état d'oxydation dans les milieux naturels, sa mobilité va néanmoins être affectée par des variations de potentiels redox du milieu. Ces variations sont susceptibles de modifier la chimie de la phase aqueuse, pouvant entraîner des phénomènes de précipitation de minéraux contenant du plomb. A l'inverse, ces variations de potentiel redox peuvent entraîner la dissolution de phases porteuses de plomb (CECCHI, 2008).

Selon BISSASSA (2016), la conductivité électrique est une mesure qui donne une approximation de la concentration des sels solubles présents dans les sédiments. Les résultats de l'étude de l'effet des anions chlorures et sulfates sur la conductivité ont montré que l'augmentation de la teneur de chacun de ces deux anions entraîne une augmentation de la conductivité du sédiment.

L'ion chlorure n'est pas adsorbé par les formations géologiques, ne se combine pas facilement avec les éléments chimiques et reste très mobile (BENDAJAMA, 2014). Les sulfates sont des composés naturels, ils sont liés aux cations majeurs tels que le calcium, le potassium et le sodium (GUERFI, 2019).

Lorsque le pH est compris entre 4 et 12, la majorité du fer est présent sous forme d'oxydes. Dans les milieux aérés, l'évolution des ions ferriques vers les formes d'oxyhydroxydes insolubles passe par des étapes différentes suivant les conditions physico-chimiques du milieu. Lorsque la teneur en matière organique est faible, la cristallisation des oxydes de fer sous forme de goethite et d'hématite est rapide. Par contre, si la teneur en MO est plus élevée, une plus grande quantité de Fe est présente sous forme complexée et son activité en solution devient alors très faible (SCHNEIDER, 2016).

Les ions du Fer et du Manganèse se rencontrent dans les eaux sous la forme Fe(II) et Mn(II). L'oxydation de Fe^{2+} en Fe^{3+} résulte de processus abiotiques et a lieu en quelques secondes. Les ions hydroxydes possèdent une plus grande affinité pour Fe^{3+} que pour les autres bases organiques ou inorganiques. L'ion ferrique s'hydrolyse pour former un hydroxyde ferrique insoluble. Dans les conditions naturelles rencontrées en milieu aquatique, Fe(III) se combine aussi bien avec OH^- qu'avec les autres ligands comme les phosphates et les substances organiques, formant ainsi des complexes insolubles et solubles. Bien que les oxydes de fer soient les plus abondants, les oxydes de manganèse ont une réactivité de surface plus importante qui a permis d'établir que les métaux comme Cd, Cu, Pb, Zn se lient plus facilement aux ces oxydes (DEVALLOIS, 2009).

2.6. Distribution spatiale des teneurs du plomb dans les sédiments de surface dans le Lac Tonga

Les concentrations en plomb des différents échantillons de sédiment prélevés au Lac Tonga sont représentées dans la figure ci-dessous qui expose la répartition spatiale des teneurs en Pb. Ainsi, on remarque que tous les échantillons présentent des concentrations en Pb supérieures aux valeurs admissibles préconisées par ABRMC (1991) pour les sédiments, (BENDJAMA, 2007 ; BELABED, 2010 ; OUALI, 2018).

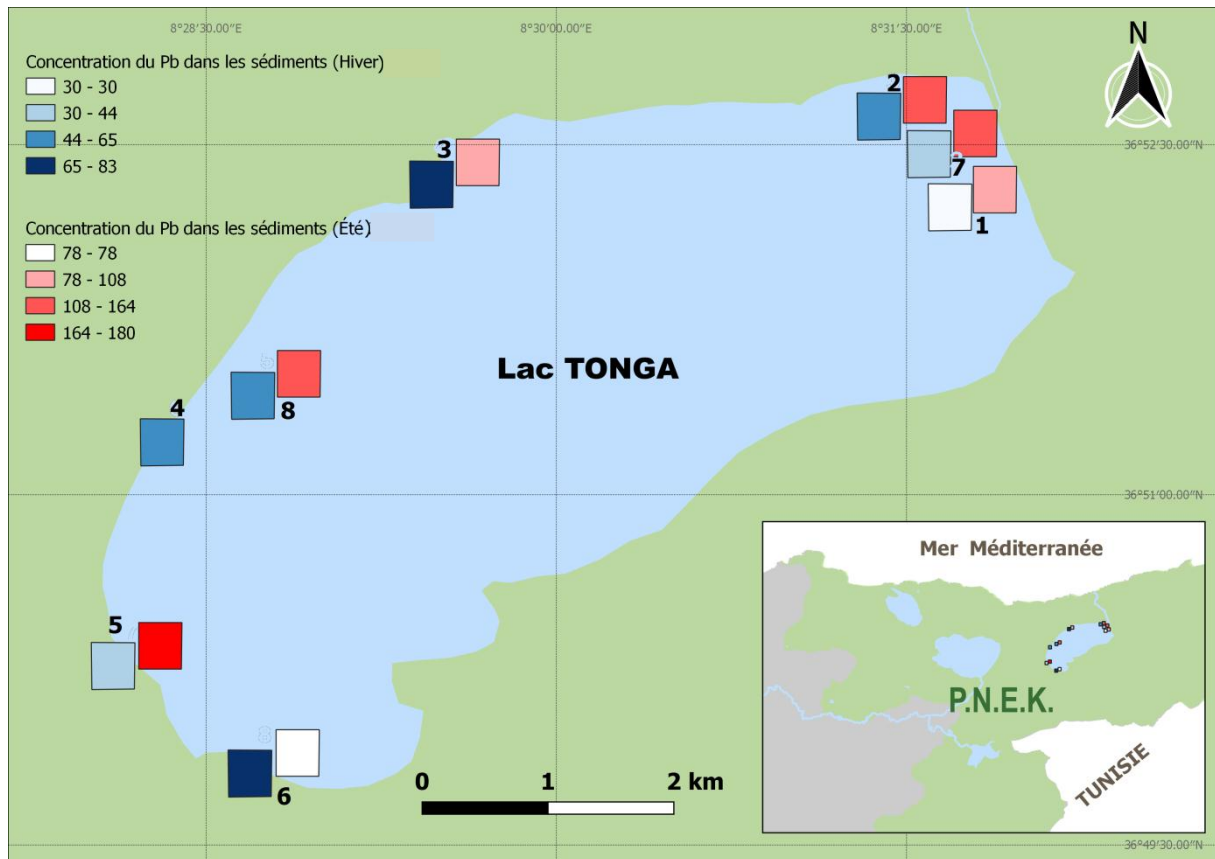


Figure 66: Répartition spatiale des teneurs en plomb dans les sédiments de surface

Les concentrations de Pb dans nos échantillons de sédiment ont varié entre 30 mg/kg à 180 mg/kg. La teneur la plus faible a été obtenue dans les stations (01) et (06), ces zones sont éloignées de la plupart des sources de pollution tandis que la plus forte est enregistrée dans la station (05) située à proximité d'habitations où les riverains utilisent les eaux du Lac Tonga pour l'irrigation des terres agricoles surtout en période estivale. Ce résultat suggère que la contamination des sédiments dépend de l'ampleur des activités agricoles qui fait appel à l'usage intensif de fertilisants chimiques ainsi que le pompage des eaux du lac pour différentes utilisations.

En général, les teneurs en plomb enregistrées au niveau du compartiment sédimentaire des différentes stations d'échantillonnage au Lac Tonga peuvent être considérées comme élevées et reflètent ainsi un état anormal où les teneurs sont supérieures aux teneurs naturelles. Cela traduit donc un enrichissement métallique très important qui présente un risque de toxicité pour la vie des organismes aquatiques, tout en affectant la fertilité des espèces, entraînant une diminution de la diversité et de la longévité des espèces (MELGHIT, 2012).

3. Caractérisation du peuplement d'oiseaux d'eau du Lac Tonga

Durant la période d'étude, le Lac Tonga a accueilli une avifaune aquatique abondante et variée durant les deux saisons étudiées, qui a montré différents statuts phénologiques: hivernants, sédentaires nicheurs, migrateurs de passage, sédentaires non nicheurs et estivants nicheurs (Tab.42) fait concordant avec d'autres travaux dans la région (GHERIB, 2018 ; LAZLI *et al.*, 2018 ; BEDIAF *et al.*, 2020 ; BARA *et al.*, 2020 ; GHERIB *et al.*, 2021).

Tableau 42: Statuts phénologiques des différentes familles observées

N°	Familles	Nombre d'espèces	Statuts
1	Alcedinidés	1	SN
2	Anatidés	14	H ; SN ; MP
3	Ardeidés	8	SN ; SNN ; EN
4	Charadriidés	4	H ; MP
5	Ciconiidés	1	EN
6	Laridés	6	H ; EN
7	Phalacrocoracidés	1	H
8	Phoenicoptéridés	1	MP
9	Podicipédidés	3	SN ; MP
10	Rallidés	4	SN
11	Recurvirostridés	2	H ; SNN
12	Scolopacidés	7	H ; MP
13	Threskiornithidés	2	SN ; MP

MP: Migrateur de passage, **H:** Hivernant, **SN:** Sédentaire nicheur, **SNN:** Sédentaire non nicheur, **EN:** Estivant nicheur

La réserve intégrale du Lac Tonga est un bon exemple d'une zone humide représentative, rare et unique de type de zone humide naturelle de la région méditerranéenne se situant dans un complexe de zones humides qui viendrait en troisième position après ceux du Delta de l'Ebre en Espagne et la Camargue en France (DGF, 2003). C'est un important site d'hivernage et de nidification pour des milliers d'oiseaux d'eau. En période de nidification, il accueille un grand nombre d'espèces à valeur patrimoniale importante (BELHADJ *et al.*, 2007 ; GHERIB, 2018 ; GHERIB *et al.*, 2021).

3.1. Abondance

Pendant la période hivernale, les effectifs d'oiseaux d'eau ont varié entre 9 335 et 27 507 individus (Tab. 43; Fig. 67). En début de saison, le peuplement observé était composé d'espèces sédentaires (Podicipédidés, Anatidés, Rallidés et Ardeidés) et le nombre d'individus

par espèce était plus ou moins faible. Les effectifs ont augmenté ensuite progressivement pour atteindre un pic en janvier, puis ont régressé petit à petit à partir de la mi-mars. Au cours de l'été, un pic de 3 614 individus a été enregistré pendant la première quinzaine d'août.

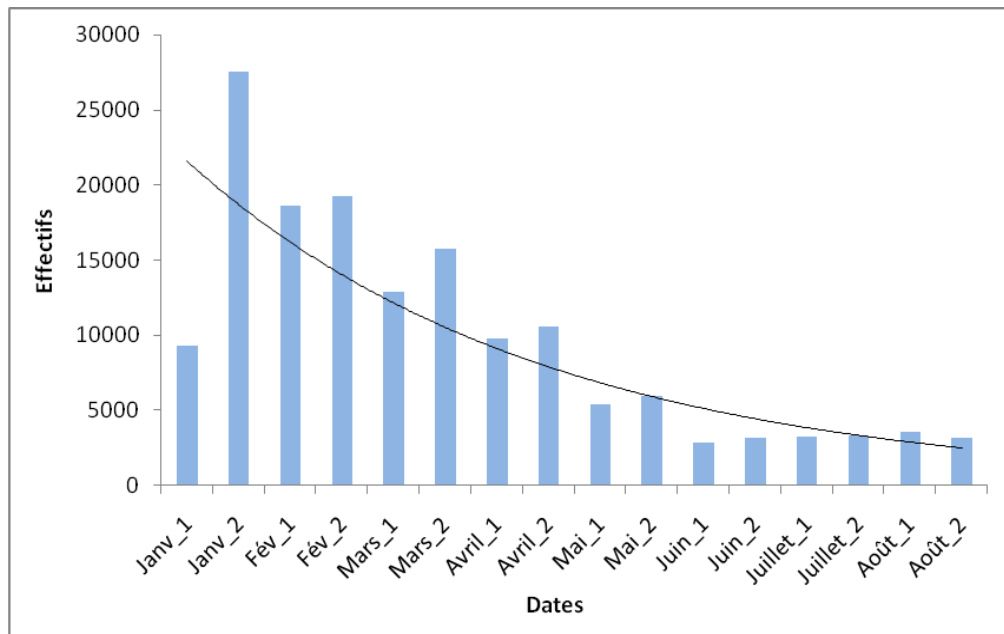


Figure 67: Evolution des effectifs du peuplement d'oiseaux d'eau au Lac Tonga au cours de la période d'étude

En début de la saison hivernale, les espèces observées ont montré des effectifs plus ou moins faibles et étaient représentées par des sédentaires (Podicipedidés, Anatidés, Rallidés et Ardeidés). Une évolution progressive des effectifs du peuplement d'oiseaux d'eau est constatée pour atteindre un pic durant la deuxième semaine de janvier, attestant de halte migratoire de certaines espèces comme les Spatules blanches, les Flamants roses... et de l'arrivée de nombreux hivernants tels que les Canards siffleurs, les Canards souchets, les Sarcelles d'hiver et les Foulques macroule. C'est d'ailleurs pendant ce mois que la richesse spécifique atteint son maximum. Ces faits ont été signalés dans divers travaux se rapportant aux zones humides de l'Est algérien (METALAOUI & HOUHAMDI, 2010 ; GUELLATI *et al.*, 2014 ; BOUDRAA *et al.*, 2014 ; LAZLI *et al.*, 2018 ; GHERIB, 2018 ; BEDIAF *et al.*, 2020). Ces rassemblements durant cette période traduisent la préparation pour la migration pré-nuptiale, faits rapportés par de nombreux auteurs (BENSACI *et al.*, 2013 ; GUELLATI *et al.*, 2014. BOUDRAA *et al.*, 2014 ; EL AFRI, 2016 ; LAZLI *et al.*, 2018 ; BEDIAF *et al.*, 2020). Vers la fin de la saison d'hivernage, une baisse des effectifs est perçue vers la fin du mois de mars. Il ne reste alors sur le site que les espèces sédentaires représentées par de

faibles effectifs comme certains Anatidés (Canard colvert, Fuligule nyroca, Erismature à tête blanche...), Ardéidés (Hérons garde-bœufs, Aigrette garzette...), Podicipédidés (Grèbes huppés et castagneux), Rallidés (Foulques, Poule d'eau)...

3.2. Richesse spécifique

L'inventaire de l'avifaune aquatique du Lac Tonga a abouti au recensement de 43 espèces en hiver et 26 espèces en été. La richesse spécifique la plus élevée a été enregistrée la première quinzaine de janvier et la plus faible, 19 espèces, la mi-juillet 2016 (Fig. 68). Parmi les espèces recensées, certaines sont protégées comme la Sarcelle marbrée, l'Erismature à tête blanche, le Fuligule milouin...

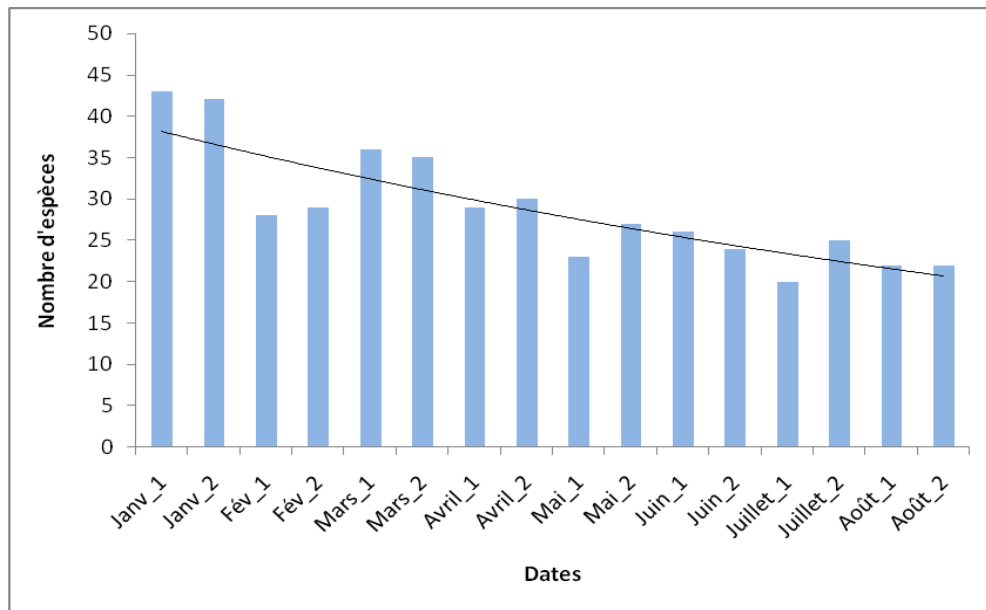


Figure 68: Evolution de la richesse spécifique du peuplement d'oiseaux d'eau au Lac Tonga au cours de la période d'étude

Les données recueillies au cours de la présente étude indiquent que le Lac Tonga a été fréquenté par 43 espèces en hiver et 26 en été. El AFRI *et al.* (2016) a répertorié 52 espèces appartenant à 13 Familles et GHERIB (2018) y a recensé 61 espèces appartenant à 17 familles. En effet, les zones humides de cette région Est sont réputées pour leur diversité avifaunistique remarquable (LAZLI *et al.*, 2018 ; BEDIAF *et al.*, 2020 ; BARA *et al.*, 2020 ; GHERIB *et al.*, 2021). Comme rapporté à travers divers zones humides de l'Est algérien, la famille des Anatidés a été la plus représentée lors de cette étude (METALAOUI & HOUHAMDI, 2010 ; BAAZIZ *et al.*, 2011 ; GUELLATI *et al.*, 2014 ; BOUDRAA *et al.*,

2014 ; GUERGUEB *et al.*, 2014 ; LAZLI *et al.*, 2018 ; GHERIB, 2018 ; BEDIAF *et al.*, 2020 ; BARA *et al.*, 2020 ; GHERIB *et al.*, 2021).

Tableau 43: Indices écologiques du peuplement d'oiseaux d'eau du Lac Tonga
(Moyenne écart-type ; valeurs minimales – valeurs maximales)

	Période hivernale	Période estivale
	Moy $\pm$ écart-type (min-max)	Moy $\pm$ écart-type (min-max)
Abondance	17 533 $\pm$ 6934,20 (9 335-27 507)	3 403 $\pm$ 202,68 (3 161-3 614)
Richesse	35, 4 $\pm$ 6, 27 (28 - 43)	22, 2 $\pm$ 2,77(19 - 26)

Les résultats du test de Mann-Whitney montrent des différences significatives pour les abondances et les richesses spécifiques entre les deux saisons (Fig. 69) (pour les abondances : $W = 372,5$; $p = 0,04^*$ et pour les richesses : $W = 363,5$; $p = 0,003^{**}$).

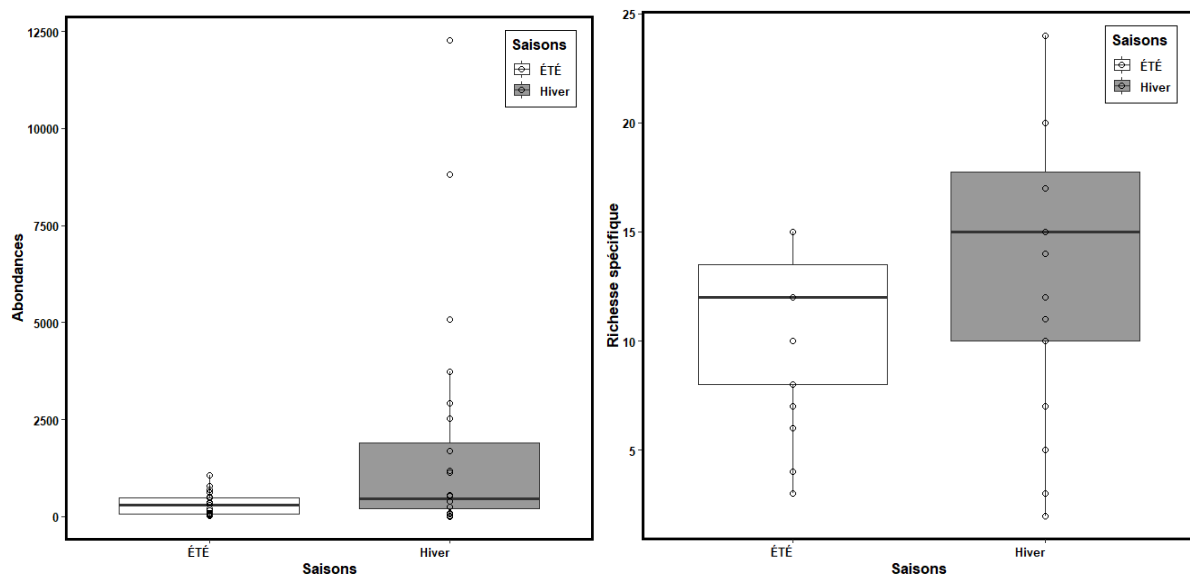


Figure 69: Boîtes à moustache (Boxplots) représentant les variations des abondances et des richesses spécifiques du peuplement d'oiseaux d'eau du Lac Tonga durant les deux saisons d'étude

3.3. Corrélation des paramètres physico-chimiques et du plomb avec les abondances et la richesse spécifique du peuplement d'oiseaux d'eau observée au Lac Tonga

Au cours de la période hivernale, une corrélation significative (négative) a été notée entre la richesse spécifique et les deux paramètres; turbidité ($r = -0,79$; $p = 0,006$) et l'oxygène dissous dans l'eau ($r = -0,66$; $p = 0,036$). De même, la concentration en plomb des eaux

superficielles du lac a été corrélée d'une manière significative (négative) avec la turbidité ($r = -0,7$; $p = 0,024$). En période estivale, une corrélation négative (significative) a été relevée entre le plomb et la richesse spécifique ($r = -0,81$; $p = 0,004$) et l'abondance ($r = -0,93$; $p = 0,000$). Par ailleurs, nous avons noté une corrélation significative (positive) entre les richesses et les abondances ($r = 0,75$, $p = 0,01$) durant cette période.

Pendant la période hivernale, la température de l'eau a montré des corrélations significatives ($p < 0,05$) avec le pH, l'oxygène dissous, la conductivité électrique et les TDS. Le pH a montré une corrélation significative avec l'oxygène dissous et la salinité a été significativement corrélée à la conductivité électrique et aux TDS. En été, plusieurs corrélations significatives ont été constatées pour certains paramètres environnementaux ($p < 0,05$). La température a été significativement corrélée avec le pH, la conductivité électrique, l'oxygène dissous, les TDS et la salinité. Les TDS ont montré une corrélation significative avec la salinité, l'oxygène dissous, la conductivité électrique et la turbidité. La salinité a été significativement corrélée avec conductivité électrique et la demande en oxygène (Fig.70).

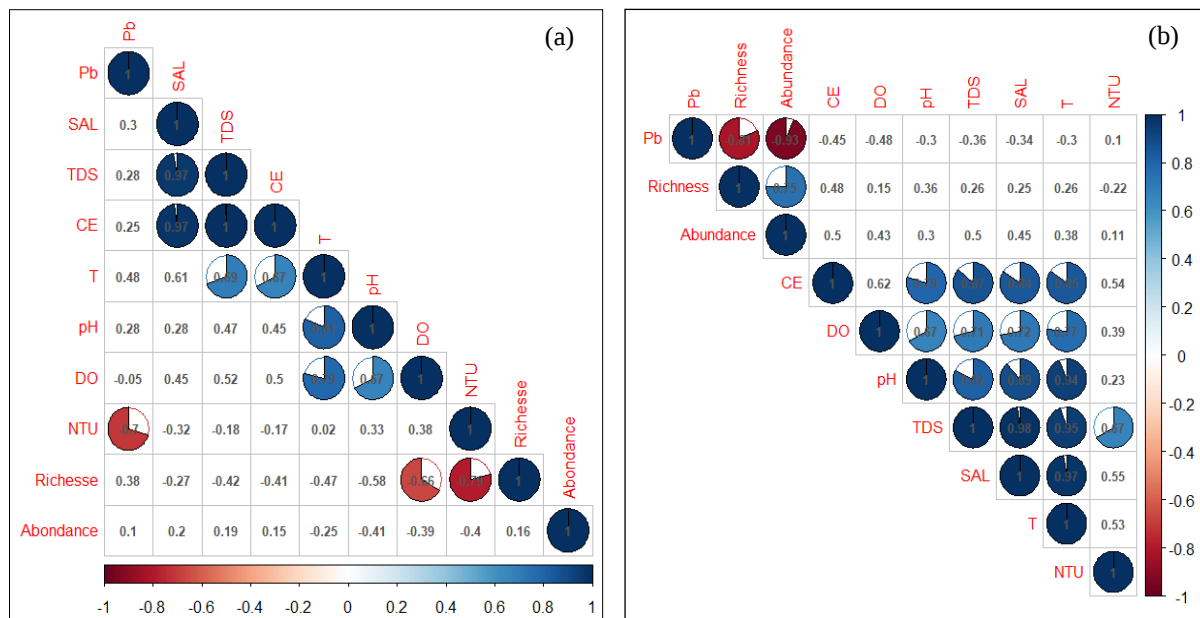


Figure 70: Matrices de corrélation saisonnière entre les paramètres physico-chimiques, le plomb et les indices écologiques du peuplement d'oiseaux d'eau considérés dans l'étude (a : période hivernale ; b : période estivale)

3.4. Typologie temporelle de la qualité des eaux du Lac Tonga

Le plan dimensionnel (D1 x D2) de l'analyse en composante principale explique plus de 63 % de la variabilité. Le plan (D1 x D2) montre une nette opposition entre les deux saisons d'étude. Ainsi, les valeurs les plus élevées des abondances, richesse spécifique, plomb, CE, SAL et TDS ont été noté durant la saison hivernale. De la même manière, les valeurs les plus élevés des paramètres pH, DO, T et NTU ont été noté durant la saison estivale (Fig. 71).

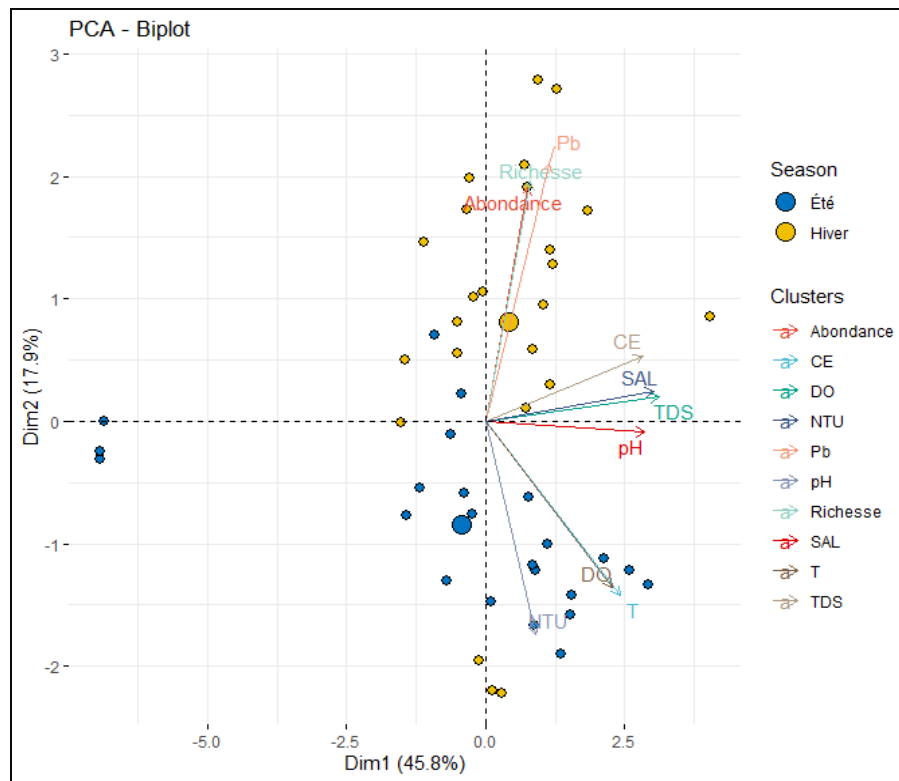


Figure 71: Répartition saisonnière des paramètres physico-chimiques, du plomb et de l'avifaune aquatique du Lac Tonga sur le plan D1 x D2

L'association des paramètres physico-chimiques et des teneurs en plomb des eaux, du Lac Tonga, aux indices écologiques du peuplement d'oiseaux d'eau, ont montrés des corrélations au cours des deux saisons d'étude. De nombreux travaux ont associé l'hétérogénéité limnologique à l'écologie et à la dynamique de l'avifaune (DMITRENKO *et al.*, 2005; POLAK & KASPRZYKOWSKI, 2010; KEKE & ELIZABETH, 2018, BARA *et al.*, 2020).

Pendant la période hivernale, la richesse spécifique a été corrélée avec la turbidité et l'oxygène dissous. En effet, avec l'afflux de nombreuses espèces, le lac est fréquenté par d'importants contingents d'oiseaux d'eau hivernants, sédentaires ou migrateurs de passage. Cette avifaune se répartie à travers le plan d'eau en fonction de ses exigences écologiques et se livre, en particulier, à ses activités diurnes habituelles (alimentation, repos, sommeil, toilettage et vol) (AISSAOUI *et al.*, 2011; LAZLI *et al.*, 2014; ZITOUNI *et al.*, 2014; EL AFRI, 2017; RIZI *et al.*, 2019). Parmi ces oiseaux, nombreux sont ceux qui s'alimentent en plongeant à certaines profondeurs pour trouver, dans la colonne d'eau ou en fouillant dans les sédiments, les ressources trophiques nécessaires à leur survie (débris végétaux, graines, Chironomides, mollusques, crustacés...), ce qui conduit à la turbidité de l'eau qui est en plus accentuée par les apports en éléments nutritifs charriés par les eaux de ruissellement provenant du bassin versant et les deux cours d'eau qui alimentent le Lac Tonga (Oued El Eurg et Oued El Hout).

Pendant la saison estivale, l'abondance et la richesse spécifique diminuent et ils ne restent dans le Lac Tonga que les oiseaux d'eau sédentaires nicheurs ou estivants nicheurs. Une corrélation entre chaque indice écologique et le plomb est enregistrée au cours de cette période. Le lac étant fréquenté en hiver par de nombreuses espèces d'oiseaux d'eau est le siège d'un braconnage important (LAZLI *et al.*, 2014; GHERIB & LAZLI, 2017; MENASRIA & LAZLI, 2017) qui constitue l'une des activités contribuant à la contamination de la zone humide par ce métal. Les oiseaux notamment les canards plongeurs, peuvent ainsi l'ingérer de façon accidentelle ou sélective lors de l'alimentation (BELLROSE, 1959 ; SANDERSON & BELLROSE, 1986) ou de la recherche de gîte. Mais d'autres espèces de canards peuvent être également sensibles à cette pollution, ce sont les canards barboteurs et les canards brouteurs, tel que le Canard siffleur, qui exploitent les zones vaseuses et situées plus loin de la berge, là où un maximum de plomb retombe (MAUVAIS & PINAULT, 1993 ; AMIARD-TRIQUET *et al.*, 1992). Le plomb ingéré par ces espèces est alors érodé dans le gésier et dissout sous l'action du pH acide (PAIN, 1996 *in* DURANEL, 1999). Il peut alors engendrer le saturnisme (FORBES & SANDERSON, 1978) qui a des impacts sur différentes fonctions des oiseaux d'eau (comme la reproduction, comportement alimentaire...) ce qui entraîne une baisse significative des effectifs du peuplement d'oiseaux (BESOMBES, 2006).

CONCLUSION

CONCLUSION

Dans un pays comme l'Algérie, la question de la pollution constitue un problème axial qui touche tous les domaines : social, environnemental, sanitaire, alimentaire, économique et financier.

La pollution métallique des écosystèmes aquatiques devient de notre jour de plus en plus important. Différentes activités sont à l'origine de cette dernière : les rejets d'effluents pollués, la chasse, la circulation d'automobiles à proximité de certains sites lacustres qui sont des milieux fragiles et restent parmi les environnements les plus menacés du monde.

Les investigations menées au cours de ce travail sur l'évaluation de la qualité des eaux superficielles et des sédiments du Lac Tonga, ainsi que sur la caractérisation de la pollution au plomb de cet écosystème et l'effet sur l'avifaune aquatique du site, ont aboutit aux résultats suivants :

Durant la période d'étude, les températures ont varié d'un point de prélèvement à un autre et dépendent de la saison. Le pH des eaux a été relativement neutre à alcalin, il résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique. Les valeurs de la conductivité électrique indiquent que les eaux de cette zone humide ont une minéralisation importante. Cette dernière est liée au régime hydrique du système lacustre et l'influence terrestre ou la nature géologique du bassin versant. Par ailleurs, il a été constaté que les valeurs moyennes du TDS et de la salinité évoluent dans le même ordre que celui de la conductivité électrique. Concernant la turbidité des eaux, les valeurs les plus importantes ont été enregistrées pendant la saison hivernale. Selon la classification de Rodier (2009), on peut classer les eaux du Lac Tonga comme troubles. Les valeurs moyennes en oxygène dissous des eaux de surface montrent des valeurs assez élevées pendant la période estivale, provenant probablement de la forte activité photosynthétique des algues se développant pendant cette saison.

L'évolution spatiotemporelle des paramètres physico-chimiques de ce plan d'eau varie d'une station à l'autre, ces variations reviennent à la localisation des stations étudiées qui sont influencées par les apports et les pertes d'eau ; particulièrement, sous influence des changements périodiques de la température en période de crue et période d'étiage, précipitations et évaporation.

L'étude de la qualité bactériologique des eaux de cette zone humide à travers les huit stations choisies, expose une contamination bactérienne très nette, exprimée par de fortes concentrations de germes pathogènes (Coliformes totaux et Coliformes fécaux) de l'ordre de 4305 UFC/ml et 1883 UFC/ml. Nous avons noté cependant l'absence totale des bactéries du genre *Salmonella* et *Vibrion*. Le calcul du rapport Coliformes fécaux/ Streptocoques fécaux au niveau des eaux des stations étudiées, indique une pollution d'origine animale.

La caractérisation du peuplement d'oiseaux d'eau inféodé à cette zone humide, a révélé la présence d'une avifaune riche et variée dont l'abondance et la richesse spécifiques atteignent un maximum en période hivernale. Au cours de notre étude, le lac a abrité plusieurs espèces d'oiseaux d'eau (43 espèces appartenant à 13 familles) présentant des statuts phénologiques différents : hivernants, sédentaires nicheurs, sédentaires non nicheurs, estivants nicheurs et migrateurs de passage. Cette avifaune se répartie à travers le plan d'eau en fonction de ses exigences écologiques et se livre, en particulier, à ses activités diurnes habituelles. L'analyse des données a révélé l'existence de corrélations en hiver entre la richesse spécifique et la turbidité et l'oxygène dissous. En été, une étroite corrélation a été enregistrée entre la teneur en plomb des eaux superficielles du lac et les indices écologiques considérés dans cette étude.

La caractérisation physico-chimique des sédiments des huit stations de prélèvement a révélé un pH voisin de la neutralité à caractère alcalin dont les valeurs indiquent un milieu légèrement basique, probablement lié à la présence plus importante de carbonates. La mesure du potentiel redox indique des conditions fortement réductrices, ces valeurs montrent que ces sédiments possèdent des particules dont les surfaces sont chargées négativement. Ce constat peut probablement être expliqué par la nature plus grossière du sédiment de surface du lac. La conductivité électrique mesurée, relativement importante, a été enregistrée au niveau de quelques stations reflétant ainsi une forte minéralisation qui peut être attribuée à des rejets, surtout urbains.

Les charges moyennes en matière organique enregistrées dans toutes les stations du Lac Tonga sont inférieures aux teneurs maximales admissibles de la qualité des sédiments. Cela pouvant s'expliquer par l'influence des eaux usées chargées en matière organique (lessivage des sols par les eaux de pluies et par le retour des eaux d'irrigation des terrains agricoles) ramenées notamment en période de crue. L'accroissement des concentrations de chlorures pendant la période sèche est provoqué par l'évaporation des eaux à cause des

températures élevées, alors que l'inverse pour les sulfates qui proviennent des roches de gypse, les engrais chimiques et les déchets industriels.

Les teneurs en carbonates sont importantes et peuvent être attribuées à la nature du milieu ; la couverture néogène à sédimentation continentale caractérisant le bassin repose directement sur une formation carbonatée. Les fortes teneurs des oxydes métalliques (oxydes de fer et oxydes de manganèse) pourraient être attribuées à la diminution de la quantité des eaux dans le lac sous l'effet de l'augmentation de la température au cours de la saison estivale. L'analyse granulométrique a montré que les sédiments sont à caractère sableux limoneux à limoneux sableux, limoneux et sableux.

A la lumière de ces valeurs, les teneurs du plomb contenu dans les eaux du Lac Tonga indiquent que presque tous les sites retenus ont été chargés en plomb et dépassent les valeurs admissibles préconisées par l'O.M.S et la directive de la CE pour les eaux de surfaces, qui sont de 0.05 mg/l. Tandis que les résultats des analyses relatives aux sédiments montrent que tous les sites retenus ont été chargés en plomb et dépassent également les valeurs admissibles préconisées par ABRMC (1991) pour les sédiments, qui sont de 22 mg/kg. En se basant sur les valeurs d'indices de contamination, l'ensemble des analyses métalliques effectuées sur les sédiments de surface au niveau des huit stations prospectées, révèle une contamination par le plomb.

Ainsi, les concentrations en plomb ont généralement varié d'un site à l'autre, d'une station à l'autre et d'une saison à l'autre. Nous avons constaté que les teneurs de cet élément métallique étaient élevées durant la période sèche et basse durant la période humide pour les sédiments et l'inverse pour les eaux superficielles. Cette pollution au plomb serait liée principalement aux activités anthropiques qui se développent autour du lac et au niveau de son bassin versant.

Le présent travail a révélé l'existence d'un risque à moyen ou à long terme pour la santé des espèces animales et végétales du Lac Tonga ainsi que sur l'équilibre de cet écosystème déjà menacé par l'eutrophisation. A ce titre, nous recommandons une surveillance accrue par les services concernés notamment pendant les périodes d'hivernage et de migration des oiseaux et la sensibilisation des riverains habitant à proximité de la zone humide.

Comme perspectives :

- D'autres études seront manifestement nécessaires afin de compléter ce travail par l'étude de la pollution au plomb dans les sédiments sachant que ces derniers retiennent les métaux en suspension dans l'eau.
- D'autres volets pourraient également être explorés comme la bioconcentration ou la bioturbation.
- Poursuivre cette étude sur plusieurs cycles afin de réunir le maximum d'information sur les niveaux de contamination par le plomb des sédiments et des eaux.
- Intensifier les analyses physico-chimiques et d'approfondir nos connaissances concernant l'effet de plomb sur la vie aquatique. Il est également intéressant de cerner cet élément dans des espèces différentes aussi bien de la faune que de la flore aquatiques caractéristiques surtout les lacs.
- Analyser le métal dans les particules afin d'étudier leur répartition entre les deux phases dissoute et particulaire, cela en fonction des conditions physico-chimiques et des processus régissant le milieu. Ce qui nous permettrait par la suite de mieux comprendre le phénomène de transfert des métaux entre la colonne d'eau et le sédiment.
- Adapter une stratégie d'échantillonnage pour suivre la qualité des autres écosystèmes (continental, côtier ...) de manière à mieux déterminer et suivre les sources et niveaux de contamination.
- Approfondir ce travail en étudiant les différents mécanismes qui peuvent être impliqués dans la fixation des ions métalliques par échange cation : que l'adsorption, la complexation et la précipitation pour déterminant leur mobilité, leur biodisponibilité ainsi que leur toxicité.
- Penser à mettre en place un réseau de surveillance des écosystèmes (aquatiques et terrestres) par le dosage des métaux lourds et l'utilisation d'organismes bio-indicateurs.
- Prendre en considération certains paramètres qui permettraient d'expliquer la dispersion des oiseaux à travers le plan d'eau (profondeur de l'eau, type d'habitat, l'alimentation...).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES





-A-

Abbaci, H. (1999). Ecologie du Lac Tonga : Cartographie de la végétation, palynothèque et utilisation de l'espace lacustre par l'avifaune. Thèse de magister. Université de Badji Mokhtar, Annaba. 143 p.

ABRMC, (1991). Pollution du Rhône. Synthèse des connaissances, Ministère de l'Environnement Français. Lyon : Agence du Bassin du Rhône Méditerranée Corse.

Ahouidi, H., Gnandi, K., Tanouayi, G. & Ouro-Sama, K. (2015). Caractérisation physico-chimique et état de pollution par les éléments traces métalliques des eaux souterraines de Lomé (sud Togo) : cas du quartier AgoeZongo. *Larhyss Journal.*, **24**, 41-56.

Aissaoui, R. (2010). Eco-éthologie des Anatidés dans la Numidie orientale : Cas de la Fuligule Nyroca *Aythya nyroca* dans le Lac Tonga. Thèse de doctorat. Université de Badji Mokhtar, Annaba. 176p

Aissaoui, R., Tahar, A., Saheb, M., Guergueb, L. & Houhamdi, M. (2011). Diurnal behaviour of Ferruginous Duck (*Aythya nyroca*) wintering at the El-Kala wetlands (Northeast Algeria). *Bull. Ins. Sci. Rabat, Sec. Sci. de la Vie*, **33** (2), 67-75.

Allalgua, A., Kaouachi, N., Ayari, A., Boualleg, C. & Bensouilah, M. (2017). Etude comparative de la qualité physicochimique des eaux des barrages Ain Dalia et Foum El-Khanga, région de Souk-Ahras (Algérie). *Bull. Soc. zool. Fr.*, **142** (2), 63-76.

Allan, J.D. (1995). Stream Ecology – Structure and function of running waters. 1st edition Chapman and Hall. 388 p.

Alloune, M. & Gouader, Y. (2013). Contrôle de qualité physico-chimique et microbiologique des eaux de la région de Bordj Bou Aréridj. Thèse de Master. Université Mohamed El Bachir El Ibrahimi, Bordj Bou Aréridj. 87 p.

Amiard-Triquet, C., Pain, D., Mauvais, G. & Pinault, L. (1992). Lead poisoning in waterfowl : field and experimental data. In Trace metals in the environment, 2. Impact of heavy metals on the environment (Ed. Vernet J.P.). Elsevier, Amsterdam., P. 219-245.

Amirat, M. (2010). Étude de la mobilité du plomb et du zinc en fonction des paramètres physico-chimiques d'un sol en milieu routier. Thèse de doctorat. Université d'Oran. 178 p.



Ankley, G. T., Ditoro, D. M., Hansen, D. J. & Berry, W. J. (1996). Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **15** (12), 2056-2066.

Ariès, S. (2001). Mise en évidence de contaminations métalliques historiques à partir de l'étude d'enregistrements sédimentaires de lacs de haute montagne. Thèse de Doctorat. Université de Toulouse III. 276 p.

Ayad, W. (2017). Evaluation de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines : cas des puits de la région d'El-Harrouch (Wilaya De Skikda). Thèse de Doctorat. Université de Badji Mokhtar, Annaba. 156 P.

Azzaoui, S. (1993). Géochimie de certains Métaux lourds dans les sédiments de la lagune de Ghar El Mellh (N-E –Tunisie). Mémoire de DEUA. Université de Tunis II, 100 p.

-B-

B.R.G.M/S.G.A.L. (1982). Inventaire de degré de pollution des sédiments des cours d'eau.

Baaziz, N., Mayache, B., Saheb, M., Bensaci, E., Ounissi, M., Metallaoui, S. & Houhamdi, M. (2011). Statut phénologique et reproduction des peuplements d'oiseaux d'eau dans l'éco-complexe de zones humides de Sétif (Hauts plateaux, Est de l'Algérie). *Bulletin de l'Institut Scientifique de Rabat.*, **3** ; 77-87.

Bahroun, S. (2016). Objectifs environnementaux de rejet pour les polluants dans le milieu récepteur et optimisation du pouvoir auto-épurateur : cas de l'oued Kébir est (nord est algérien). Thèse de Doctorat. Université de Badji Mokhtar, Annaba. 220 p.

Baize, D. (1997). Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Editions Quae. 408 pages.

Bara,Y., Bara, M., Bensouilah, M., Saheb, M., Atoussi, S. & Houhamdi, M. (2020). Assessments of physico-chemical parameters of Garaet Hadj Tahar wetland and their effect on waterbirds settlement. *Ukrainian Journal of Ecology.*, **10** (2), 33-39.

Baron, M. (2001). Suppression de l'utilisation de la grenaille de plomb de chasse dans les zones humides exposant les oiseaux d'eau au saturnisme. Rapport MEDD, 20p.



Baziz, N. (2012). Statut et écologie de l'avifaune aquatique de la Sebkha de Bazer-Sakra (El-Eulma, Sétif): Phénologie et distribution spatio-temporelle. Thèse de Doctorat. Université de Badji Mokhtar d'Annaba (UBMA), Algeria.

Bazzaz, F.A., Rolfe, G.L. & Carlson, R.W. (1974). Effect of cadmium on photosynthesis and transpiration of excised leaves of corn and sunflower. *Physiologia Plantarum.*, **32**; 373-377.

Bediaf, S., Benmetir, S., Bouchecker, A. & Lazli, A. (2020). Diversité de l'avifaune aquatique hivernante du marais de la mekhada. État actuel et valeur patrimoniale d'un site Ramsar (Nord-est algérien). *Bull. Soc. zool. Fr.*, **145** (2), 97-118.

Belabed, B.E. (2010). La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba « Sources de contamination des écosystèmes aquatiques ». Thèse de Doctorat. Université de Badji Mokhtar, Annaba. 199 p.

Belabed, B.E., Frossard, V., Dhib, A., Turki, S. & Aleya, L. (2013). What factors determine trace metal contamination in Lake Tonga (Algeria)?. *Environmental Monitoring and Assessment.*, **185**. No. 7.

Belhadj, G., Chalabi, B., Chabi, Y., Kayser., Y. & Gauthier-Clerc, M. (2007). Le retour de l'Ibis falcinelle (*Plegadis falcinellus*) nicheur en Algérie. *Aves*, **44** (1), 29-36.

Bellair, P. & Pomerol, C. (1977). Eléments de géologie. Armand Colin, Paris, 528 p.

Belli, N., Mesbah, L., Chebab, S., Tekouk, M. & Leghouchi, E. (2010). Stress oxydant induit par la coexposition au plomb et au cadmium : deux contaminants des eaux souterraines de Oued Nil (Jijel - Algérie). *Revue des Sciences de l'Eau.*, **23** (3), 289-301.

Bellrose, F. (1959). Lead poisoning as a mortality factor in waterfowl populations. *Illinois. Nat. Hist. Surv. Bull.*, **27** (3), 235-288.

Ben M'Barek, N. (1995). Impact des ouvrages sur l'équilibre de l'écosystème : Lac Ichkeul, Mémoire de DEA, Université de Tunis II. 97p.

Benadda., B. (2002). Etat de l'art concernant la mesure des émissions et le traitement des métaux dans les fumées Cas du cadmium, du mercure et du plomb. Record 00-0220/1a. 215 p.



Benbouih, H., Nassali, H., Leblans. M. & Shiri, A. (2005). Contamination en métaux traces des sédiments du lac Fouaret-Maroc. *Afrique Science.*, 01, 1009-125.

Benchabane, T. & Hamdi, S. (2018). Caractérisation des eaux des sources de la région de Yakourene. Suivi d'une étude comparative avec les eaux minérales (ifri, Toudja, Lalla Khadîdja). Thèse de Master. Université de Mouloud Mammeri, Tizi-Ouzou. 101 p.

Bendali-Saoudi, F., Gacem, H. & Soltani, N. (2014). Inventaire des Hydracariens dans le lac Tonga (Algérie). *Entomologie Faunistique.*, 67, 109-117.

Bendjama, A. (2007). Niveaux de contamination par les métaux lourds du complexe lacustre « Tonga, Oubeira, El-Mellah » du Parc National d'El-Kala. Thèse de Magistère. Université de Badji Mokhtar, Annaba, 180 p.

Bendjama, A. (2014). Variation de la qualité des eaux et son impact sur le sol des zones humides du PNEK. Thèse de doctorat. Université de Badji Mokhtar, Annaba, 238 p.

Bengarnia, B. (2016). Contribution à l'étude et l'évaluation de la qualité physicochimique et bactériologique des eaux de consommation de la région d'oued Es-Saoura cas de Béni-Abbès, Ougarta et Zeghamra. Thèse de Doctorat. Université d'Oran 1. 133 p.

Benguedda-Rahal, W. (2012). Contribution à l'étude de la bioaccumulation métallique dans les sédiments et différents maillons de la chaîne trophique du littoral extrême ouest algérien. Thèse de doctorat. Université de Tlemcen. 149 p.

Benkaddour, B. (2018). Contribution à l'étude de la contamination des eaux et des sédiments de l'Oued Cheliff (Algérie). Thèse de doctorat. Université de Perpignan via Domitia, et Université de Mostaganem. 192 p.

Bensaci, E., Saheb, M., Nouidjem, Y., Bouzegag, A. & Houhamdi, M. (2013). Biodiversité de l'avifaune aquatique des zones humides sahariennes : cas de la dépression d'Oued Righ (Algérie). *Physio-Géo.*, 7, 211-222.

Bensaci, E., Bendjama, S., Telli, S., Reguig, S., Zoubiri, A. & Houhamdi, M. (2014). Contribution à l'étude de la pollution des eaux des zones humides des régions Arides d'Algérie. *International Journal of Environment & Water.*, 3, Issue 1.



Bentouili, M.Y. (2007). Inventaire et qualité des eaux des sources du parc national d'El Kala (Nord-est algérien). Thèse de Magister. Université de Badji Mokhtar, Annaba. 134 p.

Benyacoub, S. (1993). Ecologie de l'avifaune forestière nicheuse de la région d'El Kala (Nord Est Algérien). Thèse de Doctorat. Université de Bourgogne. 273p

Benyacoub, S., Louanchi, N., Baba Ahmed, R., Benhouhou, S ., Boulahbel, R., Chalabi, B ., Caou, F., Rouag, R . & Ziane, N. (1998) . Plan directeur de gestion du Parc National d'El Kala et du complexe de zones humides (Wilaya d'El -Tarf). 300p.

Benzizoune, S., Nassaliet, H. & Srhiri, A. (2004). Etude De la cinétique d'adsorption Du phosphore en solution sur les sédiments Du lac Fouarat au Maroc. *Larhyss journal.*, 03 ; 1112-36800.

Berghiche, A. (2015). Contribution à la caractérisation de la pollution au plomb dans le Lac Oubeira Nord-est algérien. Thèse de Magister, Université d'El Tarf. 158 p.

Berryman, D. (2007). Concentrations de métaux dans la partie nord du lac Blouin avant la restauration du parc à résidus miniers Manitou, Québec. 38 p.

Besombes, A. (2006). Saturnisme des Anatidés et passage aux munitions non toxiques : incidence de la Grenaille d'acier sur la qualité De la viande de gibier. Thèse de doctorat. Ecole nationale vétérinaire d'Alfort, 91 p.

Bissassa, M. (2016). Etude physico-chimique et géochimique de la qualité des eaux et sédiments d'Oued Fès et Sebou-Province Fès Maroc. Thèse de master. Maroc. 71 p.

Blondel, J. (1975). Analyse des peuplements d'oiseaux, éléments d'un diagnostic écologique. I. La méthode des échantillonnages fréquentiels progressifs (E.F.P). *Terre et Vie*, **29**, 533-589.

Bonnet, C. (2000). Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments Dulçaquicoles contaminés. Thèse en Toxicologie de l'Environnement. Université de Paul Verlaine-Metz. 326 p.

Bonnomet, V., Coquery, M., Le Goff, F., Magaud, H., Monbet, P. & Morin, A. (2008). Analyse critique des méthodologies pour la détermination et l'application de normes de qualité environnementale pour les métaux (Rapport de synthèse). INERIS. 27 p.



Borrego, A.F & Romero, P. (1982). Study of the microbiological pollution of à Malaga littoral area II. Relationship between fecal coliforms and fecal streptococci. *Vle journée étud. Pollutions.*, Cannes, France. 561-569 p.

Boubakeur, F.Z. (2021). Contribution à l'étude de la biodiversité des zones humides de l'Est algérien: état des lieux, gestion et valorisation. Thèse de doctorat. Université de Djillali Liabès de Sidi Bel Abbès. 131p

Boucherit, K. (2014). Structure et écologie des Anatidés hivernants dans le Lac Tonga et le Lac des Oiseaux (Wilaya d'El-Tarf, Nord-Est de l'Algérie). Thèse de Magister. Université de Sidi Bel Abbes. 93 p.

Boudraa, W., Bouslama, B. & Houhamdi, M. (2014). Inventaire et écologie des oiseaux d'eau dans le marais de Boussedra (Annaba, Nord-Est de l'Algérie). *Bull. Soc. zool. Fr.*, **139**, 279-293.

Boumezbeur, A. (1993). Écologie et biologie de la reproduction de l'Érismature à tête blanche (*Oxyuraleucocephala*) et du Fuligule nyroca (*Aythya nyroca*) sur le Lac Tonga et le Lac des Oiseaux, Est algérien. Thèse de doctorat. Université de Montpellier. 250 p.

Bouquet, D. (2018). Gestion in situ des sols de jardins potagers modérément contaminés en plomb. Thèse de doctorat. Université de Nantes. 289 p.

Boust, D. (1981). Les métaux-traces dans l'estuaire de la Seine et ses abords. Thèse de Doctorat. Commissariat à l'Energie Atomique.

Burton, GA. (1992). Sediment toxicity assessment. Lewis Publishers, London, 211 p.

-C-

Callender, E. (2003). Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. *US Geological Survey, Westerly, RI, US.A*, 67-100.

CAP & INH. (2005). Centre Anti Poison et l'Institut National d'Hygiène Maroc. Rapport relatif au Plomb et Cadmium. Rapport établi avec la contribution du Centre Anti Poison et l'Institut National d'Hygiène, royaume du Maroc.

Carlier, B. (2003). Vers un pôle de compétence et d'excellence en phyto-zoo remédiation contrôlée ? Veille environnementale stratégique. D:EED/F Lamiot.



Cecchi, M. (2008). Devenir du plomb dans le système sol-plante ; cas d'un sol contaminé par une usine de recyclage du plomb et de deux plantes potagères (Fève et Tomate). Thèse de Doctorat. L'institut national polytechnique de Toulouse. 226 p.

Chaguer, M. (2013). Analyse et Spéciation des Métaux dans un Oued en zone Minière Cas de l'Oued Essouk. Thèse de doctorat. Université de Constantine I. 146 p.

Chalabi. B. (1990). Contribution à l'étude de l'importance des zones humides algériennes pour la protection de l'avifaune: cas du lac Tonga (parc national d'El-Kala). Thèse de Magister, INA. 133p.

Chassard-Bouchaud, C. (1995). L'écotoxicologie. Que sais-je ? Paris : PUF. 128p.

Cherouana, N. (1996). Contribution à la cartographie et à l'étude de la végétation du Lac des Oiseaux (W: El-Tarf). Thèse d'ingénieur agronome INA. Alger 102p.

Choutiw, K., (2006). Evaluation de la qualité des eaux des puits couverts munis de pompe dans la commune de Porto-Novo. Mémoire d'études supérieur spécialités (DESS). Université d'Abomey- Calavi.

-D-

Da Mota, P. (2020). L'analyse granulométrie. Techniques et procedes de mise en oeuvre— S7.10 Essais et Controles. BAC PRO T.

De Belair, N. (1990). Structure, fonctionnement et perspective de gestion de quatre eco-complexes lacustres et marécageux (El Kala est algérien). Thèse de doctorat .Université de Languedoc, Montpellier.

Debièche, H.T. (2002). Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle : application à la basse plaine de la Seybouse Nord-Est algérien. Thèse de Doctorat. Université de Franche-Comté.

Dedjiho, C.A., Mama, D., Tometin, L., Nougbo, I., Chouti, W., Sohounhloue, D. & Boukari, M. (2013). Évaluation de la qualité physico-chimique de certains tributaires d'eaux usées du lac Ahémé au Bénin. *Journal of Applied Biosciences.*,70, 5608-5616.

Dehbi, M. (2021). Contamination en éléments traces métalliques (ETM) des eaux de surface et des sédiments estuariens du bassin versant de la Soummam. Thèse de Doctorat. Université de Ferhat Abbas - Setif1. 173 p.



Devallois, V. (2009). Transferts et mobilité des éléments traces Métalliques dans la colonne sédimentaire Des hydrosystèmes continentaux. Thèse de Doctorat. Académie d'Aix-Marseille Université de Provence. 304 p.

DGF. (2003). Fiche descriptive sur les zones humides Ramsar : La Réserve Intégrale du Lac Tonga, Wilaya d'El Tarf. Direction générale des Forêts. Alger.

Diab, W. (2016). Étude des propriétés physico-chimiques et colloïdales du bassin de la rivière Litani, Liban. Thèse de Doctorat. Université de Libanaise et Université de Lorraine (Cotutelle). 214 p.

Dimon, F., Dovonou , F., Adjahossou, N., Chouti, W., Mama, D., Alassane, A. & Boukari, M. (2014). Caractérisation physico-chimique du lac Ahémé (Sud Bénin) et mise en relief de la pollution des sédiments par le plomb, le zinc et l'arsenic. *Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie.*, **37** : 36- 42.

Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Mis en ligne le 22 décembre 2000, consulte le 08 janvier 2009.

Djamai, S. (2020). Variations Spatiales des Macro-invertébrés benthiques dans le lac Tonga (El-Kala – Wilaya El-Tarf). Thèse de Doctorat. Université Mohamed Boudiaf - M'sila. 156 p.

Djeddi, H., Kherief-Nacereddine, S., Keddari, D., Afri-Mehennaoui, F.Z. (2018). Teneurs des éléments traces métalliques Cu, Zn et Pb des Sédiments du barrage Béni Haroun (Nord-est de l'Algérie). *European Scientific Journal.*, **01**:15.

Dmitrenko, I., Kirillov, S., Eicken, H. & Markova, N. (2005). Wind-driven summer surface hydrography of the eastern Siberian shelf. *Geophysical research letters.*, **32** (14), 1-5.

Draïdi, K. (2014). Le Fuligule nyroca (*Aythya nyroca*) dans le lac Tonga (Nord-est de l'Algérie): Etude du budget temps, stratégie d'hivernage et étude de l'écologie parasitaire. Thèse de Doctorat, Université de Badji Mokhtar, Annaba. 166p.

Durand, J.H. (1954). Les sols du bassin versant du lac Tonga (Algérie). Direction du service de la colonisation et de l'Hydraulique. Gouvernement Général de l'Algérie. 254 p.



Duranel, A. (1999). Effets de l'ingestion de plombs de chasse sur le comportement alimentaire et la condition corporelle du canard colvert (*Anas platyrhynchos*). Thèse de doctorat, Université de Nantes, 104 p.

-E-

El Azhari, A. (2013). Etude de la contamination par les éléments traces métalliques des sédiments de l'oued Moulouya et de la retenue du barrage Hassan II en aval de la mine abandonnée Zeïda, Haute Moulouya. Thèse de Master. Université de Cadi Ayyad Marrakech, 115 p.

El Morhit, M. (2009). Hydrochimie, éléments traces métalliques et incidences ecotoxicologiques sur les différentes composantes d'un écosystème estuarien (Bas Loukkos). Thèse de Doctorat. Université Mohammed V. Maroc.

Elafri, A., Halassi, I. & Houhamdi, M. (2016). Diversity patterns and seasonal variation of the waterbird community in Mediterranean wetlands of Northeastern Algeria. *Zoology and Ecology.*, 26 (2), 85-92.

Elafri, A. (2017). Inventaire et écologie du peuplement d'oiseaux aquatiques dans un site Ramsar du Nord-est algérien (Lac Tonga, wilaya El-Tarf). Thèse de Doctorat. Université de Ferhat Abbas Sétif 1. 131 p.

Emberger, L. (1955) : Une classification biogéographique des climats. *Rec. Trav.Lab. Bot. Géol. Fac. Se.*, 7(11): 3-43.

-F-

Fahssi, A., Ali-Yahya, H.S., Touzani, R. & Chafi, A. (2016). Evaluation spatiotemporelle de la contamination métallique des ressources hydriques superficielles de la basse Moulouya. *J. Mater. Environ. Sci.*, 7(7), 2404-2423.

Fleischer, M. (1966). Index of new mineral names, discredited minerals and changes of mineralogical nomenclature in volumes 1-50 of the American Mineralogist. *American Mineralogist.*, 51(8), 1247-1357.



Forbes, R.M. & Sanderson, G.C. (1978). Lead toxicity in domestic animals and wildlife. In The biogeochemistry of lead in the environment (Ed. Nriagu). *Elsevier North-Holland Biomedical Press.*, 225-277.

-G-

Gadras, C. (2000). Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en domaine routier. Thèse de Doctorat. Université de Pau et des Pays de L'Adour. 192 p.

Gaujous, D. (1995). La pollution des milieux aquatiques. Aide mémoire. Ed. Technique et Documentation. Lavoisier, Paris. 220p.

GESAMP, (1997). Joint Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Pollution. Report of the Thirty-third session, working group on the evaluation of the hazards of harmful substances carried by ships, EHS/Feb 97, International Maritime Organization, London.

Ghalmi, R. (1997). Étude préliminaire du régime alimentaire de la loutre (*Lutra lutra*) dans le nord-est algérien (Parc National d'El Kala). Mémoire D.E.S. Université de Liège. 57 p.

Gherib, A. & Lazli, A. (2017). Les oiseaux d'eau nicheurs de l'Arboretum du lac Tonga (Nord-est algérien). *Bull. Soc. zool. Fr.*, **142**(3), 119-142.

Gherib, A. (2018). Contribution à l'étude des oiseaux d'eau nicheurs de l'Arboretum du Tonga (Nord-est algérien). Thèse de doctorat, Université Chadli Bendjedid El Tarf. 218 p.

Gherib, A., Lazli, A., Naili, S., Bouchecker, A., Ikhlef, D. & Mechaka, N.I. (2021). Avifauna diversity and phenology in a Ramsar site: Lake Tonga (Northeastern Algeria). *Arxius de Miscel·lània Zoològica.*, **19** : 321–344.

Gherzouli, C. (2013). Anthropisation et dynamique des zones humides dans le nord-est algérien : apport des études palynologiques pour une gestion conservatoire. Thèse de Doctorat. Université de Toulouse. 208 p.

GROBEC, (2015). Présence de métaux dans l'eau de surface du bassin versant de la rivière Bécancour, secteur minier de Thetford Mines. Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour. Québec, G6L 2P8. 48p.



Guellati, K., Maazi, M.C., Benradia, M. & Houhamdi, M. (2014). Le peuplement d'oiseaux d'eau du complexe des zones humides de la wilaya de Souk-Ahras : état actuel et intérêt patrimonial. *Bull. Soc. zool. Fr.*, **139**, 263-277.

Guerfi, S. (2019). Evaluation spatio-temporelle physicochimique et biologique des zones humides du PNEK (Nord-est Algérien). Thèse de Doctorat. Université de Chadli Bendjedid, El Tarf. 247 p.

Guergazi, S. (2006). Paramètres organiques et potentiels de formation du chloroforme d'eaux de surface de l'est algérien, *Courrier du Savoir.*, 07 : 45-50

Guergueb, Y., Bensaci, E., Nouidjem, Y., Zoubiri, A., Kerfouf, A. & Houhamdi, M. (2014). Aperçu sur la diversité des oiseaux d'eau du Chott El Hodna (Algérie). *Bull. Soc. zool.Fr.*, 139 (1-4), 233-244.

Guérineau, H. (2013). Sources et risques de contamination dans une source d'eau potable. Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de maîtrise ès sciences appliquées. Université de Montréal. 188 p.

Guesdon, G., De Santiago-Martín, A. & Galvez-Cloutier, R. (2014). Restauration du lac La Retenue, l'Ange-Gardien, Québec. Phase I : Caractérisation des sédiments et qualité de l'eau de surface. Département de génie civil et de génie des eaux, Université Laval, Québec. 37 p.

-H-

Hadmi, S. (2002). Evaluation de la pollution marine le long du littoral de Safi, Mémoire d'études supérieures approfondies, Université Hassan II, Casablanca, Maroc. 97p.

Hafedh-Hamza, M., Added, A., Frances, A. & Odriguez, R. (2007). Validité de l'application des méthodes de vulnérabilité DRASTIC, SINTACS et SI à l'étude de la pollution par les nitrates dans la nappe phréatique de Metline–Ras Jebel–Raf Raf (Nord-Est tunisien). *Comptes Rendus Geosciences.*, **339** (7), 493-505.

Hakanson, L. (1980). Ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research.*, **14**(5) 975–1001.

Hem, J.D. (1976). Geochemical controls on lead concentrations in stream water and sediments. *Geochimica & Cosmochimica Acta.*, **40**(6): 599-609.



Hoffmann, L. (1960). Le saturnisme, fleau de la sauvagine en Camargue. *La terre et la vie* (2)120.

Houhamdi, M. (2002). Écologie des peuplements aviens du Lac des Oiseaux (Numidie orientale). Thèse de Doctorat d'État. Université de Badji Mokhtar, Annaba. 238 p.

Houmani, M (2012). Ecologie du Fuligule nyroca (*Aythya nyroca*) dans le Nord-est algérien : lac Tonga. Thèse de de Magistère. Université de Badji Mokhtar, Annaba. 68 p.

Hurlbut Jr, C.S. & Klein, C. (1982). Manual de Mineralogía de Dana. Editorial Reverté, Barcelona, 564 pp.

Hutchinson, T.C. & Meema, K.M. (1987). Lead, mercury and arsenic in the environment.

-J-

INSERM, (1999). (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale). Plomb dans l'environnement : quels risques pour la santé. Paris. 461 p.

Inza, B., Soro, M.B., Etchian, A.O., Trokourey, A. & Bokra, Y. (2009). Caractérisation physico-chimique des eaux et des sédiments de surface de la baie des milliardaires, lagune Ebrie, cote d'ivoire. *Rev. Ivoir. Sci. Technol.*, **13**, 139 – 154.

-J-

Joleaud, L. (1936). Etude géologique de la région de Bône et la Calle, 2ieme série stratigraphie et description générale. Typo-litho et Jules Carbonel. 199p.

Juste, C. (1988). Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Sci. Sol.*, **26**(2) 103-112.

-K-

Kadid, Y. (1989). Contribution à l'étude de la végétation aquatique du lac Tonga. Mémoire d'Ingéniorat d'état en agronomie INA, Alger.

Kadid, Y., Thebaud, G., Petel, G. & Abdelkrim, H. (2007). Les communautés végétales aquatiques de la classe des Potametea du lac Tonga, El-Kala, Algérie, *Acta Botanica Gallica*, **154**(4), 597-618.



Kayalto, B. (2009). Contribution à l'évaluation de la contamination par les métaux lourds, de trois espèces de poissons, des sédiments et des eaux du lac Tchad. Thèse d'Etudes Approfondies (DEA), Université de Ngaoundere. Cameroon.

Keddari, D., Afri-Mehennaoui, F.Z., Sahli, L. & Mehennaoui, S. (2019). Qualité écologique via la faune macro-invertébrée benthique et devenir du niveau de contamination par le Cr et le Pb des sédiments de l'oued Boumerzoug (Constantine, Algérie). *Algerian Journal of Environmental Science and Technology.*, 5, No 2.

Keke, M.M. & Elizabeth, A.O. (2018). Aquaticbird assemblages of a tropical African man-made lake. *Ukrainian Journal of Ecology.*, 8(4), 41-45.

Kgaa, M. (2020). Test Chlorures. Darmstadt, Germany, www.sigmaaldrich.com/mobile-laboratory. EMD Millipore Corporation, 400 Summit Drive Burlington MA 01803, USA., Sigma-Aldrich Canada Co. or Millipore (Canada) Ltd. 2149 Winston Park, Dr. Oakville, Ontario.

Khedimallah, R. (2019). Bio évaluation de la qualité des eaux des zones humides au niveau du Parc National d'El Kala (PNEK). Thèse de Doctorat. Thèse de Doctorat. Université de Chadli Bendjdid, El-Tarf. 197 p.

-L-

Lamizana-Diallo, M.B., Kenfack, S. & Millogo-Rasolodimby, J. (2008). Evaluation de la qualité physico-chimique de l'eau d'un cours d'eau temporaire du Burkina Faso -Le cas du Massili dans le Kadiogo. *Sud Sciences et Tecchnologies.*, N16.

LANDSCAP AMENAGEMENT, (1998). Plan directeur de gestion du Parc National d'El Kala et du complexe des zones humides+ 16 Cartes au 1/25 000. Agence nationale pour la conservation de la nature, Algérie. 234 p.

Laouini, H. (2012). Caractérisation géochimique des zones humides entre deux climats, méditerranéen et Aride par image satellite Taref et les chotts et sebkhas de Ouargla. Thèse de Magister. Université de Kasdi Merbah. 140 p.

Laperche, V., Dictor, M.C., Cloezl-Leloup, B. & Baranger, P. (2004). Guide méthodologique du plomb appliqué à la gestion des sites et des sols pollués. Etude réalisée



dans le cadre des opérations de Service public du BRGM2003-POLA06 et de la convention d'étude BRGM MEDD/DPPR6BRGM CV 03000012.

Lazli, A. (2011). Contribution à la connaissance de l'écologie et de la biologie de l'Érismature à tête blanche *Oxyuraleucocephala* et du Fuligule nyroca *Aythya nyroca* au lac Tonga. Thèse de doctorat, Université de Béjaia. Algérie.

Lazli, A., Nouar, I., Chater, N. & Moali, A. (2014). Diurnal behaviour of breeding White-headed Duck *Oxyura leucocephala* at Lake Tonga, North-east Algeria. *Terre et Vie.*, **69**, 131-141.

Lazli, A., Benmetir, S., Bediaf, S., Mazni, S., Messai, Z. & Iboud, T. (2018). L'avifaune aquatique hivernante du lac Oubeira (Nord-est algérien). État actuel et intérêt patrimonial. *Alauda.*, **86**(2), 95-108.

Lefranc, H. (2006). Le saturnisme des oies cendrées dans les marais du Guadalquivir (Pluralité de l'exposition et aspects méthodologiques). Mémoire présenté pour l'obtention du diplôme de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes, 80 p.

Lienard, A. & Colinet, G. (2014). Synthèse bibliographique sur la mobilité des éléments traces dans les sols et l'utilisation de la stabilisation physico-chimique comme technique de gestion in situ des sites contaminés. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **18**(2), 273-289.

Long, E.R. & Morgan, L.G. (1990). The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program. NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52, National Oceanographic and Atmospheric Administration, Seattle, WA, 175p.

Long, E., Macdonald, D., Smith, S. & Calder, F. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management.*, **19**, 81-97.

Loucif, K., Neffar, S., Menasria, T., Maazi, M.C., Houhamdi, M. & Chenchouni, H. (2020). Physico-chemical and bacteriological quality assessment of surface water at Lake Tonga in Algeria. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management.*, **13**, 100-284.



-M-

Macdonald, D.D., Carr, R.S., Calder, F.D., Long, E.R. & Ingersoll, C.G. (1996). Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*, 5(4), 253-278.

Macdonald, D.D., Ingersoll, C.G. & Berger, T.A. (2000). Development and evaluation of consensus based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39, 20-31

Mahan, B.H. (1987). Química. Curso Universitario. Fondo Educativo Interamericano.

Makhoukh, M., Sbaa, M., Berrahou, A. & Van-Clooster, M. (2011). Contribution à l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'oued Moulouya (Maroc oriental). *Larhyss Journal*, 09, 149-169.

Marcellin, K.Y, Bernard, S.M., Albert, T. & Yobou, B. (2009). Assessment of Sediments Contamination by Heavy Metals in a Tropical Lagoon Urban Area (Ebrié Lagoon, Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, 34(2), 280-289.

Mauvais, G. & Pinault, L. (1993). Le saturnisme des Anatidés (Anatidae) sur le site du lac de Grand-Lieu (Loire-Atlantique). *Gibier Faune Sauvage*, 10, 85-101.

MDDEFP, (2013). Ministère du Développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2013. *Critères de qualité de l'eau de surface*, 3e édition, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF), 510 p. et 16 annexes.

Mecif, F., Bouchecker, A. & Lazli, A. (2020). Biologie de la reproduction du Grèbe huppé *Podiceps cristatus* au Lac Tonga (Nord-est algérien). *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 145(3): 225–246.

Mehanned, S., Chahlaoui, A., Zaid, A., Samih, M. & Chahboune, M. (2014). Typologie de la qualité physico-chimique de l'eau du barrage Sidi Chahed-Maroc. *J. Mater. Environ. Sci.*, 5 (5), 1633-1642.



- Melghit, M. (2012).** Qualité physico-chimique, pollution organique et métallique des compartiments Eau / Sédiments de l'Oued Rhumel, et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun. Thèse de Magistère, Université de Mentouri, Constantine. 175 p.
- Menasria, B. & Lazli, A. (2017).** Quelques aspects de la sélection de l'habitat par l'Érismature à tête blanche *Oxyura leucocephala* sur le lac Tonga. *Alauda.*, **85**, 283-294.
- Metallaoui, S. & Houhamdi, M. (2010).** Biodiversité et écologie de l'avifaune aquatique hivernante dans Garaet Hadj-Tahar (Skikda, Nord-Est de l'Algérie). *Hydroécologie Appliquée.*, **17**, 1-16.
- Meybeck, M. (1998).** Man and river interface: multiple impacts on water and particulates chemistry illustrated by the river Seine basin. *Hydrobiologia.*, **1(20)**., 373-374.
- Miquel, G. (2001).** Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Paris, 46p.
- Monnin, L. (2018).** Changement de spéciation des éléments traces métalliques lors de la remise en suspension de sédiments de barrages. Thèse de Doctorat. Université d'Aix-Marseille. 183 P.
- Mouissi, S. & Alayat, H. (2016).** Utilisation de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) pour la Caractérisation Physico-Chimique des Eaux d'un Ecosystème Aquatique : Cas du Lac Oubéira (Extrême NE Algérien). *J. Mater. Environ. Sci.*, **7(6)**, 2214-2220.
- Moutou, F. & Joseph-Enriquez, B. (1991).** Les animaux sauvages, sentinelles de la pollution du milieu naturel ? *Rev. sci. tech. Off. int. Epiz.*, **10(3)**, 681-692.
- Müller, G. (1969).** Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geology Journal.*, **2**, 109-118.
- Müller, G. (1981).** Die Schwermetallbelastung der sedimente des Neckars und seiner Nebenflüsse: Eine Bestandsaufnahme. *Chemiker Zeitung.*, **105**, 157–164.
- Mutin, (1977).** La Mitidja : décolonisation et espace géographique .O.P.U, Alger. 607p.



-N-

Nadeau, F.R. (2012). Evaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques d'un terrain contaminé par des métaux. Thèse de maitre en environnement (m. Env.). Université de Sherbrooke. Québec, 76p.

Naili, S., Bouchecker, A., Gherib, A., Djelloul, R. & Lazli, A. (2021). Seasonal variation in physicochemical characteristics and lead contamination of Lake Tonga and their effects on waterbird populations. *Ukrainian Journal of Ecology.*, **11**(1) ; 03-112.

Ndzangou, S.O. (2003). Evolution et impacts de la contamination anthropique dans les sédiments et les sols du bassin du lac Clair. Station Forestière de Duchesnay (Québec, Canada). Thèse de Doctorat. Université du Québec. 210 p.

Nedjar, R. (2016). Dosage des métaux lourds Cd, Cr, Pb dans les rejets liquides de trois industries de la wilaya de Constantine. Thèse de Master. Université des Frères Mentouri, Constantine. 62 p.

Ngaram, N. (2011). Contribution à l'étude analytique des polluants (en particulier de type métaux lourds) dans les eaux du fleuve Chari lors de sa traversée de la ville de N'Djamena. Thèse De Doctorat. Université de Lyon. 166 p.

Nisbet, M. & Verneau, J. (1970). Composant chimiques des eaux courantes, discussions et propositions des classes entant que base d'interprétation des analyses chimiques. *Annale de limnologie.*, **6**: 161-190.

Noppe, K. (1996). Contamination métallique des sédiments des cours d'eau du bassin Artois-Picardie et son impact sur la contamination des chairs et des foies de poissons. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI. 92 p.

Nriagu, J.O. (1974). Lead orthophosphates--IV Formation and stability in the environment. *Geochimica et Cosmochimica Acta.*, **38**(6): 887-898.

Nriagu, J.O. (1978). The biogeochemistry of lead in the environment. Elsevier, Amsterdam, 1011 pp.

Nriagu, J.O. (1989). A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature.*, **338**: 47-49.



Nriagu, J.O., Kemp, A., Wong, H.K. T. & Harper, N. (1979). Sedimentary record of heavy metal pollution in Lake Erie. *Geochim. Cosmochim. Acta.*, **43**:247-258.

-O-

Ochieng, E.N. (1987). Limnological aspects and trace elements analysis Kenyan natural inland waters. MSc. Thesis. University of Nairobi, Kenya. 294 p.

Okoye, B.C.O. (1991). Heavy metals in the Lagos Lagoon sediments. *Int.J. Environ.Stud.*, **37**: 35–41.

Olivier, M.J. (2009). Chimie de l'environnement. 6e édition, Lévis, Les productions Jacques Bernier, 368 p.

Onyari, J.M. & Wandiga, S.O. (1989). Distribution of Cr, Pb, Cd, Zn, Fe and Mn in Lake Victoria sediments, East Africa. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **42**:807–13

Ouali, N. (2018). Identification et quantification d'une matrice de métaux traces dans le milieu marin : Cas de la baie d'Annaba. Thèse de doctorat. Université de Badji Mokhtar, Annaba. 223 p.

Oulhote, Y. (2012). Contribution de l'environnement résidentiel à l'exposition au plomb des enfants de 6 mois à 6 ans en France, 2008-2009. Thèse de doctorat. Université de Lorraine. 195 p.

Oumar, B., Ekengele, N.L. & Balla, O.A. (2014). Évaluation du niveau de pollution par les métaux lourds des lacs Bini et Dang, Région de l'Adamaoua, Cameroun. *Afrique science.*, **10** (2), 184-198.

Ozenda, F. (1982). Les végétaux dans la biosphère. ed. Doin, 341p.

-P-

Pain, D.J. (1996). Lead in waterfowl. In "Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations" (Ed. Beyer W.N., Heinz G.H., Redmon-Norwood A.W.). *Lewis Publishers, Boca Raton, FL.*, 251-264.



Pekey, H., Karakaş, D. & Ayberk, S. (2004). Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of Izmit Bay (Northeastern Marmara Sea) Turkey. *Marine pollution bulletin.*, **48**: 946–953

Plan d'action du Parc national El Kala, (2011). Plan Directeur de Gestion des Sites Ramsar du Parc. Phase 2: Evaluation et interprétation des données. UNESCO, Paris.

Polak, M. & Kasprzykowski, Z. (2010). Reproduction parameters of the Great Bittern *Botaurus stellaris* in the fish ponds of eastern Poland. *Acta Ornithologica.*, **45**(1), 75-81.

Pourrut, B. (2018). Implication du stress oxydatif dans la toxicité du plomb sur une plante modèle, *Vicia faba*. Thèse de doctorat. Université de Toulouse. 297 p.

Power, E.A. & Chapman, P.M. (1992). Assessing sediment quality. In Burton, G.A.J Eds. *Sediment Toxicity Assessment*, Lewis, Chelsea, MI, USA. 1-18.

Pueyo, M., López.Sánchez, J.F. & Rauret, G. (2004). Assessment of CaCl_2 , NaNO_3 and NH_4NO_3 extraction procedures for the study of Cd, Cu, Pb and Zn extractability in contaminated soils. *Analytica Chimica Acta.*, **504**, 217–226.

-R-

Raachi, M.L. (2007). Étude préalable pour une gestion 1 intégrée des ressources du bassin versant du lac Tonga au nord-est algérien. Mémoire présenté comme exigence partielle de la maîtrise en géographie. Université du Québec à Montréal. 188 p.

Rakotovao, N., Razafimbelo, T., Stephan-Rakotosamimanana, S. & Albrecht, A. (2016). Prédiction de la teneur en carbone organique et de la texture des principaux types de sol de la région Itasy par la spectrométrie en moyen infrarouge (SMIR). *Akon'ny ala.*, **33**: 1-6.

Ramade, F. (1992). Précis d'écotoxicologie. Paris.

Ramade, F. (2002). Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. 2ème Ed. DUNOD. Paris. 1075 pp.

Ramade, F. (2003). Eléments d'écologie -Ecologie fondamentale. Ed. Dunod, Paris, 690 p.



Ramaroson, J. (2008). Calcination des Sédiments de Dragage Contaminés. Etudes des Propriétés Physico-chimiques. Thèse de doctorat, Ecole des Mines d'Albi-Carmaux, 181 p.

Razkallah, Z. (2019). Contribution à l'étude de la qualité bactériologique et physicochimique de l'eau de l'Oued Seybouse et inventaire de l'Odonatofaune (Guelma, Nord-Est Algérie). Thèse de Doctorat. Université de Chadeli Bendjdid, El Tarf. 244 p.

Reddy, K.R., D'Angelo, E.M. & Harris, W. (1998). Biogeochemistry of wetlands. In : Summer M.E. Eds. Handbook of Soil Science. CRC Press, Boca Raton, FL, USA., 89-119.

Rizi, H., Rouag, R. & Ziane, N. (2019). Phénologie de l'hivernage et budget d'activités diurnes du fuligule nyroca (*aythya nyrocagüldenstädt*, 1770) au lac Tonga (Nord-est algérien). *Bull. Soc. zool. Fr.*, **144**(3), 147-153.

Rodier, J. (1984). L'analyse de l'eau : eaux naturels, eaux résiduaires et Eaux de mer. 7eme édition. Paris. 1365 p

Rodier J., Bazin C., Broutin J. P., Chambon P., Champsaur H. & Rodi L. (2005). L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, chimie, physico-chimie, microbiologie, biologie, interprétation des résultats. Ed. Dunod, Paris, 1384 p.

Rodier, J., Legube, B. & Merlet, N. (2009). L'analyse de l'eau, 9ème édition. Ed. Dunod. Paris.

Rouag, R. (1993). Inventaire et écologie des reptiles du Parc national d'El Kala. Mémoire d'ingénieur d'état en écologie environnement. Université d'Annaba. 61p.

-S-

Saad, M.A.H. & Fahmy, M.A. (1985). Occurrence of some heavy metals in surficial sediments from the Damietta estuary of the Nile. *Journ. Etud. Pollut. CIESM.*, **7**: 405–7.

Saad, M.A.H., Comas, M.C. & Eisenreich, S.R. (1985). Metals and chlorinated hydrocarbons in surficial sediments of three Nile delta lakes, Egypt. *Water Air Soil Pollut.*, **24**:27–39.

Saadali, B. (2016). Impact de l'activité anthropique sur la dégradation de la qualité des eaux et de l'environnement : Cas du Parc National d'El Kala (Nord-Est algérien). Thèse de Doctorat. Université de Badji Mokhtar, Annaba. 259 p.



Sahli, L. (2012). Etude du comportement de quelques espèces floristiques et faunistiques des écosystèmes aquatiques vis-à-vis des éléments traces métalliques par des bioessais. Thèse de Doctorat. Université de Mentouri, Constantine. 262 p.

Salvarredy-Aranguren, M. (2008). Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers. Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. Thèse de Doctorat. Université de Toulouse. 489 p.

Sanderson, G.C., & Bellrose, F.C. (1986). A review of the problem of lead poisoning in waterfowl. *Illinois Natural History Survey Spec. Publ.*, **4**, 34.

Santschi, P., Höhener, P., Benoit, G. & Buchholtz-ten-Brink, M. (1990). Chemical processes at the sediment-water interface. *Marine Chemistry.*, **30**: 269-315.

Souache, Y. (1993). Étude de la reproduction et du développement larvaire des odonates du lac Tonga. Thèse de magister, Université d'Annaba. 150 p.

Sarri, D. (2017). Développement durable au sein des aires protégées algériennes, cas du Parc National d'El Kala et des sites d'intérêts biologique de la région d'El Tarf. Thèse de Doctorat. Université de Ferhat Abbas, Sétif. 240 p.

Schneider, A. (2016). Comportement et mobilité des éléments traces métalliques dans des sols environnant une usine de seconde fusion du plomb, Approches expérimentales et modélisation. Thèse de Doctorat. Université de Reims, Champagne-Ardenne. 234 p.

Seltzer, P. (1946). Le climat de l'Algérie, éditions Carbonnel, Alger, 219 p.

SEQ-Eau. Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau, (2003). Version 2. Agences de l'Eau/Min. Envir. Développement Durable, Paris, 106 p.

Sigg, L., Stumm, W. & Behra, P. (1992). Chimie des milieux aquatiques : Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. Eds. Masson, 391 p.

Sivakumar, R., Yang, L., Xiangyang, Z., Boopalan, R., Ge, B. & Xiaoyu, L. (2018). Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China. *Chemosphere.*, **191**; 626-638.



Slatni, I. (2014). Etude de la destruction ou la perturbation des espèces végétales par la pollution. Thèse de Magister. Université De Med Cherif Messaadia. 87 p.

Smatti-Hamza, I., Afri-Mehennaoui, F.Z., Keddari, D. & Mehennaoui, S. (2019). Niveau de contamination par les éléments traces métalliques cadmium, cobalt, cuivre et zinc de deux cyprinidés et des sédiments du barrage Koudiet Medouar (Batna, Algérie). *Journal of Applied Biosciences.*, **143**, 14606-14621.

Souissi, M. (2007). Le complexe Zones Humides d'El Kala : Niveaux de contaminations et risques pour la santé humaine et animale .Thèse de Doctorat, Université d'El Tarf. 256 p.

Sterckeman, T., Douay, F., Proix, N. & Fourier, H. (2000). Vertical distribution of Cd, Pb, and Zn in soils near smelters in the North of France. *Environmental Pollution.*, **107**: 377-389.

Stewart, P. (1969). Quotient pluviométrique et dégradation biosphérique. *Bull. Soc. Hist. Natu., Afr. Nord.*, **59**: 23 – 36.

-T-

Tessier, E. (2012). Diagnostic de la contamination sédimentaire par les métaux/métalloïdes dans la rade de Toulon et mécanismes contrôlant leur mobilité. Thèse de Doctorat. Université du Sud Toulon Var. 292 p.

Thomas, J.P. (1975). Ecologie et dynamisme de la végétation des dunes littorales et des terrasses sableuses quaternaires de Jijel à El-Kala. Thèse Doctorat. Université de Languedoc. 189 p.

Toubal, B.O. (1986). Phytoécologies, biogéographie et dynamique des principaux groupements végétaux du massif de l'Edough (Algérie Nord Orientale). Thèse de Doctorat. Université de Grenoble. 111 p.

Toumi, A. (2016). Contribution à l'étude de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau de l'écosystème lacustre du lac des oiseaux (wilaya d'El Tarf). Thèse de Doctorat. Université de Chadli Bendjedid, El Tarf. 116 p.



Tourab, H. (2013). Contribution à l'étude de la qualité physicochimique et bactériologique des eaux souterraines dans la plaine du Haouz. Thèse de Licence. Université de Cadi Ayyad, Maroc. 82 p

-U-

UNEP, (2010). United Nations Environment Programme. Principales conclusions scientifiques concernant le plomb. UNEP DTIE, Chemicals Branch. Switzerland

U.S.EPA, (2006). Air Quality Criteria for Lead: Final report. EPA/600/R-05/144aF-bF. Washington, DC. US Environmental Protection Agency.

-W-

WHO. (1977). Environmental Health Criteria 3 Lead. Geneva: World Health Organization.

WHO. (2004). Guidelines for drinking-water quality, 3rd Edition – Chemical fact Sheets.

-Z-

Zerki, N. (2013). Apport de la chimiometrie pour l'analyse et l'interprétation de quelques paramètres physicochimiques influençant la répartition des métaux lourds, des éléments nutritifs et des anions dans les eaux de l'oued de Bouregreg, Thèse de Doctorat. Université de Rebat, 149p.

Zitouni, A., Tahar, A., Bouslama, Z. & Houhamdi, M. (2014). Premières données sur la structure et l'écologie des populations de la Foulque macroule *Fulica atra* (Rallidés) dans les zones humides de la région d'El-Kala (Nord-Est de l'Algérie). *Rev. Sci. Technol., Synthèse.*, **28**, 25-33.

SITES INTERNET

Site 01 : <https://www.montremoicoment.com/comment-apprendre-le-tableau-periodique-des-elements.ht>

Site02 : https://wiki.aurea.eu/index.php/La_Capacit%C3%A9_d%E2%80%99%C3%89chang_en_Cations

Site 03 : <https://www.iso.org/fr/standard/19029.html>

ANNEXES

Seasonal variation in physicochemical characteristics and lead contamination of Lake Tonga and their effects on waterbird populations

S. Naili^{1*}, A. Bouchecker^{1,2}, A. Gherib¹, R. Djelloul¹, A. Lazli¹

¹Laboratory of Functional and Evolutionary Ecology, Chadli Bendjedid University, BP:73 – 36000 El Tarf, Algeria

²Laboratory of Wetlands Conservation (L.C.Z.H), University May 8, 1945 Guelma, BP 401, 24000 Guelma, Algeria

* Corresponding author email: sanabio97@yahoo.fr

Received: 11.01.2021. Accepted: 11.02.2021

Being the Ramsar site, Tonga Lake is one of the most important wetlands in Numidia for its habitat diversity and its fauna and flora richness. It is known as a wintering and breeding site for many waterbirds species. However, it is confronted with an increasing pressure linked to various anthropogenic activities. This study was carried out between December 2015 and August 2016 to assess the physicochemical quality and lead contamination of the surface waters and their impacts on the waterbirds population dynamic. Seven physicochemical parameters were considered (Temperature, pH, Electrical Conductivity, Turbidity, Dissolved Oxygen, TDS, and Salinity). Waterbirds monitoring revealed that 43 species were counted in winter and 26 in summer, with some endangered ducks, such as White-headed Duck, Marbled Teal, and Ferruginous Duck. The highest number of abundances was recorded in January (27,507 individuals). The results of water physicochemical parameters measurements showed strong mineralization, neutral to alkaline pH values, and high turbidity. The high lead values obtained from water samples have exceeded WHO standards. During the two seasons studied, correlations were identified, indicating a probable seasonal association between studied parameters (limnological and lead concentrations) and Lake Tonga waterbirds population dynamics.

Keywords: Tonga Lake; waterbirds; Physico-Chemical parameters; Lead

Introduction

Among the various compounds emitted by human activities, trace metal elements are significant environmental contamination sources (Tessier, 2012). These pollutants' harmfulness is related to their persistence and toxicity (Ouali, 2018; Lienard & Colinet, 2014). Furthermore, they can change their forms and become more or less mobile. The most dangerous of these metals are lead, cadmium, and mercury, which have no positive biological activity (Ramaroson, 2008). Lead is the most widespread and used heavy metal in the world. Its toxicity, persistence, and bioaccumulative nature caused a severe environmental and public health problem. The World Health Organization (WHO), classified lead as one of the three metal water priority pollutants (Belli et al., 2010).

Wetlands are among fragile ecosystems affected by heavy metals pollution, especially lead. Through trophic chains, this contamination can spread or change and can result in bioconcentration or bioturbation phenomena. Thus, metallic trace elements are transferred to biota (amphibians, reptiles, fish, birds), where they directly affect organisms by accumulating in their bodies or indirectly by transfer via the food chain after reach humans (Smatti. Hamza et al., 2019).

There are several approaches to assess aquatic ecosystems' contaminations by different pollutants, including physical, chemical, and biotic methods. These allow optimal monitoring of a natural environment's ecological quality (Keddari et al., 2019). Waterbirds are one of the essential components of wetlands. They are excellent bio-indicators to determine the health status of ecosystems (Bediaf et al., 2020).

Several studies were conducted on lead contamination of aquatic environments worldwide (Moutou & Joseph. Enriquez, 1991; Duranel, 1999; Bana et al., 2004; Lefranc, 2006; Besombes, 2006). However, in North Africa and particularly in Algeria, this topic remains very little documented (Bendjama, 2007; Souissi, 2007; Belabed, 2010; Bendjama, 2014; Chaguer, 2013; Melghit, 2012; Bensaci et al., 2014; Benkaddour, 2018) hence the interest of this study carried out in a Ramsar site. This study carried out in Lake Tonga (North-East Algeria) attempts to provide recent and unpublished data on an international importance wetland's health by assessing physicochemical quality and lead contamination of its surface waters. Induced variation effects of these parameters on the waterbird population were also investigated. Information gathered during this study will serve for the management and conservation of this lake and its biodiversity.

Materials and Methods

Study site

The study was conducted at Lake Tonga, a freshwater marsh of 2600 ha that communicates with the sea through the artificial Messida Channel (Figure 1). Two tributaries supply it: Oued El Hout from the southeast and Oued El Eurg from the east, which is added many small rivers fed by groundwater. This lake is protected as a Ramsar site within the National Park of El Kala (North-East of Algeria). Its watershed, 16,390 ha, is located at the extreme East of El-Tarf Wilaya and borders Tunisia. It plays an essential role in flood control during winter by retaining ripped-out sediments upstream, which leads to its gradual filling (Lazli et al., 2012).

Lake Tonga is known for its high biodiversity. There are 82 plant species, some of which are classified as rare, such as *Marsilea diffusa*, *Utricularia exoleta* (Gherib & Lazli, 2017). Helophytes cover almost 80% of its area (Lesser bulrush *Typha angustifolia*, Club-rush *Scirpus lacustris*, Reed *Phragmites australis*) and hydrophytes (White water lily *Nymphaea alba* and Fennel pondweed *Potamogeton pectinatus*) (Lazli et al., 2011). It is considered an important wintering and nesting site for several waterbird species (Boumezbeur, 1993; Lazli et al., 2011; Gherib & Lazli, 2017), some of which are threatened as White-headed duck *Oxyura leucocephala*, and Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris*. Besides, there is a fish diversity, including Barbel *Barbus callensis*, Mosquitofish *Gambusia affinis*, and European eel *Anguilla anguilla* (Lazli, 2011; Benmetir et al., 2020).

Lake Tonga has been experiencing increasing adverse environmental pressures that threaten its sustainability (bank erosion, water scarcity in summer, and eutrophication). Various activities such as urbanization, poaching, egg collection, increasing demands for water for human consumption and agriculture) have further exacerbated conservation problems at the lake (Lazli et al., 2014; Gherib & Lazli, 2017). Moreover, this wetland was ceded as a concession for Eel exploitation.

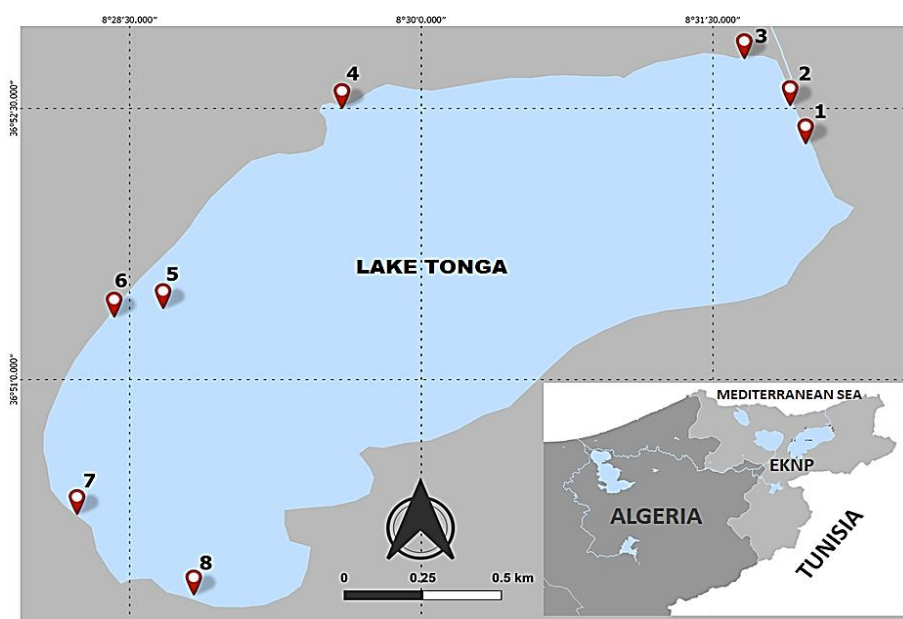


Figure 1. Location of the study area and sampling stations.

Methodology

The fieldwork was spread over two seasons, winter and summer, between December 2015 and August 2016. Eight sampling stations were chosen for their accessibility and proximity to domestic water discharges, points or hunting shelters, and crops using pump motors (Figure 1).

Measurement of physicochemical water parameters: Physico-chemical water parameters (pH, temperature, conductivity, turbidity, dissolved oxygen, TDS, salinity) were measured in situ using a portable multi-parameter (Horiba U-50 Series Multiparameters).

A sampling of surface water and lead dosage: water was collected in plastic bottles previously rinsed with distilled water, then before sampling, with water from the lake. The water samples were taken 25 cm deeper, avoiding the introduction of air bubbles. They were then transported to the laboratory in a cooler. Before lead dosage, samples were acidified with few nitric acid drops (Ahoudi et al., 2015). The assay was performed using a PERKIN ELMER 3110 atomic absorption spectrometer (AAS).

Waterbirds diversity. We determined the abundance and species richness of the bird population during the study period to assess the effects of physicochemical quality and likely contamination of Lake Tonga water on aquatic avifauna. The inventory and waterbird censuses were carried out twice a month during the winter of 2015 and the summer of 2016. A KONUS-SPOT (20×60) telescope and a KERN pair of binoculars (10×50) were used to scan the water surface, with observations made from elevated platforms, bird watching observatories, or other elevations to achieve good visibility. Thus, the total number of birds present across the site was recorded.

Data Analysis

Statistical analyzes were carried out using R software version 4.0.1 (06-06-2020). The values cited are means $\pm$ standard deviation, and $p < 0.05$ was retained as the significance level. To calculate the correlation coefficient between the different physicochemical parameters and lead in water during the two seasons separately, we used the "corrplot" package. Finally, a principal component analysis (biplot) was performed using the "FactoMineR" and "factoextra" packages. Student and Mann-Whitney tests were used to check whether there were significant differences between physicochemical parameters, abundances, and species richness by season.

Results

Physico-chemical characteristics of Lake Tonga surface waters:

The results of the main physicochemical parameters measurements and lead content of water samples taken from Lake Tonga showed different average values depending on the season (Table 1).

Table 1. Main physicochemical parameters of Tonga Lake (Mean $\pm$ SE, min-max).

	Winter Period		Summer Period	
	N	Mean. $\pm$ SE (min-max)	N	Mean. $\pm$ SE (min-max)
T (°C)	24	16.23 $\pm$ 0.48 (15.11 – 17.11)	21	25.24 $\pm$ 3.28 (20.42 – 29.73)
pH	24	7.36 $\pm$ 0.40 (6.22 – 7.97)	21	7.53 $\pm$ 0.71 (6.65 – 8.7)
CE (μ S/cm)	24	773.8 $\pm$ 244.6 (475 – 1730)	21	686.4 $\pm$ 220.4 (102 – 1180)
Turb. (NTU)	24	37.64 $\pm$ 35.68 (6.96 – 119)	21	77.59 $\pm$ 48.79 (23.8 – 178)
DO (mg/L)	24	8.80 $\pm$ 2.95 (5.07 – 17.25)	21	9.27 $\pm$ 4.31 (3.0 – 18.30)
TDS (mg/L)	24	0.483 $\pm$ 0.12 (0.30 – 0.88)	21	0.470 $\pm$ 0.12 (0.312 – 0.75)
Sal (%)	24	0.036 $\pm$ 0.009 (0.03 – 0.07)	21	0.036 $\pm$ 0.008 (0.02 – 0.05)

N - Number of samples; **T** - water temperature; **pH** - Potential of hydrogen; **CE** - Electric Conductivity; **Tur** - Turbidity; **DO** - Dissolved oxygen; **TDS** - Total dissolved solids; **Sal** - Salinity.

The results obtained during the study period indicated that water temperatures varied significantly between the seasons ($t=12.96$, $p<0.000$). Thus, the temperatures recorded ranged from 15.11 to 17.11 °C in winter and from 20.42 to 29.73 °C in summer (means seasonal temperatures were 16.23 and 25.24 °C, respectively) (Table 1). Water pH was relatively neutral to alkaline, with no significant differences between seasons ($t=0.72$, $p=0.47$). Seasonal values ranged from 6.22 to 8.7 (means seasonal pH values were 7.36 and 7.53, respectively) (Table 1). Electrical conductivity was higher during winter, with no significant differences between seasons ($t=0.72$, $p=0.47$). Indeed, the recorded values were between 475 and 1730 μ S/cm during December and from 102 to 1180 μ S/cm in August (Table 1). Water turbidity ranged from 6.96 to 178 (means seasonal turbidity values were 37.64 and 77.59, during winter and summer, respectively) (Table 1). The highest values were recorded downstream of the lake during summer. No significant difference in turbidity could be observed between seasons ($t=0.03$, $p=0.97$).

The mean dissolved oxygen values of Lake Tonga surface water varied between 8.80 and 9.27 mg/L. According to the results obtained, the lowest values were recorded in winter. No significant difference in dissolved oxygen could be observed between seasons ($t=0.48$, $p=0.63$). Total dissolved solids (TDS) provide information on salt and organic matter concentrations in water. They showed an average of 0.483 mg/L in the wet season and 0.470 mg/L in the dry one (Table 1). The highest value, 0.883 mg/L, was recorded during winter. No significant difference in TDS could be observed between seasons ($t=0.36$, $p=0.71$). Salinity ranged from 0.02% to 0.07%, with an average value of 0.036% during both sampling seasons (Table 1). The highest salinity values were observed in December. No significant difference in salinity could be observed between seasons ($t=0.23$, $p=0.81$).

Lead dosage in Lake Tonga water

The lead concentration in water samples was high (maximum: 0.44 mg / L and minimum: 0.01 mg/L in both sampling campaigns). Mean value varied significantly between the seasons (0.32 ± 0.08 mg / L in winter and 0.12 ± 0.1 mg / L in summer ($t=6.29$, $p<0.000$). We noted a particularly high content during the winter season (Table 1).

Characterization of the Lake Tonga Waterbirds Stand

During the study period, Lake Tonga hosted an abundant and varied aquatic avifauna, which showed different phenological statuses: wintering, sedentary nesters, migratory visitors, sedentary non-nesters, summer nesters (Table 2).

Abundance: During winter, waterbird numbers varied between 9,335 and 27,507 individuals (Table 3; Figure 2). At first, the observed populations were composed of sedentary species (Podicipedidae, Anatidae, Rallidae, and Ardeidae), and individual numbers per species were more or less low. After that, numbers increased gradually to reach a peak in January, then declined from mid-March. During summer, a peak of 3614 individuals is recorded during the first half of August.

Table 2. Phenological status of the observed families (**TM**: Transite migrant, **O**: wintering, **SN**: breeding, **SNB**: non-breeding).

No	Families	Number of species	Status
1	Alcedinidae	1	SN
2	Anatidae	14	O; SN;TM
3	Ardeidae	8	SN; SNB; EN
4	Charadriidae	4	O;TM
5	Ciconiidae	1	EN
6	Laridés	6	O; EN
7	Phalacrocoracidae	1	O
8	Phoenicoptéridae	1	TM
9	Podicipedidae	3	SN;TM
10	Rallidae	4	SN
11	Recurvirostridae	2	O; SNB
12	Scolopacidae	7	O;TM
13	Threskiornithidae	2	SN; TM

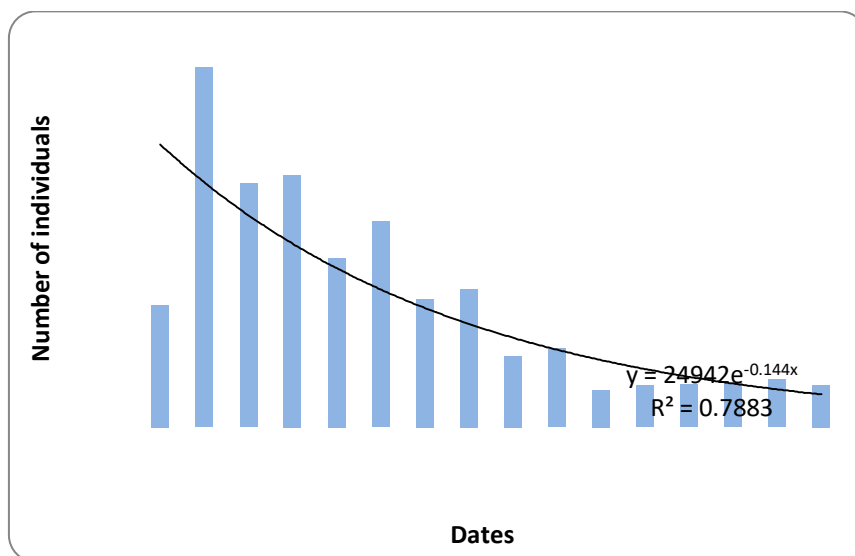


Figure 2. Changes in waterbird numbers in Tonga Lake during the study period.

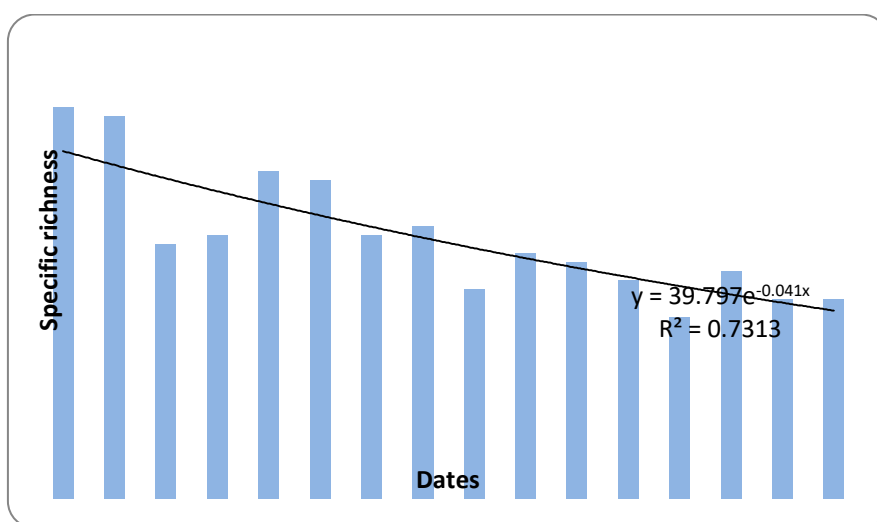


Figure 3. Changes in waterbird species richness in Tonga Lake during the study period.

Specific richness: Waterbird inventory identified 43 species in winter and 26 species in summer. The highest species richness was recorded in the first half of January and the lowest, 19 species, in mid-July 2016 (Figure 3). According to Birdlife international data (2020), some have protected status such as Marbled Teal (which is vulnerable species), White-headed Duck (which is endangered species), Common Pochard (which is vulnerable), Ferruginous duck (Which is Near Threatened).

Table 3. Species diversity of Tonga Lake waterbirds (Mean $\pm$ SE, min-max).

	Winter Period	Summer Period
	Mean $\pm$ Stand.dev (min-max)	Mean $\pm$ Stand.dev (min-max)
Abundance	17533 $\pm$ 6934.20 (9335-27507)	3403 $\pm$ 202.68 (3161-3614)
Specific richness	35.4 $\pm$ 6.27 (28-43)	22.2 $\pm$ 2.77 (19-26)

Mann-Whitney test results showed significant differences for abundances and specific richness between the two seasons (Figure 4) (for the abundances: $W = 372.5$; $p = 0.04$ * and for the richness: $W = 363.5$; $p = 0.003$ **).

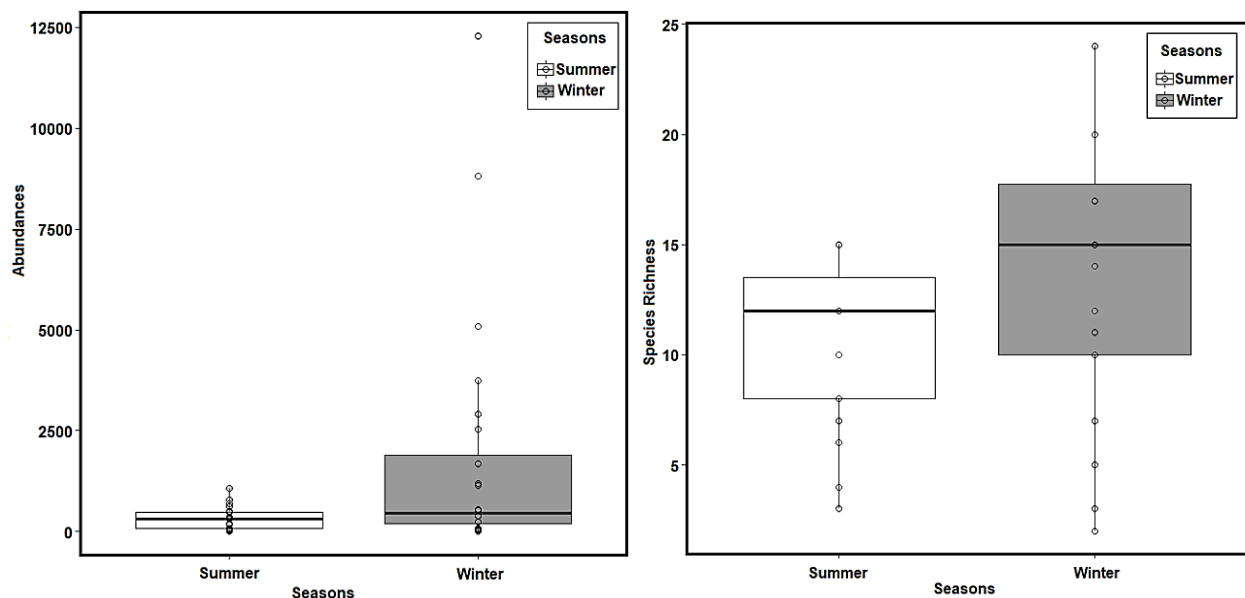


Figure 4. Box and whisker (Boxplots) variations in the abundances and species richness of Tonga Lake waterbird stand during the two study seasons.

Correlation of physicochemical and lead parameters with waterbirds abundance and species richness in Lake Tonga

During winter, a significant correlation (negative) was recorded between specific richness and two physico-chemical parameters: turbidity ($r = -0.79$; $p = 0.006$) and water dissolved oxygen ($r = -0.66$; $p = 0.036$). Similarly, water lead concentration was significantly correlated with turbidity ($r = -0.7$; $p = 0.024$). In summer, a significant correlation was found between lead and species richness ($r = -0.81$; $p = 0.004$) and between lead and abundance ($r = -0.93$; $p = 0.000$). In addition, there was a significant correlation between richness and abundance ($r = 0.75$; $p = 0.01$) during this period.

In winter, water temperature showed significant correlations ($p < 0.05$) with pH, dissolved oxygen, electrical conductivity, and TDS (Figure 3). The pH showed a significant correlation with dissolved oxygen, and salinity was significantly correlated with electrical conductivity and TDS (Figure 3). In summer, several significant correlations were observed for specific environmental parameters ($p < 0.05$). The temperature was significantly correlated with pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, TDS, and salinity. TDS showed a significant correlation with salinity, dissolved oxygen, electrical conductivity, and turbidity. Salinity was significantly correlated with electrical conductivity and oxygen demand (Figure 5).

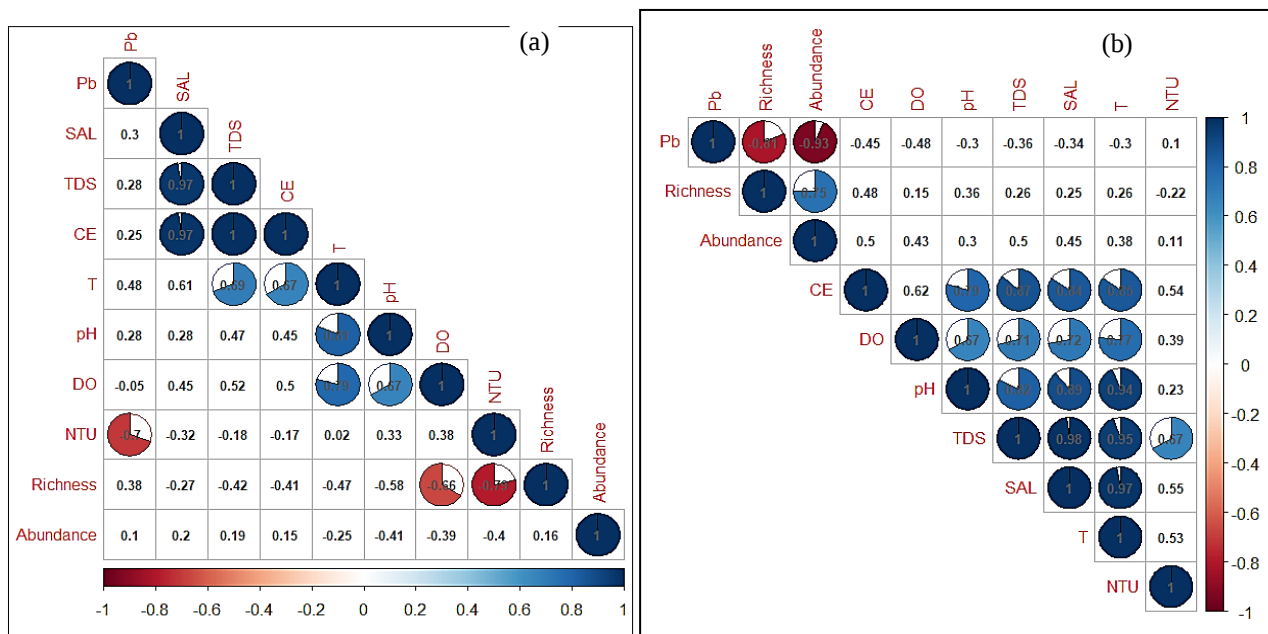


Figure 5. Seasonal correlation matrixes between physical-chemical parameters, lead and waterbirds diversity parameters, a) winter period; b) summer period.

Discussion

Physico-chemical quality of water

The Tonga lake physicochemical water analyses showed insignificant variation between seasons except for Temperatures. Indeed, this parameter's variations can be linked to regional climatic conditions and, more particularly, to air temperature (Souissi, 2007; Makhouk et al., 2011). Based on the collected temperatures range, Tonga lake can be categorized as warm monomictic lakes

(Mouissi & Alayat, 2016; Mehanned et al., 2014). These recorded temperatures are consistent with those of Bendjama (2014) at the same site but are lower than those reported by Bendali-Saoudi et al. (2014) and Souissi (2007).

The pH values obtained meet Algerian standards defined, which set variance values to range from 6.5 to 9 for surface water (JORA, 2011). They were consistent with those obtained near Oubeira Lake by MOUISSI & ALAYAT (2016), Lala Fatma Lake (Ouargla) (Lemkeddem & Telli, 2014), and Bini and Dang Lakes (Ngaoundéré, Cameroon) (Oumar, 2014). Moreover, similar to Loucif et al. (2020) study at Tonga lake, the measured surface water pH values were reflecting a neutral to the slightly alkaline environment and were meeting WHO (2017) standards. The highest pH values were observed in the summer when the increase in temperature affects the calcium-carbonate equilibrium, leading to carbonates' formation under the effect of photosynthesis and the presence of high organic matter due to the significant evaporation (Derwich et al., 2010; Rodier et al., 2009). Also, winter precipitation and runoff loaded with biodegradable organic matter can affect the Tonga lake's acidity or alkalinity (Bendjama, 2014). A low alkaline pH would increase the solubility and mobility of heavy metals, which algae and other aquatic organisms may subsequently adsorb, thereby posing a severe danger to animal and human health (Kobielska et al., 2018; Loucif et al., 2020).

The low dissolved oxygen (DO) concentration recorded could be related to low photosynthetic activity induced by high turbidity and a decrease in plant biomass and oxygen consumption by aerobic bacteria during biological degradation of dead organic matter (Dedjiho et al., 2013; Guitoun & El Hella, 2014). These DO values reflected the eutrophication phenomenon reported in Tonga Lake previous studies (Lazli et al., 2014; Menasria & Lazli, 2017). This phenomenon is compounded by anthropogenic pollutions such as pesticides and chemical fertilizer inputs from runoff, which degrade water quality (Diallo et al., 2008). Our DO results were consistent with those of Mouissi & Alayat (2016) at Lake Oubeira and Lemkeddem & Telli (2014) at Lake Lala Fatma (Ouargla).

Our results showed that the dry season was characterized by many parameters (pH, Temperature, Turbidity, and Dissolved Oxygen). These parameters influenced the biodegradation of organic matter, which leads to the organic mineralization of water.

However, the maximum values of conductivity and TDS observed in winter indicated strong water mineralization linked to the water regime, to the mineralization of organic matter in the lake following heavy rainfall, and to the inflow of seawater through the Messida channel (Guitoun & El Hella, 2014; Coulibaly et al., 2018). This second group of parameters (Salinity, Electrical Conductivity, and TDS) reflecting a significant load of dissolved salts in lake waters. These variables characterize the lake's waters' mineralization due to its feeding by the surrounding wadis and the runoff of rainwater during the winter.

For example, turbidity variation could be explained by the inflow of runoff that transports particles during their passage (Allalqua et al., 2017). According to Rodier (2009), the Lake Tonga water could be classified as cloudy. The conductivity values were much higher than those found by Bendjama (2014) and Bendali-Saoudi et al. (2014) in the same study area as well as those found by Berghiche (2015) and Mouissi & Alayat (2016) at Lake Oubeira. This could be explained by the frequent and recent outages of the Tonga Lake bridge valve (that caused the entry of seawater) and the immediate proximity of housing (Gaujous, 1995).

The highest salinity values were found at stations near the shoreline facility around Lake Tonga, which directly discharged domestic water into the lake. Added to this is the rise of marine waters through the Messida Channel, which increases the salt concentration in the lake during the flood season (Souissi, 2007).

Lead Levels in Lake Surface Water

The results obtained indicate that almost all of the stations sampled showed lead concentrations above the allowable values recommended by the (W.H.O.), and the EC Directive (Bendjama, 2007). In comparison with other work, the lead levels recorded in this study are lower than those measured by Bendjama (2007) and Belabed (2010) at the same study site. However, they are higher than those found by Bensaci (2014) at Chott El Hodna (M'sila) and Dayet El Kerfa (Medea) and by Oumar (2014) at Bini and Dang lakes in Cameroon.

This pollution is related to anthropogenic activities that develop around and at the watershed level, mainly atmospheric deposition from road traffic (Bendjama, 2007; Oumar et al., 2014). The wetland is close to the national road (RN 44, leads to the Algerian-Tunisian border), which is a busy road throughout the year, especially during the summer months ((Belabed, 2010; Fahssi et al., 2016). Indeed, emissions from vehicles exhaust due to the addition of lead in fuels as anti-depressants are a significant lead source. Another cause of pollution of Lake Tonga by Lead is the poaching that this wetland is experiencing, especially in winter when large quotas of wintering and/or migrating waterbirds species are counted there. Indeed, the lead contained in the hunting cartridges, fishing nets, and traps, since the site is ceded in concession for the fishing of *Anguilla anguilla*, constitutes a source of contamination of the lake by this metal (Carrier, 2003; Bendjama, 2007).

This seasonal evolution of lead would depend on the supply of water to the lake during the wet season by heavy precipitation. This was increasing the risk of contamination by lead-bearing mineral or organic particles after leaching from the atmosphere and the surface water runoff (Laperche et al., 2004), as well as domestic discharges from wadi waters (W. El-Hout and W. El-Eurg) that feed the wetland (Bendjama, 2007). During the dry season, water supplies to Lake Tonga are mainly from domestic discharges and groundwater (Bendjama, 2007; Belabed, 2010). Lead is an insoluble element in surface water due to its absorption by particles and organic substances. It is then deposited on sediments where it accumulates in stagnant waters where the flow is very low or almost absent (Devallois, 2009; El Azhari, 2013). Several studies have shown that sediments often constitute a stock of pollutants, in particular trace metal elements, which subsequently become a potential source of contamination for water as a result of changes in environmental parameters, such as the turbulence of the water that would cause them to be re-suspended due to the action of the currents (Marcellin et al., 2009; Tessier, 2012; El Azhari, 2013; Smatti-Hamza, 2019). Various studies have confirmed the pollution of Lake Tonga sediments by various heavy metals including lead (Bendjama 2007; Belabed 2010; Belabed et al. 2013).

Other sources of pollution are also considered in the region and threaten this lake ecosystem. These are the former mines of Kef Oum Teboul and their mining waste from the galena that infiltrates after runoff into the lake watershed (Belabed, 2010). Recent studies, such as those of Laperche et al. (2004) and Belli et al. (2010), have also shown the contribution of older mining activities to the enrichment of water with metals where they pose risks to aquatic life.

The lake is also the seat of various agricultural, domestic, and tourist activities that lead to the diffusion of polluting products in surface waters and their infiltration (Belli et al., 2010; Fahssi et al., 2016).

As the region is one of the most renowned in Algeria for its mosaic of ecosystems and its biodiversity, it experiences an intensive tourist influx throughout the year, which contributes to the spread and abandonment of different types of waste in nature; this leads to the creation of small uncontrolled landfills scattered holding back different metals (Laperche et al., 2004; Gherib & Lazli, 2017).

Effects of physicochemical parameters and lead in Lake Tonga waters on the population of waterbirds:

Tonga Lake is an important wintering and nesting site for waterfowl. During breeding, it supports a large number of species (Gherib, 2018). During this study, data collected indicate that 43 species visited lake Tonga in winter and 26 in summer. Elafri et al.

(2016) listed 52 species from 13 families, and Gherib (2018) listed 61 species from 17 families. Indeed, wetlands in this eastern region are known for their remarkable waterfowl diversity (Lazli et al., 2018; Bediaf et al., 2020; Bara et al., 2020). The Anatidae family was the most represented in the study reported in different wetlands in Eastern Algeria (Baaziz et al., 2011; Guergueb et al., 2014; Lazli et al., 2018; Gherib, 2018; Bediaf et al., 2020; Bara et al., 2020).

Monitoring of fluctuations in numbers of waterbirds at Lake Tonga during the two seasons studied showed that the site was frequented by a large number of species that showed different phenological status, made consistent with other work in the region (Gherib, 2018; Lazli et al., 2018; Bediaf et al., 2020; Bara et al., 2020).

At the beginning of the winter season, the observed species showed more or less low numbers and were represented by sedentary (Podicipedidae, Anatidae, Rallidae, and Ardeidae). A gradual change in numbers of waterfowl populations was observed to reach a peak in January, attesting to the staging of certain species such as White Spatulas, Flamingos, and many winterers' arrival such as Piping Ducks, Red-tailed Ducks, Green-winged Teals, and Coots. It is during this month that the specific richness reaches its maximum. These facts have been reported in various works, described the wetlands in Eastern Algeria (Lazli et al., 2018; Gherib, 2018; Bediaf et al., 2020). During this period, these gatherings reflect the preparation for pre-nuptial migration, reported by many authors (Bensaci et al., 2013; Elafri, 2016; Lazli et al., 2018; Bediaf et al., 2020). Towards the end of the winter season, a decline in numbers is perceived towards March's end. Only sedentary species represented by small numbers remain on the site, such as some Anatidae (Mallard, Ferruginous duck, White-headed duck), Ardeidae (Grey Herons, Little Egret), Podicipedidae (Great Crested and Little Grebes), Rallidae (Coots, Common moorhen).

The association of physicochemical parameters and water lead levels from Lake Tonga with the waterfowl population's ecological indices showed correlations over the two study seasons. Numerous studies have associated limnologic heterogeneity with avifauna ecology and dynamics (Dmitrenko et al., 2005; Polak & Kasprzykowski, 2010; Keke & Elizabeth, 2018; Bara et al., 2020).

During the winter period, species richness was correlated with turbidity and dissolved oxygen. Indeed, with the influx of many species, the lake is frequented by large contingents of wintering, sedentary or migratory waterbirds passing through. This avifauna is distributed across the water-body according to its ecological requirements and engages, in particular, in its usual diurnal activities (food, rest, sleep, grooming, and flight) (Lazli et al., 2014; Elafri, 2017; Rizi et al., 2019). Many birds feed by diving to specific depths to find in the water column or into the sediments the trophic resources necessary for their survival (plant debris, seeds, Chironomids, mollusks, crustaceans). This leads to water turbidity, which is further accentuated by nutrient inputs from runoff from the watershed and the two streams that feed Lake Tonga (Wadi El Eurg and Wadi El Hout). During the summer season, abundance and species richness decrease, and only nesting waterbirds remain in Lake Tonga. A correlation between each ecological index and lead is recorded during this period. The lake is frequented in winter by many waterbirds species and is the site of significant poaching (Lazli et al., 2014; Gherib & Lazli, 2017; Menasria & Lazli, 2017) activities contributing to the contamination of the wetland with this metal. Birds, especially diving ducks, can thus accidentally or selectively ingest it during feeding (Bellrose, 1959; Sanderson & Bellrose, 1986) or the search for lodging. However, other species of ducks may also be susceptible to this pollution; it is dabbling ducks and grazing ducks, such as the Piping Duck, which exploit the muddy areas and located further from the bank, where maximum lead falls (Mauvais & Pinault, 1993; Triquet et al., 1992). Lead ingested by these species is then eroded into the gizzard and dissolved under the action of acid pH (Pain, 1996; Duranel, 1999). This can lead to lead poisoning (Forbes & Sanderson, 1978), which impacts different functions of waterbirds (such as reproduction, feeding behavior), resulting in a significant decline in bird population (Besombes, 2006).

Conclusion

This study assessed the physicochemical quality and lead contamination of Lake Tonga waters while linking bird populations to these investigations.

The results obtained show that the temperature, pH, and dissolved oxygen are within the standards. However, these waters exhibit high mineralization, as indicated by the high electrical conductivity values, TDS and turbidity. The lead dose values showed high levels compared to the WHO standard. The characterization of the population of waterbirds under this wetland revealed the presence of a rich and varied avifauna whose specific abundance and richness reach a maximum in winter, the period when large numbers of waterfowl use the lake either as a wintering, sedentary or transient migrant. Analysis of the data revealed winter correlations between species richness and turbidity, and dissolved oxygen. There was a close correlation between the lead content of the lake's surface water and the ecological indices considered in this study in the summer.

The present work has revealed the existence of a medium or long-term risk to the health of the animal and plant species of Lake Tonga and the balance of this ecosystem already threatened by eutrophication. In this respect, we recommend increased monitoring by the services concerned, especially during the wintering and migration periods of birds, and awareness-raising of residents living near the wetland.

Further studies will be needed to complement this work using lead pollution in sediments, knowing that they retain suspended metals in water. Other areas could also be explored, such as bioconcentration or bioturbation. Certain parameters will also have to be considered, particularly those that explain the dispersal of birds through the water body (water depth, habitat type, diet).

Acknowledgments

We want to thank all those who participated directly or indirectly in realizing this work, without forgetting our friends "Louai, Ali and Aymen" who helped us a lot with the field investigations. This work was carried out as part of a research project entitled "Biodiversity and hydrosystems management of the El Kala eco-complex" and is also part of Ms. Sana NAILI's doctoral thesis. We also thank the Directorate-General for Scientific Research and Technological Development (DGRSDT).

References

- Ahoudi, H., Gnandi, K., Tanouayi, G., & Ouro-Sama, K. (2015). Caractérisation physico-chimique et état de pollution par les éléments traces métalliques des eaux souterraines de Lomé (sud Togo): cas du quartier Agoe Zongo. *Larhyss Journal*, 24, 41-56 (in French).
- Allalagua, A., Kaouachi, N., Ayari, A., Boualleg, C., & Bensouilah, M. (2017). Etude comparative de la qualité physicochimique des eaux des barrages Ain Dalia et Foug El-Khanga, région de Souk-Ahras (Algérie). *Bull. Soc. Zool. Fr.*, 142(2), 63-76 (in French).

- Amiard Triquet, C., Pain, D., Mauvais, G., & Pinault, L. (1992). Lead poisoning in waterfowl: field and experimental data. In Trace metals in the environment, 2. Impact of heavy metals on the environment (Ed. Vernet J.P.). Elsevier, Amsterdam.
- Baaziz, N., Mayache, B., Saheb, M., Bensaci, E., Ounissi, M., Metallaoui, S., & Houhamdi, M. (2011). Statut phénologique et reproduction des peuplements d'oiseaux d'eau dans l'éco-complexe de zones humides de Sétif (Hauts plateaux, Est de l'Algérie). Bulletin de l'Institut Scientifique de Rabat., 3, 77-87 (in French).
- Bana, G., & Bana, A. (2004). Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe. Comité permanent 8^{ème} réunion Strasbourg, 29 novembre-3 décembre-2004. Impact écologique de l'utilisation de la grenaille de plomb sur les habitats terrestres et sur l'accumulation de plomb chez les oiseaux non aquatiques. Rapport établi par Foundation for Research on ornithological migration and environmental protection, Via Sant Antonio 11, I-20122 MILANO, Italy (in French).
- Bara, Y., Bara, M., Bensouilah, M., Saheb, M., Atoussi, S., & Houhamdi, M. (2020). Assessments of physico-chemical parameters of Garaet Hadj Tahar wetland and their effect on waterbirds settlement. Ukrainian Journal of Ecology, 10 (2), 33-39.
- Bediaf, S., Benmetir, S., Bouchecker, A., & Lazli, A. (2020). Diversité de l'avifaune aquatique hivernante du marais de la mekhada. État actuel et valeur patrimoniale d'un site Ramsar (Nord-est algérien). Bull. Soc. zool. Fr., 145(2), 97-118 (in French).
- Belabed, B.E. (2010). La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba "Sources de contamination des écosystèmes aquatiques". Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar, Annaba (in French).
- Belabed, B.E., Frossard, V., Dhib, A., Turki, S., & Aleya, L. (2013). What factors determine trace metal contamination in Lake Tonga (Algeria)? Environmental Monitoring and Assessment, 185 (7).
- Belli, N., Mesbah, L., Chebab, S., Tekouk, M., & Leghouchi, E. (2010). Stress oxydant induit par la coexposition au plomb et au cadmium: deux contaminants des eaux souterraines de Oued Nil (Jijel - Algérie). Revue des Sciences de l'Eau/Journal of Water Science., 23 (3), 289-301(in French).
- Bellrose, F. (1959). Lead poisoning as a mortality factor in waterfowl populations. Illinois. Nat. Hist. Surv. Bull., 27 (3), 235-288.
- Bendali-Saoudi, F., Gacem, H., & Soltani, N. (2014). Inventaire des Hydracariens dans le lac Tonga (Algérie). Entomologie Faunistique, 67, 109-117 (in French).
- Bendjama, A. (2007). Niveaux de contamination par les métaux lourds du complexe lacustre Tonga, Oubeira, El-Mellah du Parc National d'El-Kala. Thèse de Magistère, Université Badji Mokhtar, Annaba (in French).
- Bendjama, A. (2014). Variation de la qualité des eaux et son impact sur le sol des zones humides du PNEK. Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar, Annaba (in French).
- Benkaddour, B. (2018). Contribution à l'étude de la contamination des eaux et des sédiments de l'Oued Cheliff (Algérie).Thèsede doctorat, Université de Perpignan Via Domitia et Université de Mostaganem (in French).
- Benmetir, S., Bediaf, S., Bouchecker, A., Gherib, A., & Lazli, A. (2020). Données préliminaires sur l'hivernage Du grand cormoran [phalacrocoraxcarbo (linnaeus, 1758)] dans la numidie orientale (nord-est algérien). Bull. Soc. zool. Fr., 145 (2), 155-167 (in French).
- Bensaci, E., Saheb, M., Nouidjem, Y., Bouzegag, A., & Houhamdi, M. (2013). Biodiversité de l'avifaune aquatique des zones humides sahariennes: cas de la dépression d'Oued Righ (Algérie). Physio-Géo., 7, 211-222 (in French).
- Bensaci, E., Bendjama, S., Telli, S., Reguig, S., Zoubiri, A., & Houhamdi, M. (2014). Contribution à l'étude de la pollution des eaux des zones humides des régions Arides d'Algérie. International Journal of Environment & Water, 3(1) (in French).
- Berghiche, A. (2015). Contribution à la caractérisation de la pollution au plomb dans le Lac Oubeira Nord-est algérien. Thèse de Magister, Université d'El Tarf (in French).
- Besombes, A. (2006). Saturnisme des Anatidés et passage aux munitions non toxiques : incidence de la Grenaille d'acier sur la qualité De la viande de gibier. Thèse de doctorat, Ecole nationale vétérinaire d'Alfort (in French).
- Boumezeur, A. (1993). Écologie et biologie de la reproduction de l'Érismature à tête blanche (Oxyura leucocephala) et du Fuligule nyroca (Aythya nyroca) sur le Lac Tonga et le Lac des Oiseaux, Est algérien. Thèse de doctorat. Université Montpellier (in French).
- Carlier, B. (2003). Vers un pôle de compétence et d'excellence en phyto-zoo remédiation contrôlée? Veille environnementale stratégique. D:EED/F Lamiot (in French).
- Chaguer, M. (2013). Analyse et Spéciation des Métaux dans un Oued en zone Minière Cas de l'Oued Essouk. Thèse de doctorat. Université Constantine I (in French).
- Coulibaly, S., Atse, B.C., & Koffi, K.M. (2018). Contamination aux métaux lourds de la matrice eau-sédiment et muscle du tilapia Oreochromis Niloticusde trois fermes piscicoles en côte d'ivoire. Agronomie Africaine., 30 (3), 249-259 (in French).
- Dedjiho, C.A., Mama, D., Tometin, L., Nougbo, I., Chouti, W., Sohounhloue, D., & Boukari, M. (2013). Évaluation de la qualité physico-chimique de certains tributaires d'eaux usées du lac Ahémé au Bénin .Journal of Applied Biosciences.,70, 5608-5616 (in French).
- Derwich, E., Benaabidate, L., Zian, A.,Sadki, O., & Belghity, D. (2010). Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec oued Fès. Larhyss Journal., 08, 101-112 (in French).
- Devallois, V. (2009). Transferts et mobilité des éléments traces Métalliques dans la colonne sédimentaire Des hydrosystèmes continentaux. Thèse de doctorat. Académie d'Aix-Marseille Université de Provence (in French).
- Dmitrenko, I., Kirillov, S., Eicken, H., & Markova, N. (2005). Wind-driven summer surface hydrography of the eastern Siberian shelf.Geophysical research letters, 32 (14), 1-5.
- Duranel, A. (1999). Effets de l'ingestion de plombs de chasse sur le comportement alimentaire et la condition corporelle du canard colvert (Anas platyrhynchos) .Thèse de doctorat, Université de Nantes (in French).
- Elafri, A., Halassi, I., & Houhamdi, M. (2016). Diversity patterns and seasonal variation of the waterbird community in Mediterranean wetlands of Northeastern Algeria. Zoology and Ecology, 26 (2), 85-92.
- Elafri, A. (2017). Inventaire et écologie du peuplement d'oiseaux aquatiques dans un site Ramsar du Nord-est algérien (Lac Tonga, wilaya El-Tarf). Thèse de doctorat, Université Ferhat Abbas Sétif (in French).
- El Azhari, A. (2013). Etude de la contamination par les éléments traces métalliques des sédiments de l'oued Moulouya et de la retenue du barrage Hassan II en aval de la mine abandonnée Zeïda, Haute Moulouya. Thèse de Master. Université Cadi Ayyad Marrakech (in French).
- Fahssi, A., Ali.Yahya, H.S., Touzani, R., & Chafi, A. (2016). Evaluation spatiotemporelle de la contamination métallique des ressources hydriques superficielles de la basse Moulouya. J. Mater. Environ. Sci., 7 (7), 2404-2423 (in French).

- Forbes, R.M., & Sanderson, G.C. (1978). Lead toxicity in domestic animals and wildlife. In *The biogeochemistry of lead in the environment* (Ed. Nriagu). Elsevier North-Holland Biomedical Press, pp. 225-277 (in French).
- Gaujous, D. (1995). *La pollution des milieux aquatiques. Aide mémoire*. Ed. Technique et Documentation. Lavoisier, Paris (in French).
- Gherib, A., & Lazli, A. (2017). Les oiseaux d'eau nicheurs de l'Arboretum du lac Tonga (Nord-est algérien). *Bull. Soc. zool. Fr.*, 142(3), 119-142 (in French).
- Gherib, A. (2018). *Contribution à l'étude des oiseaux d'eau nicheurs de l'Arboretum du Tonga (Nord-est algérien)*. Thèse de doctorat, Université Chadli Bendjedid El Tarf (in French).
- Guergueb, Y., Bensaci, E., Nouidjem, Y., Zoubiri, A., Kerfouf, A., & Houhamdi, M. (2014). Aperçu sur la diversité des oiseaux d'eau du Chott El Hodna (Algérie). *Bull. Soc. Zool. Fr.*, 139 (1-4), 233-244 (in French).
- Guitoun, S., & El Hella, L. (2014). *Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau du lac Hassi Ben Abdallah (Ouargla)*. Thèse de Licence, Université Kasdi Merbah, Ouargla (in French).
- Journal officiel de la république algérienne (JORA). (2011). *Qualité de l'Eau de Consommation Humaine*, Imprimerie Officielle, Les Vergers: Bir-mourad Rais, Algiers, Algeria, pp. 7-25 (in French).
- Keddari, D., Afri Mehennaoui, F.Z., Sahli, L., & Mehennaoui, S. (2019). Qualité écologique via la faune macro-invertébrée benthique et devenir du niveau de contamination par le Cr et le Pb des sédiments de l'oued Boumerzoug (Constantine, Algérie). *Algerian Journal of Environmental Science and Technology*, 5(2) (in French).
- Keke, M.M., & Elizabeth, A.O. (2018). Aquatic bird assemblages of a tropical African man-made lake. *Ukrainian Journal of Ecology*, 8 (4), 41-45.
- Kobielska, P.A., Howarth, A.J., Farha, O.K., & Nayak, S. (2018). Metal-organic frameworks for heavy metal removal from water. *Coord. Chem. Rev.*, 358, 92-107. <https://doi.org/10.1016/j.ccr.2017.12.010>.
- Marcellin, K.Y., Bernard, S.M., Albert, T., & Yobou, B. (2009). Assessment of Sediments Contamination by Heavy Metals in a Tropical Lagoon Urban Area (Ebrié Lagoon, Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, 34 (2), 280-289.
- Lamizana, Diallo, M.B., Kenfack, S., & Millogo, Rasolodimby, J. (2008). Evaluation de la qualité physico-chimique de l'eau d'un cours d'eau temporaire du Burkina Faso -Le cas du Massili dans le Kadiogo. *Sud Sciences et Technologies*, 16 (in French).
- Laperche, V., Dictor, M.C., Cloezl, Leloup, B., & Baranger, P. (2004). *Guide méthodologique du plomb appliqué à la gestion des sites et des sols pollués. Etude réalisée dans le cadre des opérations de Service public du BRGM2003-POLA06 et de la convention d'étude BRGM MEDD/DPPR6BRGM CV 03000012* (in French).
- Lazli, A. (2011). *Contribution à la connaissance de l'écologie et de la biologie de l'Érismature à tête blanche Oxyura leucocephala et du Fuligule nyroca Aythya nyroca au lac Tonga*. Thèse de doctorat, Université de Béjaia. Algérie (in French).
- Lazli, A., Boumezbeur, A., Moali Grine, N., & Moali, A. (2011). Évolution de la population nicheuse de l'Érismature à tête blanche Oxyura leucocephala sur le lac Tonga (Algérie). *Terre Vie*, 66, 173-181 (in French).
- Lazli, A., Boumezbeur, A., & Moali, I. (2012). Statut et phénologie de la reproduction du Fuligule Nyroca Aythya nyroca au lac Tonga (Nord-Est Algérie). *Alauda*, 80 (3), 219-228 (in French).
- Lazli, A., Nouar, I., Chater, N., & Moali, A. (2014). Diurnal behaviour of breeding White-headed Duck Oxyuraleucocephala at Lake Tonga, North-east Algeria. *Terre et Vie*, 69, 131-141.
- Lazli, A., Benmetir, S., Bediaf, S., Mazni, S., Messai, Z., & Iboud, T. (2018). L'avifaune aquatique hivernante du lac Oubeira (Nord-est algérien). *État actuel et intérêt patrimonial*. *Alauda*, 86 (2), 95-108 (in French).
- Lefranc, H. (2006). *Le saturnisme des oies cendrées dans les marais du Guadalquivir (Pluralité de l'exposition et aspects méthodologiques)*. Mémoire présenté pour l'obtention du diplôme de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes (in French).
- Lemkaddem, C., & Telli, N. (2014). *Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau du lac lala fatma (Méggarine)*. Thèse de Licence, Université Kasdi Merbah, Ouargla (in French).
- Lienard, A., & Colinet, G. (2014). Synthèse bibliographique sur la mobilité des éléments traces dans les sols et l'utilisation de la stabilisation physico-chimique comme technique de gestion in situ des sites contaminés. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 18(2), 273-289 (in French).
- Loucif, K., Neffar, S., Menasria, T., Maazi, M.C., Houhamdi, M., & Chenchouni, H. (2020). Physico-chemical and bacteriological quality assessment of surface water at Lake Tonga in Algeria. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management.*, 13, 100284.
- Makhoukh, M., Sbaa, M., Berrahou, A., & Van Clooster, M. (2011). Contribution à l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'oued Moulouya (Maroc oriental). *Larhyss Journal*, 9, 149-169 (in French).
- Mauvais, G., & Pinault, L. (1993). Le saturnisme des Anatidés (Anatidae) sur le site du lac de Grand-Lieu (Loire-Atlantique). *Gibier Faune Sauvage.*, 10, 85-101 (in French).
- Mehanned, S., Chahlaoui, A., Zaid, A., Samih, M., & Chahboune, M. (2014). Typologie de la qualité physico-chimique de l'eau du barrage Sidi Chahed-Maroc. *J. Mater. Environ. Sci.*, 5 (5), 1633-1642 (in French).
- Melghit, M. (2012). *Qualité physico-chimique, pollution organique et métallique des compartiments Eau. Sédiments de l'Oued Rhumel, et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun*. Thèse de Magistère, Université Mentouri Constantine (in French).
- Menasria, B., & Lazli, A. (2017). Quelques aspects de la sélection de l'habitat par l'Érismature à tête blanche Oxyura leucocephala sur le lac Tonga. *Alauda.*, 85, 283-294 (in French).
- Mouissi, S., & Alayat, H. (2016). Utilisation de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) pour la Caractérisation Physico-Chimique des Eaux d'un Ecosystème Aquatique : Cas du Lac Oubéira (Extrême NE Algérie). *J. Mater. Environ. Sci.*, 7 (6), 2214-2220 (in French).
- Moutou, F., & Joseph Enriquez, B. (1991). Les animaux sauvages, sentinelles de la pollution du milieu naturel ? *Rev. sci. tech. Off. int. Epiz.*, 10 (3), 681-692 (in French).
- Ouali, N. (2018). *Identification et quantification d'une matrice de métaux traces dans le milieu marin : Cas de la baie d'Annaba*. Thèse de doctorat. Université Badji Mokhtar, Annaba (in French).
- Oumar, B., Ekengle, N. L., & Balla, O. A. (2014). Évaluation du niveau de pollution par les métaux lourds des lacs Bini et Dang, Région de l'Adamaoua, Cameroun. *Afrique Science*, 10 (2), 184-198 .
- Pain, D.J. (1996). Lead in waterfowl. In *Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations* (Ed. Beyer W.N., Heinz G.H., Redmon-Norwood A.W.). Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Polak, M., & Kasprzykowski, Z. (2010). Reproduction parameters of the Great Bittern Botaurus stellaris in the fish ponds of eastern Poland. *Acta Ornithologica*, 45 (1), 75-81.

- Ramaroson, J. (2008). Calcination des Sédiments de Dragage Contaminés. Etudes des Propriétés Physico-chimiques. Thèse de doctorat, Ecole des Mines d'Albi-Carmaux.
- Rizi, H., Rouag, R., & Ziane, N. (2019). Phénologie de l'hivernage et budget d'activités diurnes du fuligule nyroca (*aythyanyroca* güldenstädt, 1770) au lac Tonga (Nord-est algérien). *Bull. Soc. Zool. Fr.*, 144(3), 147-153 (in French).
- Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2009). L'analyse de l'eau, 9ème édition. Ed. Dunod. Paris (in French).
- Sanderson, G.C., & Bellrose, F.C. (1986). A review of the problem of lead poisoning in waterfowl. *Illinois Natural History Survey Spec. Publ.*, 4, 34.
- Smatti-Hamza, I., Afri-Mehennaoui, F.Z., Keddari, D., & Mehennaoui, S. (2019). Niveau de contamination par les éléments traces métalliques cadmium, cobalt, cuivre et zinc de deux cyprinidés et des sédiments du barrage Koudiet Medouar (Batna, Algérie). *Journal of Applied Biosciences.*, 143, 14606-14621 (in French).
- Souissi, M. (2007). Le complexe Zones Humides d'El Kala: Niveaux de contaminations et risques pour la santé humaine et animale Thèse de doctorat, Université d'El Tarf (in French).
- Tessier, E. (2012). Diagnostic de la contamination sédimentaire par les métaux/métalloïdes dans la rade de Toulon et mécanismes contrôlant leur mobilité. Thèse de doctorat, Université du Sud Toulon Var (in French).
-

Citation:

Naili, S., Bouchecker, A., Gherib, A., Djelloul, R., Lazli, A. (2020). Seasonal variation in physicochemical characteristics and lead contamination of Lake Tonga and their effects on waterbird populations. *Ukrainian Journal of Ecology*, 11(1), 103-112.



This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0. License

Avifauna diversity and phenology in a Ramsar site: Lake Tonga (Northeastern Algeria)

A. Gherib, A. Lazli, S. Naili, A. Bouchecker, D. Ikhlef,
N. I. Mechaka

Gherib, A., Lazli, A., Naili, S., Bouchecker, A., Ikhlef, D., Mechaka, N. I., 2021. Avifauna diversity and phenology in a Ramsar site: Lake Tonga (Northeastern Algeria). *Arxius de Miscel·lània Zoològica*, 19: 321–344, Doi: <https://doi.org/10.32800/amz.2021.19.0321>

Abstract

Avifauna diversity and phenology in a Ramsar site: Lake Tonga (Northeastern Algeria). Between 2013 and 2016 we conducted an inventory and characterization of aquatic avifauna at Lake Tonga, a Ramsar site. We identified 61 species belonging to 17 families, dominated by Anatidae with 14 species. The inventoried species have different phenological status. Some are known for their regular wintering and some for their summer concentrations, while others are residents year round. Population analysis showed the presence of endangered species such as *Oxyura leucocephala*, *Marmaronetta angustirostris* and *Aythya nyroca*, that are protected by national and/or international laws. Bird counts showed monthly variations in total abundance and richness, peaking during winter. Peak numbers were recorded in February and January, reflecting gatherings to prepare for prenuptial migration. Analysis of diversity and equitability indices indicated that maximum values were generally recorded during the pre- and post-nuptial passages ($H' = 3.51$ and $E = 0.72$). Our results reflect the importance of this wetland as a wintering site and nesting site for numerous waterbirds species.

Checklist dataset published through [GBIF](#) (Doi: [10.15470/vwujvf](https://doi.org/10.15470/vwujvf))

Key words: Lake Tonga, Water birds, Inventory, Count, Ecological indices, Spatial distribution

Resumen

Diversidad y fenología de la avifauna en un sitio Ramsar: el lago Tonga (noreste de Argelia). Se estudiaron el inventario y la caracterización de la avifauna acuática del lago Tonga, un sitio Ramsar, entre 2013 y 2016. Se identificaron 61 especies pertenecientes a 17 familias dominadas por Anatidae, con 14 especies. Las especies inventariadas presentan diferentes estados fenológicos, siendo conocidas algunas de ellas por su invernada regular, como los patos, o sus concentraciones estivales, mientras que otras están presentes todo el año. El análisis poblacional muestra la presencia de especies en peligro de extinción protegidas por leyes nacionales y/o internacionales como *Oxyura leucocephala*, *Marmaronetta angustirostris* o *Aythya nyroca*, entre otras. Los recuentos de aves mostraron cambios mensuales en la abundancia y riqueza totales, alcanzando los valores máximos durante el

periodo de invernada. De hecho, dichos valores máximos se registraron en los meses de febrero y enero del periodo de estudio, reflejando los agrupamientos para la preparación de la migración prenupcial. El análisis de los índices de diversidad y equitatividad indicó que sus valores máximos se registraron generalmente durante los pasos prenupciales y posnupciales ($H' = 3,51$ y $E = 0,72$). Los resultados obtenidos durante el presente estudio muestran la importancia de este humedal como lugar de invernada y nidificación de numerosas especies de aves acuáticas.

Lista de datos publicada en GBIF (Doi: [10.15470/vwujvf](https://doi.org/10.15470/vwujvf))

Palabras clave: Lago Tonga, Aves acuáticas, Inventario, Recuento, Índices ecológicos, Distribución espacial

Resum

Diversitat i fenologia de l'avifauna en un lloc de Ramsar: el llac Tonga (nord-est d'Algèria). Es van estudiar l'inventari i la caracterització de l'avifauna aquàtica del llac Tonga, un lloc Ramsar, entre el 2013 i el 2016. Es van identificar 61 espècies pertanyents a 17 famílies dominades per Anatidae, amb 14 espècies. Les espècies inventariades presenten diferents estats fenològics i algunes són conegudes per la hivernada regular, com els ànecs, o per les concentracions estivals, mentre que d'altres hi són presents durant tot l'any. L'anàlisi poblacional mostra la presència d'espècies en perill d'extinció protegides per lleis nacionals i/o internacionals com ara *Oxyura leucocephala*, *Marmaronetta angustirostris* o *Aythya nyroca*, entre d'altres. Els recomptes d'ocells van mostrar canvis mensuals en l'abundància i la riquesa totals que van assolir els valors màxims durant el període d'hivernada. De fet, aquests valors màxims es van registrar els mesos de febrer i gener del període d'estudi i reflecteixen les reunions per a la preparació de la migració prenupcial. L'anàlisi dels índexs de diversitat i equitativitat va indicar que els valors màxims es van registrar generalment durant els passos prenupcials i postnupcials ($H' = 3,51$ i $E = 0,72$). Els resultats obtinguts durant l'estudi mostren la importància d'aquest aiguamoll com a lloc d'hivernada i nidificació de nombroses espècies d'ocells aquàtics.

Llista de dades publicada a GBIF (Doi: [10.15470/vwujvf](https://doi.org/10.15470/vwujvf))

Paraules clau: Llac Tonga, Aus aquàtiques, Inventari, Recompte, Índexs ecològics, Distribució espacial

Received: 23/08/2021; Conditional acceptance: 22/11/2021; Final acceptance: 21/12/2021

Amina Gherib, Departement of Biology, Faculty of Natural and Life Sciences, Hamma Lakh-dar University, El Oued, Algeria.– Amel Iazli, Sana Naili, Dalel Ikhlef, Nour Imen Mechaka, Departement of Biology, Faculty of Natural and Life sciences, Chadli Bendjedid University, BP 73, 36000 El Tarf, Algeria.– Abdennour Boucheke, Departement of Biology, Badji Mokhtar University, Annaba, Algeria.

Corresponding author: Amina Gherib. E-mail: aminagherib36@gmail.com

Introduction

North Africa is home to a great diversity of wetlands that provide wintering and stopover sites for Palearctic migratory birds. Within this vast group, and among the countries of the Western Palearctic, Algeria occupies a privileged place for a large number of migratory

bird species (Bensaci et al., 2013). Its most predominant wetlands are located on the main migration route of the East Atlantic corridor and play an important relay role between the Mediterranean Sea and the Sahara Desert, the two obstacles for migratory fauna (Lazli et al., 2018). This region in the northeast of Algeria comprises 72 wetland complexes.

The El Kala wetland complex, which consists of a set of exceptionally large sites, stands out for the diversity of its fauna and flora (Stevenson et al., 1988). Its wetlands regularly receive a remarkable diversity of birds due to the favorable conditions during wintering and nesting seasons (Ledant et al., 1981; Isemann and Moali, 2000).

Lake Tonga, one of the most famous wetlands within this complex, has been the subject of much research, mainly relating to the ecology and reproductive biology of many waterbirds species (Boumezbeur, 1993; Lazli et al., 2011a, 2011b, 2012, 2014; Athamnia et al., 2015; Gherib and Lazli, 2016, 2017; Menasria and Lazli, 2017; Rizi et al., 2019; Mecif et al., 2020). However, documentation of the avifaunistic diversity of this Ramsar site is incomplete and the inventories require review (Elafri et al., 2016; Loucif et al., 2020).

The present study was conducted at Lake Tonga (north-east Algeria), a wintering and nesting site for various species of water birds. Our aim was to diagnose the state of health of this Ramsar site as in recent years it has been subjected to several degradation factors –such as poaching, disturbance, and unregulated pumping– that could be responsible for the loss of biodiversity and quality of its habitats. Research is needed to improve our knowledge of the lake's richness, to monitor the status and phenology of species, and to determine the trends of its avian populations. With this objective in mind, we aimed to create an inventory and quantify the aquatic avifauna. We analyzed their structure by calculating various ecological indices that allowed us to understand the wintering strategy and typology, distinguish the status of the birds, and explain their abundance and diversity throughout their annual cycle. These datasets could contribute to the development of a management and preservation strategy for the biodiversity and habitats of this protected area.

Material and methods

Study area

The study was carried out at Lake Tonga, a Ramsar site and wilderness area in El Kala National Park (annex 1 and checklist dataset published through GBIF: Doi: [10.15470/vwujvf](https://doi.org/10.15470/vwujvf)). Located in the extreme Northeast of Algeria, this freshwater marsh covers an area of 2,600 ha. It occupies a large coastal depression and communicates with the sea by means of an artificial channel (fig. 1, 2). Eighty percent of the park is covered in a mosaic consisting of emergent vegetation composed of helophyte (notably bulrushes, phragmites and typhas), with a large open water area largely occupied by the white water lily *Nymphaea alba*. This lily is becoming increasingly invasive, especially during the nesting period of the water birds (Lazli, 2011). Lake Tonga is considered the most important wintering and nesting site in North Africa for a multitude of species, such as the white-headed duck *Oxyura leucocephala*, the ferruginous duck *Aythya nyroca*, the purple swamp hen *Porphyrio porphyrio*, the great crested grebe *Podiceps cristatus*, and the glossy ibis *Plegadis falcinellus* (Lazli et al., 2011a, 2011b, 2012; Gherib and Lazli, 2016, 2017; Menasria and Lazli, 2017; Mecif et al., 2020).

Regarding halieutic diversity, four species have been identified: *Barbus callensis*, *Anguilla anguilla*, *Gambusia affinis* and *Pseudophoxinus callensis* (Benmetir et al., 2020). The lake also hosts 22 Odonata species and several species of reptiles and amphibians (Lazli, 2011; Gherib, 2018).

Despite its international importance and the essential role it plays in maintaining high biodiversity, this wetland is under increasing pressure from issues such as poaching, eutrophication, urbanization, and recreational summer activities, all of which increase the difficulties of carrying out local conservation actions (Lazli et al., 2014; Gherib and Lazli, 2017; Menasria and Lazli, 2017; Mecif et al., 2020).

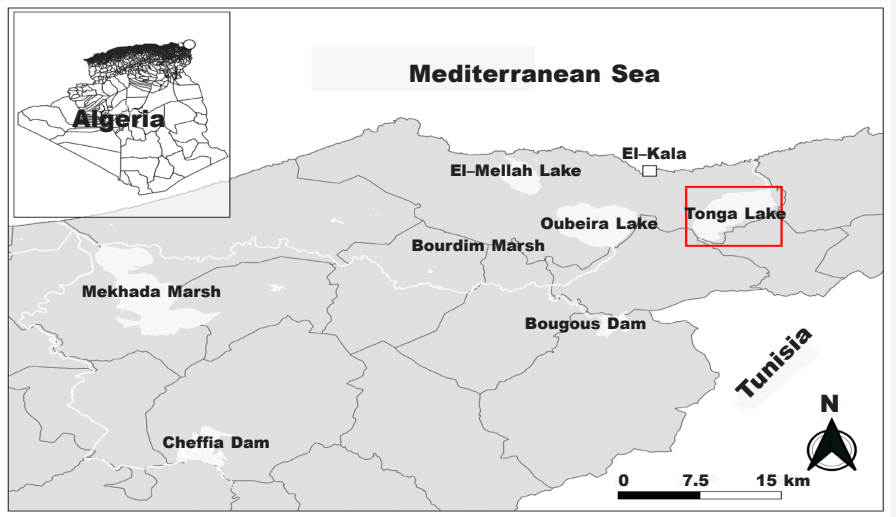


Fig. 1. Location of the study site, Lake Tonga, in Northeastern Algeria.

Fig. 1. Localización geográfica del lugar de estudio, el lago Tonga, en el noreste de Argelia.



Fig. 2. View of Lake Tonga.

Fig. 2. Vista del lago Tonga.

Inventory and count of waterbirds

Fieldwork was conducted twice monthly, from September 2013 until August 2016 using a KONUS–SPOT telescope (20 x 60) and a pair of binoculars (10 x 50). We conducted individual counts when the total number of birds was fewer than 200, and made a visual estimate when the number of birds was greater than 200. In this case, we divided the flock into small equal parts and counted the number of birds in each part. This is the most commonly used method in winter counts because the number of individuals and the observation distances are often large (Lamotte and Bourlière, 1969; Blondel, 1975; Tamisier and Dehorter, 1999).

To avoid disturbing the birds, observations were made from the banks, from around the lake, and from natural promontories. We also used the two watchtowers of 'Meizila' and 'Oued El Hout' as observation points.

Analysis of avian population structure

To characterize the aquatic avifauna population, we determined several ecological indices, namely: (i) total abundance, which consisted of a count of the total number of birds that visited Lake Tonga on a specific date (Baziz, 2012). (ii) The frequency of occurrence (f_i) according to Dajoz in Elafri et al. (2016), by dividing the number of surveys during which the species was recorded by the total number of conducted surveys. (iii) Specific richness, which is the number of bird species observed on a specific date; this also allows determination and characterisation of the periods when bird numbers are richest and poorest (Blondel, 1969; Legendre and Legendre, 1979; Lindström and Piersma, 1993). (iv) Simpson index, D (according to the formula: $D = 1 - \{\sum ni (ni - 1) / N (N - 1)\}$, where ni is the total number of birds of each individual species; N is the total number of birds of all species. (v) Shannon and Weaver diversity index H' (according to the formula $H' = -\sum P_i \ln P_i$), where P_i is the proportion of each species in the sample (Daget, 1979); H' value varies from 0 when the community is composed of only one species to 4.5 or 5 bits for the most diverse communities; the lowest values, less than 1.5 bits, are associated with communities dominated by 01 or a few species (Faurie et al., 2003). (vi) As well as the Equitability index or Evenness (E) according to the formula $H'/H'_{\max}$, where (H') is the Shannon diversity index and $H'_{\max} = \ln S$, is the maximum diversity and S is the specific richness recorded during each visit; when E is close to 1, the diversity observed reflects an abundance distribution close to equilibrium (Legendre and Legendre, 1979). Conversely, when E is close to 0, the observed diversity is low and illustrates a highly hierarchical distribution of abundance, which reflects a simple, restrictive environment in which few factors structure the settlement (Gherib, 2018).

Spatio-temporal distribution

In parallel with the monitoring of numbers, we visually noted the locations of waterbirds on grid maps, including all species regularly frequenting the lake and its immediate surroundings, whether wintering or nesting. The location of birds across the water body will later allow us to establish a distribution map of bird families observed throughout the wetland.

Statistical data analysis

Statistical analyses were carried out using Minitab 17 Ink. Because the data followed a normal distribution, we used the analyses of variance (one-way ANOVA) to determine whether there was a difference in ecological indices between the three years. The significance level used was $p < 0.05$.

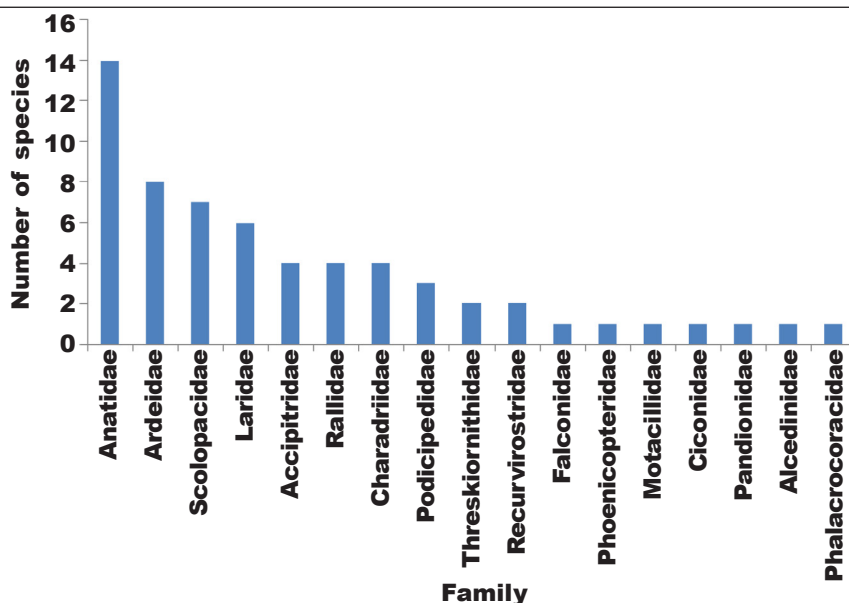


Fig. 3. Composition of waterbirds in Lake Tonga (2013–2016).

Fig. 3. Composición de las aves acuáticas en el lago Tonga (2013–2016).

Results

Population composition

Fieldwork allowed us to identify 61 species belonging to 17 families and 44 genera (annexes 1, 2; fig. 3). This number includes all species regularly present in the lake and its immediate surroundings throughout the year. The most highly represented family was Anatidae with 14 species, followed by Ardeidae, Scolopacidae, and Larids, with 8, 7, and 6 species, respectively. There were four species of Accipitridae, Rallidae and Charadriidae. Other families were represented by one to three species (fig. 3).

Ecological status of species

Species observed at Lake Tonga during the study period exhibited different phenological status: winterers, sedentary breeders, passing migrants, sedentary non-breeders, and summer breeders (annex 2, fig. 4).

Wintering birds represented 38% of the species surveyed, and breeders accounted for 39%, including sedentary birds and summer breeders. Approximately 15% of the species were reported as passing visitors and were using Lake Tonga as a migratory stopover. Finally, 8% of the species were sedentary non-breeders (fig. 4).

Based on the frequency of occurrence, 4 waterbird species were defined as omnipresent in the lake, 13 species as common, 11 as moderately common, 14 as uncommon, 12 as rare species, and 7 as exceptional (annex 2).

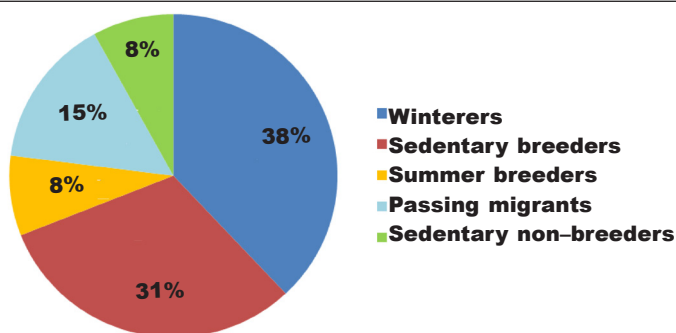


Fig. 4. Phenological status of waterbird species observed in Lake Tonga.

Fig. 4. Estatus fenológico de las especies de aves acuáticas encontradas en el lago Tonga.

Six of the species recorded are listed on the IUCN Red List (Isenmann and Moali, 2000; Birdlife International, 2017, 2019), representing almost 10 % of the settlement; those protected by Algerian legislation account for over 47 %, and AEWA, CMS and CITES listed species account for almost 43 % of the surveyed waterbirds (annex 2).

Analysis of settlement structure

Total abundance

During our fieldwork, there were considerable fluctuations in the avian population at Lake Tonga. Maximum numbers were recorded in February 2014 with sightings of 12,297 individuals, in January 2015 with 21,403 and in January 2016 with 27,815 individuals (fig. 5). The difference between bird numbers for the three years of the study was not significant ($F = 1.99$; $p = 0.153$).

Numbers in the avian population at Lake Tonga were highest from September to mid-March ($> 5,000 - > 12,000$), corresponding to the highest specific richness recorded (fig. 5, 6). In contrast, abundance and species richness were lowest in the second half of March to the end of August (fig. 5, 6).

Calculation of the relative abundance of individuals for 2013–2016 showed that the common coot *Fulica atra* was the most dominant bird, representing 29 % of the birds counted throughout this period, followed by the Eurasian wigeon *Anas penelope* (22 %), the ferruginous duck *Aythya nyroca* (10 %), the common teal *Anas crecca* (6.8 %) and the Northern shoveler *Spatula clypeata* (5.7 %). Other species had a relative abundance of less than 2 % (annex 2).

To display the relative abundance of species and to visualize species richness and species equitability, we used a rank abundance curve (Whittaker plots) (fig. 7). The curves showed great similarity in slope for the three years of the study with a constant finding during the wintering and breeding seasons indicating the predominance of one species occupying rank 1 in the Whittaker diagram. Some of the following species are rare and had a low relative abundance (fig. 7). Thus, we noted a steep gradient in winter seasons, showing a high Simpson index (> 0.5) and low equitability (≤ 0.5) as the high-ranking spe-

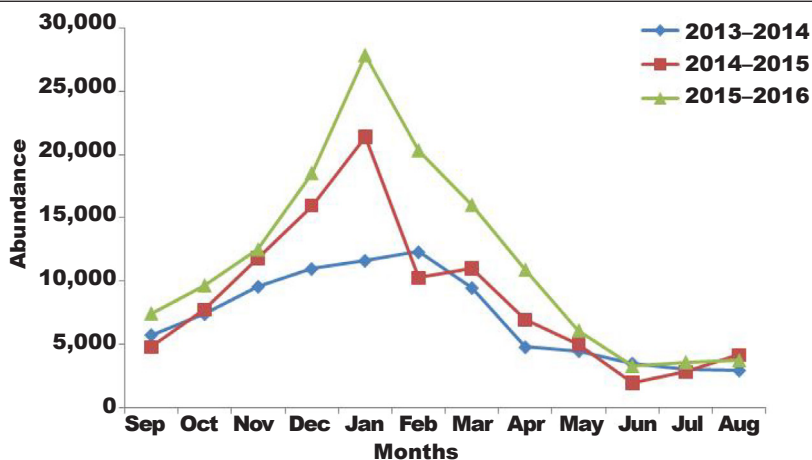


Fig. 5. Changes in waterbird abundance in Lake Tonga during the study period.

Fig. 5. Variación de la abundancia de aves acuáticas en el lago Tonga durante el periodo de estudio.

cies have much higher abundance. Coots, for example were notably dominant during the two first annual cycles, and the Eurasian was the dominant species (rank 1 on Whittaker plots) in the annual cycle third year in the third year of the study. In breeding seasons, we recorded a shallow gradient equity (> 0.5) and here the ferruginous duck was the dominant species (rank 1 on Whittaker plots) in all three annual cycles, followed by coot, whiskered tern, and garganey.

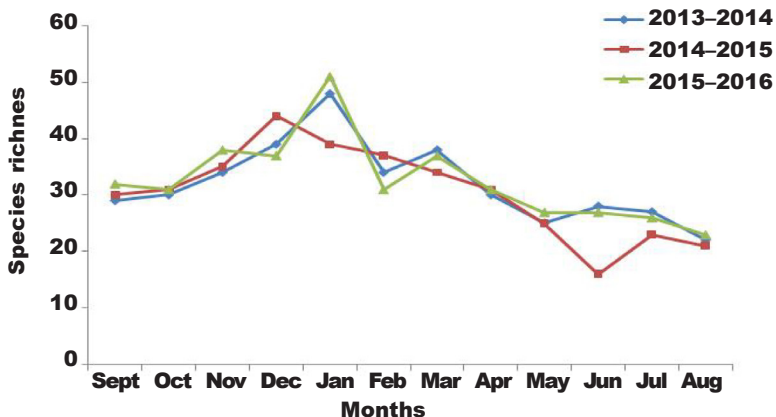


Fig. 6. Changes in waterbird species richness in Lake Tonga during the study period.

Fig. 6. Variación de la riqueza específica de aves acuáticas en el lago Tonga durante el periodo de estudio.

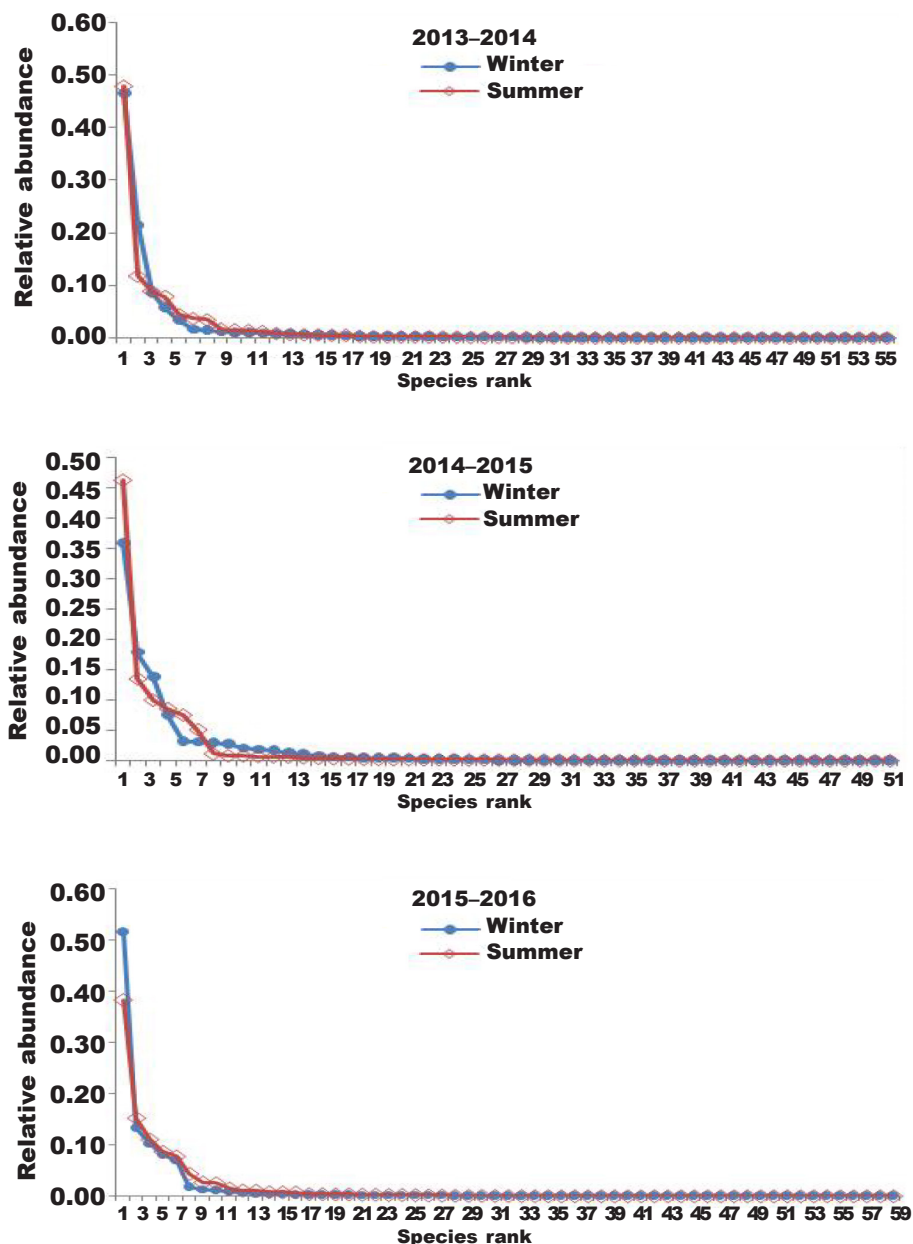


Fig. 7. Species rank/relative abundance diagram (Whittaker plots) of breeding and wintering bird communities at Lake Tonga during the three annual cycles studied.

Fig. 7. Diagrama de rango de especies/abundancia relativa (gráficos de Whittaker) de las comunidades de aves reproductoras e invernantes en el lago Tonga durante los tres ciclos anuales estudiados.

Species richness

Sixty-one species of waterbirds were recorded at Lake Tonga (annex 1). In general, species richness was highest during the wintering season. The maximum number of species was observed in January 2014 (48 species). In December 2014 the maximum number was 44 species and in January 2016 it was 51 species (fig. 6). Towards the end of the wintering season, species richness decreased to values between 16 and 28 species in May and August, corresponding to the nesting period (fig. 6). No significant difference was recorded for species richness between the three study years ($F = 0.22$; $p = 0.802$).

Analysis of the data collected during the wintering and nesting seasons indicated a richness of 40 waterbirds species for the 3 winters. In comparison, data for the 3 nesting seasons were lower and varied between 21 and 26 species (annex 3).

Diversity (H') and equitability (E) indices

The two ecological indices reflecting the equilibrium of the populations showed similar patterns. In general, the maximum values of the two indexes were recorded in the second study year, and particularly in September 2014: $H' = 3.51$ and $E = 0.72$, corresponding to a balanced abundance distribution (fig. 8).

During the three study years, Shannon diversity, Simpson indexes, and equitability varied in wintering and breeding seasons according to avifauna richness and abundance at Lake Tonga (annex 3), but generally showed a diversified settlement.

Throughout our study, Shannon diversity index exhibited values exceeding 2 bits and Simpson index showed values above 0.6. The equitability index showed values on average ≥ 0.5 across the 3 years (annex 3).

In January 2014, the maximum value of the index was 3.04 bits corresponding to a high species richness of 48 for 11,617 individuals. During the 2014–2015 season, the maximum was recorded in September (3.51 bits), corresponding to a richness of 26 species for a population of 4,778 individuals. Throughout the third season, the highest value was recorded in September, with 3.47 bits, reflecting a richness of 32 species corresponding to 7,402 waterbirds (fig. 8A).

The equitability index varied depending on the number of each species. Maximum values were recorded at the beginning of the three wintering seasons with 0.68, 0.72 and 0.69, recorded respectively in September. Minimum values (0.43, 0.44 and 0.45) were noted in January and February 2016 (fig. 8B). Other maximum values were recorded during July and August when the avian population is mainly dominated by breeding species (such as coot, Anatidae, and Ardeidae).

Spatio-temporal distribution of avian population in Lake Tonga

During the study period, Anatidae occupied the centre of the lake and western and southern parts. Rallidae and Podicipedidae were observed throughout the waterbody together with other bird species. Ardeidae were noted in the northern, western and southern parts of the lake, but a few individuals were also observed in the centre of the lake where they were associated with Anatidae, Rallidae and Podicipedidae. Laridae and shorebirds were mainly observed in the northern, western and southern parts of the wetland but a few were also seen in the centre (fig. 9).

Discussion

The data collected during this study at Lake Tonga revealed high avifauna diversity. Sixty-one waterbird species were recorded, representing about 62 % of the species identified

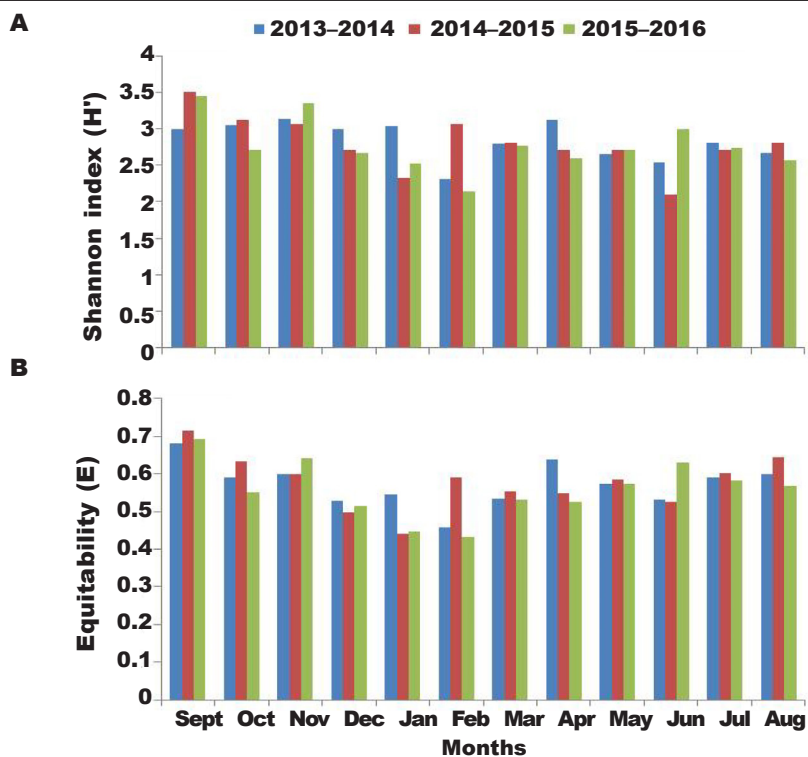


Fig. 8. Changes in ecological indices of waterbirds in Lake Tonga during the study period: A, Shannon–Weaver index; B, evenness.

Fig. 8. Variación de los índices ecológicos de las aves acuáticas en el lago Tonga durante el periodo de estudio: A, índice de Shanon–Weaver; B, equidad.

in Algerian wetlands by Samraoui et al. (2011). At the same site, Elafri et al. (2016) and Loucif et al. (2020) described a rich avian population with 52 and 35 species, respectively. This difference in species number could be due to poor vision because of the unfavorable climatic conditions during wintering seasons, to a low sampling effort, or to the study covering a limited area. Various studies carried out on the aquatic avifauna in northeastern Algeria have reported a census of a large number of species. Houhamdi (2002) recorded 46 species at Lake des Oiseaux, located about 50 km from the study site. At Garaet Hadj–Tahar, an ecological study of the wintering aquatic avifauna showed the presence of 47 species belonging to 15 families (Metlaoui and Houhamdi, 2010). At the Bousseadra marsh, Boudraa et al. (2014) identified 53 species belonging to 15 families. Lazli et al. (2018) listed 52 species at Lake Oubeira belonging to 16 families throughout three wintering seasons. Not far away at the Mekhada marsh, Bediaf et al. (2020) counted 53 species between 2015 and 2017). In concordance with our results, various fieldworks in Algerian wetlands, and notably at Lake Tonga, reported the high representation of Anatidae compared to other waterbird families (Metlaoui and Houhamdi, 2010; Baaziz et al., 2011; Boudraa et al., 2014; Guellati et al., 2014; Guergueb et al., 2014; Elafri et al., 2016; Lazli et al., 2018; Bediaf et al., 2020).

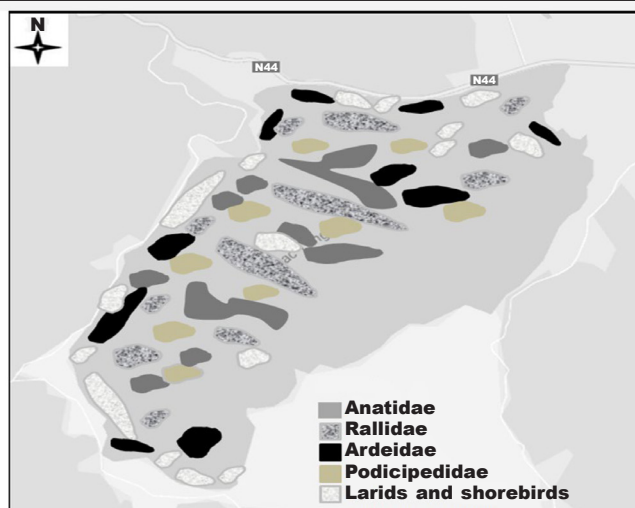


Fig. 9. Spatial occupation of waterbirds at Lake Tonga during the study period.

Fig. 9. Ocupación espacial de las aves acuáticas en el lago Tonga durante el periodo de estudio.

During this study, we recorded various phenological statuses of the listed species: wintering, sedentary (breeding or non-breeding), summering, migratory. Among these, 15% of the species were considered to be passing visitors using Lake Tonga as a migratory stopover, such as the greater flamingo, the common shelduck, the garganey, species that winter or breed in the High Plains (Hauts plateaux) of eastern Algeria and the Sahara (Saheb et al., 2006; Boulekhssaim et al., 2006a, 2006b; Samraoui et al., 2006; Baaziz et al., 2011; Seddik et al., 2012; Bouzid et al., 2018, 2019); 8% of the species were sedentary non-breeding. These results denote the importance of this wetland as a nesting site for a rich and diverse avifauna and as a wintering area for many migratory species, probably due to the diversity of habitats and the availability of trophic resources (Elafri et al., 2016; Menasria and Lazli, 2017). Several studies have reported various statuses of the species inventoried across the country's wetlands such as the Oued Righ depression, the wetland complex of Souk Ahras, Chott El Hodna, Boussedra marshes, Lake Oubeira and Mekhada marsh (Bensaci et al., 2013; Boudraa et al., 2014; Guellati et al., 2014; Guergueb et al., 2014; Lazli et al., 2018; Bediaf et al., 2020; Bouali et al., 2021).

It is important to note that the status of some species has yet to be monitored, and even confirmed in some cases, as their presence has been reported even outside the periods we observed during our surveys. This is the case for the gadwall *Mareca strepera*, the common pochard *Aythya ferina* and the common snipe *Gallinago gallinago*, observed during summer, and for the black-necked grebe *Podiceps nigricollis*, considered by some observers as wintering in Lake Tonga (PNEK, 2011). The black-winged stilt *Himantopus himantopus* and the black-headed gull *Larus ridibundus* are also noted as breeding species, although no sign of this was found at the study site during our study. Several questions therefore remain to be clarified. Elafri et al. (2016) reported personal observations of the symptomatic behavior of breeding status of a few waterbirds, such as the black-winged stilt *Himantopus himantopus*, the grey heron *Ardea cinerea*, and the great egret.

Also of note is the absence of certain species observed on the site during previous work or monitoring campaigns by the forestry department, such as the lesser spotted eagle *Clanga pomarina* (Isenmann and Moali, 2005), the booted eagle *Hieraaetus pennatus*, the Egyptian vulture *Neophron percnopterus*, and the blacked-winged kite *Elanus caeruleus*. These birds were observed in the southern part of Lake Tonga (Oued El Hout). Their absence in the present study could be attributed to the fact that they were occasional during the counts or that the sampling effort was insufficient. It could also be due to unfavourable climatic conditions, especially in winter (heavy rain, wind, low luminosity), which would have greatly diminished observations.

The analysis of the monthly variation in bird numbers at Lake Tonga showed that the wintering season in general began in September when abundance varied between 4,778 and 7,402 individuals during the study period. The species observed were sedentary, mainly being Podicipedidae (great crested grebe *Podiceps cristatus*, little grebe *Tachybaptus ruficollis*), Anatidae (mallard *Anas platyrhynchos*, white-headed duck *Oxyura leucocephala*, ferruginous duck *Aythya nyroca*), Rallidae (coot *Fulica atra*, common moorhen *Gallinula chloropus*,...) and Ardeidae (little egret *Egretta garzetta*, cattle egret *Bubulcus ibis*, grey heron *Ardea cinerea*). In early October, the number started to increase gradually, reflecting the arrival of early winterers, mostly Anatidae (gadwall *Mareca strepera* and Northern pintail *Anas acuta*) and Recurvirostridae (pied avocet *Recurvirostra avosetta*, black-winged stilt *Himantopus himantopus*) and Charadriidae (Northern lapwing *Vanellus vanellus*, little ringed plover *Charadrius dubius*).

Between November and early December, numbers continued to increase, reflecting the arrival of numerous other wintering birds such as coots, Eurasian wigeon *Mareca penelope*, common teal *Anas crecca*, and common pochard *Aythya ferina*. These gatherings during January reflect the preparation for the pre-breeding migration and have also been reported by various studies conducted in Algerian wetlands (Metlaoui and Houhamdi, 2010; Seddik et al., 2012; Bensaci et al., 2013; Boudraa et al., 2014; Elafri et al., 2016; Halassi et al., 2016; Lazli et al., 2018; Bediaf et al., 2020). Peak numbers were observed in February 2014 and January 2015 and 2016. After these dates, the total number of birds gradually declined, reflecting the departure of wintering and migratory species towards the breeding grounds in the Palearctic and sub-Saharan Africa (Elafri et al., 2016; Loucif et al., 2020). In April, only sedentary and summer breeding species –such as little grebes, great crested grebes, little egrets, squacco herons, mallards, ferruginous ducks, coots, and common moorhen– remained on the lake. This observation was also reported by Elafri et al. (2016).

In contrast, species richness increased progressively as of September with the arrive of wintering birds such as species of Anatidae (tufted duck *Aythya fuligula*, greylag goose *Anser anser*, common shelduck *Tadorna tadorna*,...), Phalacrocoracidae (great cormorant *Phalacrocorax carbo*), and certain passing species, such as the common snipe *Gallinago gallinago*, spotted redshank *Tringa erythropus*, the black-necked grebe *Podiceps nigricollis*, and the Eurasian spoonbill *Platalea leucorodia*. The number of species and abundance reached a maximum December or January, depending on the year. This species richness remained similar in March, but numbers decreased thereafter, reflecting the departure of wintering species and the start of the nesting season with the arrival of breeding summer birds such as the whiskered tern *Chlidonias hybrida* and the white stork *Ciconia ciconia*, and a few migratory species, notably the greater flamingo, passing through. In effect, throughout the year Lake Tonga provides rich and varied habitats for several waterbird species. Such areas consist of dense vegetation scattered across the water body, composed of a variety of floating plants such as *Salix pedicellata*, *Scirpus lacustris*, *Typha* spp., emergent vegetation largely *Phragmites australis* and shallow riparian areas with mixed emergent vegetation (*Scirpus lacustris*, *Sparganium erectum*) (Elafri et al., 2016; Menasria and Lazli, 2017). This high amount of dense vegetation provides better conditions for nesting and shelter from predators, notably birds of prey (Rouibi et al., 2013; Gherib and Lazli, 2016, 2017; Elafri et al., 2016).

This variation in the pattern of waterbird abundance and richness between wintering and breeding seasons in Lake Tonga was also described by Elafri et al. (2016) and Loucif et al. (2020), but numbers were considerably lower than those reported in this study.

Various studies have reported the evolution of species richness across Algerian wetlands, such as that at Garaet Hadj Tahar (Skikda, north-east Algeria) (Metlaoui and Houhamdi, 2010) or at Boussedra and Mekhada marshes (Boudraa et al., 2014; Bediaf et al., 2020). In other humid sites in the country, highest richness of species has been reported in November and February (Ledant et al., 1981; Metallaoui and Houhamdi, 2008, 2010; Seddik et al., 2010, 2012). These two months correspond to the pre- and post-nuptial assembly and passage periods for many waterbirds in North Africa (Lazli et al., 2018).

Values of diversity indices recorded throughout the study period varied. One particular pattern was that Shannon and equitability indexes were highest during autumn, displaying a perfect balance throughout this period and corresponding to the arrival of several wintering and migrating birds (such as tufted duck, greylag goose, marbled teal, common shelduck, pied avocet, and Northern lapwing). Values obtained during this autumnal season were close to those of studies in other coastal wetlands such as Garaet Hadj Tahar (Metallaoui and Houhamdi, 2010), Lake Beni-Belaid and El Kennar Marsh (Mayache, 2008) but higher compared to those of Elafri et al. (2016) and Loucif et al. (2020) in the same site. Through wintering period Shannon diversity index and Equitability were lower compared with Simpson index which was due to the high abundance of coot in the two first wintering seasons as reported by Elafri et al. (2016) and the Eurasian wigeon in the third one. These two species are recorded as the most abundant waterbirds in the Algerian wetlands (Elafri et al., 2016; Lazli et al., 2018; Bediaf et al., 2020; Chabou et al., 2020; Loucif et al., 2020). Diversity indexes (Shannon and Simpson indices) were lower during the spring–summer period, corresponding to a decrease in richness and abundance due to the departure of wintering and migrant waterbirds. However, equitability values were higher or lower depending on the presence of sedentary species (such as the ferruginous duck, white-headed duck, mallard, coot, great crested grebe) and summer nesters (garganey spatula querquedula, black-winged stilt, whiskered tern).

Monitoring the spatial distribution of waterbirds in Lake Tonga showed that occupation of the water body during the study period depended mainly on the biology and ecology of the species surveyed, but also on requirements such as food availability, safety, and quietness. Podicipedidae were observed in all areas of the lake but showed a preference for the central, deeper parts, which are covered, in particular during the breeding period, with stands of varied vegetation. These patches of vegetation vary in size. They provide shelter, quietness, nesting sites, and important food resources, for water birds such as the little grebe and the great crested grebe. At Sebkha de Bazer-Sakra, Baaziz et al. (2011) observed great crested grebes in the deepest sectors. Gherib and Lazli (2017) and Mecif et al. (2020) also reported this species selected these locations Lake Tonga during the breeding season.

Throughout our fieldwork, Rallidae frequented all parts of Lake Tonga, showing a preference for proximity to emergent vegetation during the breeding season. This type of emplacement has also been reported in the wetlands of the semi-arid highlands (Hauts plateau) in northeast Algeria (Samraoui and Samraoui, 2007; Samraoui et al., 2013; Meniaia et al., 2014; Gherib and Lazli, 2016).

Anatidae and coots, the most abundant species observed during the study period, were observed mainly in the central and southern parts of the lake. Some species frequented the deepest areas, such as the white-headed duck, the ferruginous duck, the common pochard, and the tufted duck, while others frequented shallow areas, such as the Northern pintail and teals, and areas near banks, such as the Northern shoveler and mallard. The choice of these environments is especially justified by the availability and ease of access to food, such as macro-invertebrates, amphibians, seeds, and varied aquatic vegetation.

Anatidae dispersal behaviour has been mentioned in other studies in wetlands of the region (Menasria and Lazli, 2017; Lazli et al., 2018; Bediaf et al., 2020).

Shorebirds and waders, such as Northern lapwing, great white egret, glossy ibis, and white stork, generally occupied the wet meadows and banks of the lake, but some were also observed in the wooded banks or in the high, dense vegetation located inside the lake or in the nearby mobile islets, such as black-crowned night heron, squacco heron, Schrenck's bittern, and the little egret.

Larids, such as the European herring gull, lesser black-backed gull, and common tern, were generally gathered in colonies in the western part of the lake. Other species also observed near the western banks of the lake were the black-headed gull and the yellow-legged gull. Lake Tonga appears to be a wetland that serves as a resting place and feeding ground for this species in this region.

Finally, raptors were often seen flying over the lake, on perches inside the lake, or on residential fence poles on the outskirts of Lake Tonga, awaiting prey, such as fish, small birds, snakes, and small rodents). Such raptors included Western osprey, long-legged buzzard, and the Western marsh harrier. This latter raptor nests on the lake in the large tufts of dense and inaccessible vegetation –mainly consisting of *Typha*, Bulrush and reeds. For these raptor species, Lake Tonga is a prime feeding ground as its many habitats harbor a rich and varied biodiversity.

Conclusion

In this study of the avian population of Lake Tonga we documented 61 species belonging to 17 families and 44 genera. The most highly represented family was the Anatidae. Phenological status varied and included winterers, sedentary breeders, passing visitors, sedentary non-breeders and summer resident breeders. Among the species recorded, six are on the IUCN Red List and others are protected by Algerian legislation or listed in international conventions and agreements (AEWA, CITES, CMS).

Monitoring of bird population dynamics in Lake Tonga showed that total abundance and species richness peaked during the wintering period, with maximum numbers recorded in January and February, reflecting gatherings in preparation for pre-breeding migration. The decline in numbers from March onwards reflects the departure of wintering and migratory species to the breeding grounds. At the end of the wintering season, only sedentary or summer breeding species remain on the lake.

Our results show the importance of this wetland as a wintering area for many migratory species and as a nesting site for many other bird species. The high value of this wetland is also demonstrated by the presence of certain species that benefit from national and international legal protection. However, despite its protected status and the important role it plays for the biodiversity it hosts, Lake Tonga faces many unfavourable factors, such as poaching, the development of recreational activities during the breeding season, and the erosion of its catchment area which is gradually contributing to its silting.

Data collected in this study needs to be completed in order to improve our knowledge of the status of certain species yet to be monitored or confirmed because their presence has been reported outside the periods when we observed them during our fieldwork. Conservation efforts are needed for the protection and sustainable management of this ecosystem. In particular, there is a need to monitor the water level in winter so as to preserve wintering areas from flooding, and the lake's drawbridge require repair. In addition, agropastoral installations are needed to avoid the pressure exerted by cattle on the herbaceous vegetation surrounding the lake as many species of birds, such as certain Ardeidae, Charadriidae, and Scolopacidae, were regularly observed on the banks and wet meadows of the lake, either at rest or in search of food.

These findings will serve as a database for future research and contribute to the development of an adequate management plan for the safeguard and preservation of the biodiversity and habitats of this particular ecosystem.

Acknowledgements

We would like to thank all those who participated in this work, especially our friends 'Ali' and Abdesslem Grira of the El Kala National Park, who accompanied and helped us throughout our field investigations. We dedicate this article to the memory of our dear friend and colleague Mrs Bediaf Samra, for her contributions and her passion for ornithology. This study was supported by the Ministry of Higher Education and Scientific Research (MESRS) and the General Directorate for Scientific Research and Technological Development (DGRS-DT). The authors are grateful to the reviewers for their remarks that greatly improved the content of this article.

References

- Athamnia, M., Samraoui, F., Kelailia, B., Rouabah, A., Alfarhan, A. H., Samraoui, B., 2015. Nest-site selection and reproductive success of the Little grebe *Tachybaptus ruficollis* in northeast Algeria. *Ardeola*, 62(1): 113–124, Doi: [10.13157/arla.62.1.2015.113](https://doi.org/10.13157/arla.62.1.2015.113)
- Baaziz, N., Mayache, B., Saheb, M., Bensaci, E., Ounissi, M., Metallaoui, S., Houhamdi, M., 2011. Statut phénologique et reproduction des peuplements d'oiseaux d'eau dans l'éco-complexe de zones humides de Sétif (Hauts plateaux, Est de l'Algérie). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie*, 33(2): 77–87.
- Baziz, N., 2012. Statut et écologie de l'avifaune aquatique de la Sebkhia de Bazer-Sakra (El-Eulma, Sétif): Phénologie et distribution spatio-temporelle. PhD thesis, Université Badji Mokhtar d'Annaba (UBMA), Algeria.
- Bediaf, S., Benmetir, S., Bouchecker, A., Lazli, A., 2020. Diversité de l'avifaune aquatique Hivernante du marais de la mekhada. État actuel et valeur patrimoniale d'un site Ramsar (Nord-est algérien). *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 145(2): 97–118.
- Benmetir, S., Bediaf, S., Bouchecker, A., Gherib, A., Lazli, A., 2020. Données préliminaires sur l'hivernage du Grand Cormoran [*Phalacrocorax carbo* (Linnaeus, 1758)] dans la Numidie orientale (Nord-est algérien). *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 145(2): 155–167.
- Bensaci, E., Saheb, M., Nouidjem, Y., Bouzegag, A., Houhamdi, M., 2013. Biodiversité de l'avifaune aquatique des zones humides sahariennes: cas de la dépression d'Oued Righ (Algérie). *Physio-Géo*, 7: 211–222.
- BirdLife International, 2017a. *Limosa limosa* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2017: e.T22693150A111611637, <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22693150A111611637.en>
- 2017b. *Marmaronetta angustirostris* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2017: e.T22680339A110054350, <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22680339A110054350.en>
- 2017c. *Oxyura leucocephala*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2017: e.T22679814A119403602, <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T22679814A119403602.en>
- 2017d. *Vanellus vanellus* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2017: e.T22693949A111044786, <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22693949A111044786.en>
- 2019a. *Aythya ferina* (amended version of 2017 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019: e.T22680358A155473754, <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN>

- [UK.2019-3.RLTS.T22680373A152620862](https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22680373A152620862)
 – 2019b. *Aythya nyroca*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019: e.T22680373A152620862, <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22680373A152620862>
- Blondel, J., 1969. Méthodes de dénombrements des populations d'oiseaux. In: *Problème d'écologie: l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres*: 97–151 (M. Lamotte, F. Bourlière, Eds.). Ed. Masson, Paris.
- 1975. Les écosystèmes de Camargue. *Courrier de la Nature*, 35: 43–56.
- Bouali, N., Baaloudj, M., Touarfa, I., Houhamdi, I., Maazi, M. C., Houhamdi, M., 2021. Ecology, phenology and wintering behavior of Anatidae in the wetlands of Souk-Ahras (north-eastern Algeria). *Arxius de Miscel·lània Zoològica*, 19: 135–149, Doi: [10.32800/amz.2021.19.0135](https://doi.org/10.32800/amz.2021.19.0135)
- Boudraa, W., Bouslama, B., Houhamdi, M., 2014. Inventaire et écologie des oiseaux d'eau dans le marais de Bousledra (Annaba, Nord-Est de l'Algérie). *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 139: 279–293.
- Boulekhssaim, M., Houhamdi, M., Saheb, M., Samraoui-Chenafi, F., Samraoui, B., 2006a. Breeding and banding of Greater flamingo *Phoenicopterus roseus* in Algeria, *Flamingo*, 14: 21–24.
- Boulekhssaim, M., Houhamdi, M., Samraoui, B., 2006b. Status and diurnal behaviour of the Shelduck *Tadorna tadorna* in the hauts plateaux, Northeast Algeria. *Wildfowl*, 56: 65–78.
- Boumezbeur, A., 1993. Écologie et biologie de la reproduction de l'Érismature à tête blanche *Oxyura leucocephala* et du Fuligule nyroca *Aythya nyroca* sur le Lac Tonga et le Lac des oiseaux, Est algérien. PhD thesis, University of Montpellier, France.
- Bouzid, A., Bouchecker, A., Nedjah, R., Boulkhssaim, M., Ouldjaoui, A., Samraoui, F., Samraoui, B., 2018. Tentatives de reproduction du Flamant rose *Phoenicopterus roseus* dans le Sahara algérien (2007–2017). *Revue des BioRessources*, 8(2): 53–59.
- Bouzid, A., Bouchecker, A., Samraoui, F., Samraoui, B., 2019. Breeding of the Gull-billed Tern in the Sahara and an update on its distribution in Algeria. *Zoology and Ecology*, 29(1): 45–51.
- Chabou, S., Khammar, H., Hadjab, R., Saheb, M., 2020. Avifauna composition of two natural and artificial wetlands in Jijel region of North-eastern Algeria (the Beni Haroun Dam and Redjla Marsh). *Ecology, Environment and Conservation*, 26(4): 1435–1449.
- Daget, Ph., 1979. Espèces indicatrices et leur valeur caractéristique vis-à-vis du milieu. *Nat. Monsp., sér. Bota*: 93–107.
- Elafri, A., Halassi, I., Houhamdi, M., 2016. Diversity patterns and seasonal variation of the waterbird community in Mediterranean wetlands of Northeastern Algeria, *Zoology and Ecology*, 27: 11–18, Doi: [10.1080/21658005.2016.1163865](https://doi.org/10.1080/21658005.2016.1163865)
- Faurie, C., Ferra, C., Medori, P., Devot, J., Hemptienne, J. L., 2003. *Ecologie. Approche scientifique et pratique*, 5ème édition. Edditions TEC & DOC, Paris.
- Gherib, A., 2018. Contribution à l'étude des oiseaux d'eau nicheurs de l'Arboretum du Tonga (Nord-est algérien). PhD thesis, Chadli Bendjedid University, El Tarf, Algeria.
- Gherib, A., Lazli, A., 2016. Aspects of the breeding ecology of three Rallidae species in northeastern Algeria. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 141(4): 155–169.
- 2017. Les oiseaux d'eau nicheurs de l'Arboretum du lac Tonga (Nord-Est Algérien). *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 142: 119–142.
- Guellati, K., Maazi, M. C., Benradia, M., Houhamdi, M., 2014. Le peuplement d'oiseaux d'eau du complexes des zones humides de la Wilaya de Souk-Ahras: état actuel et intérêt patrimonial. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 139: 263–277.
- Guergueb, Y., Bensaci, E., Nouidjem, Y., Zoubiri, A., Kerfouf, A., Houhamdi, M., 2014. Aperçu sur la diversité des oiseaux d'eau du chott el-hodna (Algérie). *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 139: 233–244.
- Halassi, I., Elafri, A., Belhamra, M., Houhamdi, M., 2016. Répartition et abondance de l'Érismature à tête blanche *Oxyura leucocephala* dans les zones humides du nord-est algérien. *Alauda*, 84: 26–34.

- Houhamdi, M., 2002. Ecologie des peuplements aviens du lac des oiseaux: Numidie orientale. PhD thesis, Badji Mokhtar University, Annaba, Algeria.
- Isenmann, P., Moali, A., 2000. *Oiseaux d'Algérie. Birds of Algeria*. Société d'études ornithologiques de France, Paris.
- 2005. Persistance de l'Aigle pomarin *Aquila pomarina* en Algérie. *Alda*, 73: 461–462.
- Lamotte, J., Bourliere, A., 1969. Problèmes d'écologie: l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres. Masson, place of edition???.
- Lazli, A., 2011. Contribution à la connaissance de l'écologie et de la biologie de l'Érismature à tête blanche *Oxyura leucocephala* et du Fuligule nyroca *Aythya nyroca* au Lac Tonga. PhD thesis, Abderrahmane Mira University, Bejaïa, Algeria.
- Lazli, A., Benmetir, S., Beddïaf, S., Mazni, S., Messai, Z., Iboud, T., 2018. L'avifaune aquatique hivernante du Lac Oubeira (Nord–est algérien): état actuel et intérêt patrimonial. *Alda*, 86(2): 95–108.
- Lazli, A., Boumezbeur, A., Moali, A., 2012. Statut et phénologie de la reproduction du Fuligule nyroca *Aythya nyroca* au Lac Tonga (Algérie). *Alda*, 80(3): 219–228.
- Lazli, A., Boumezbeur, A., Moali–Grine, N., Moali, A., 2011a. Évolution de la population nicheuse de l'Érismature à tête blanche *Oxyuraleucocephalasur* le lac Tonga (Algérie). *Revue d'Écologie (la Terre et la Vie)*, 66: 173–181.
- Lazli, A., Boumezbeur, A., Perennou, C., Moali, A., 2011b. Biologie de la reproduction de l'Érismature à tête blanche *Oxyura leucocephala* au lac Tonga (Algérie). *Revue d'Écologie (la Terre et la Vie)*, 66: 255–265.
- Lazli, A., Nouari, I., Chater, N., Moali, A., 2014. Diurnal behaviour of breeding White-headed duck *Oxyura leucocephala* at Lake Tonga, North–east Algeria. *Revue d'Écologie (la Terre et la Vie)*, 69: 131–141.
- Ledant, J. P., Jacob, J. P., Jacob, P., Malher, F., Ochando, B., Roche, J., 1981. Mise à jour de l'avifaune Algérienne. *Le Gerfaut*, 71: 295–398.
- Legendre, P., Legendre, L., 1979. *Écologie numérique: la structure des données écologiques*, Tome 2. Masson, Paris.
- Lindström, Å., Piersma, T., 1993. Mass changes in migrating birds: the evidence for fat and protein storage re-examined. *Ibis*, 135(1): 70–78, Doi: [10.1111/j.1474-919X.1993.tb02811.x](https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1993.tb02811.x)
- Loucif, K., Bara, M., Grira, A., Maazi, M. C., Hamli, A., Houhamdi, M., 2020. Ecology of avian settlements in Lake Tonga (Northeast Algeria). *Zoodiversity*, 54(4): 275–284, Doi [10.15407/zoo2020.04.275](https://doi.org/10.15407/zoo2020.04.275)
- Mayache, B., 2008. Inventaire et étude écologique de l'avifaune aquatique de l'eco-complexe de zones humides de Jijel (Algérie). PhD thesis, Université de Badji Mokhtar, Annaba, Algeria.
- Mecif, F., Bouchecker, A., Lazli, A., 2020. Biologie de la reproduction du Grèbe huppé *Podiceps cristatus* au Lac Tonga (Nord–est algérien). *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 145(3): 225–246.
- Menasria, B., Lazli, A., 2017. Quelques aspects de la sélection de l'habitat par l'Érismature à tête blanche *Oxyura leucocephalasur* le Lac Tonga. *Alda*, 85(4): 283–294.
- Meniaia, Z., Samraoui, F., Alfarhan, A. H., Samraoui, B., 2014. Nest-site selection, breeding success and brood parasitism in the common moorhen *Gallinula chloropus* in Algeria. *Zoology and Ecology*, 24: 305–313.
- Metallaoui, S., Houhamdi, M., 2008. Données préliminaires sur l'avifaune aquatique de la Garaet Hadj Tahar (Skikda, Nord Est algérien). *African Bird Club Bulletin*, 15(1): 71–76.
- 2010. Biodiversité et écologie de l'avifaune aquatique hivernante dans Garaet Hadj–Tahar (Skikda, Nord–Est de l'Algérie). *Hydroécologie Appliquée*, 17: 1–16, Doi: [10.1051/hydro/2010002](https://doi.org/10.1051/hydro/2010002)
- PNEK, 2011. *Plan Directeur de Gestion des Sites Ramsar du Parc. Phase 2: Evaluation et interprétation des données*. UNESCO, Paris.
- Rizi, H., Rouag, R., Ziane, N., 2019. Phénologie de l'hivernage et budget d'activités diurnes du Fuligule nyroca (*Aythya nyroca* Gùldenstàdt, 1770) au Lac Tonga (Nord–est algérien).

- Bulletin de la Société Zoologique de France*, 144(3): 147–153.
- Rouibi, A., Zitouni, A., Tahar, A., Houhamdi, M., 2013. Breeding Ecology of the Great Crested Grebe (*Podiceps cristatus*) in Tonga Lake (Northeast Algeria). *European Journal of Scientific Research*, 100(3): 534–541.
- Saheb, M., Boulekhssaim, M., Ouldjaoui, A., Houhamdi, M., Samraoui, B., 2006. Sur la nidification du Flamant rose *Phoenicopterus roseus* en 2003 et 2004 en Algérie. *Alauda*, 74(3): 368–371.
- Samraoui, F., Alfathan, A. H., Samraoui, B., 2013. Status and breeding ecology of the Common Moorhen *Gallinula chloropus* in Algeria. *Ostrich*, 84(2): 137–144.
- Samraoui, F., Alfathan, A. H., Al-Rasheid, K., Samraoui, B., 2011. An appraisal of the status and distribution of waterbirds of Algeria: indicators of global changes? *Ardeola*, 58(1): 137–163.
- Samraoui, B., Ouldjaoui, A., Boulakhssaim, M., Houhamdi, M., Saheb, M., Béchet, A., 2006. The first recorded reproduction of the Greater Flamingo *Phoenicopterus roseus* in Algeria: behavioural and ecological aspects. *Ostrich*, 77(3–4): 153–159.
- Samraoui, F., Samraoui, B., 2007. The Reproductive Ecology of the Common Coot (*Fulica atra*) in the Hauts Plateaux, Northeast Algeria. *Waterbirds*, 30(1): 133–139.
- Seddik, S., Bouaguel, L., Bougoudjil, S., Maazi, M. C., Saheb, M., Metallaoui, S., Houhamdi, M., 2012. L'avifaune aquatique de la Garaet de Timerganine et des zones humides des Hauts Plateaux de l'Est algérien. *African Bird Club Bulletin*, 19(1): 25–32.
- Seddik, S., Maazi, M. C., Hafid, H., Saheb, M., Mayache, B., Houhamdi, M., 2010. Statut et écologie des peuplements Laro–Limicoles et Echassiers dans les zones humides des hauts plateaux de l'Est de l'Algérie. *Bulletin de l'Institut Scientifique de Rabat*, 32(2): 111–118.
- Stevenson, A. C., Skinner, J., Hollis, G. E., Smart, M., 1988. The El Kala National Park and environs, Algeria : An ecological evaluation. *Environmental Conservation*, 15: 335–348.
- Tamisier, A., Dehorter, O., 1999. *Camargue: Canard et Foulques. Fonctionnement d'un prestigieux quartier d'hiver*. Centre Ornithologique du Gard, Nîmes.