

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE & POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR & DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE



UNIVERSITE DJILLALI LIABES
FACULTE DES SCIENCES
DE LA NATURE ET DE LA VIE
SIDI BEL ABBES

THESE DE DOCTORAT EN SCIENCES

Présentée par

M^{me} EL BADAoui Naima ép. Belkhir

Spécialité : Sciences Biologiques

Option : Santé et environnement

Intitulé

**ETUDE DE L'ETAT TROPHIQUE
ET ECO-TOXICOLOGIQUE D'UN MILIEU LIMNIQUE :
CAS DU LAC SIDI M'HAMED BENALI (OUEST ALGERIEN).**

Soutenue le : 16 Mars 2016, *devant le jury composé de* :

Président :	Pr. Soraya MOULESSEHOUL	(U.D.L. de Sidi Bel Abbès)
Examinatrice :	Pr. Touria ZAHZEH	(U.D.L. de Sidi Bel Abbès)
Examineur :	Pr. Abdelkader AOUES	(Université Es Senia, Oran)
Examineur :	Dr. Omar KHARoubI	(Université Es Senia, Oran)
Encadreur :	Pr. Youcef AMAR	(U.D.L. de Sidi Bel Abbès)
Co-encadreur :	Pr. Zitouni BOUTIBA	(Université Es Senia, Oran)

Année universitaire 2015-2016

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

فَلَا أُقْسِمُ بِمَا تُبْصِرُونَ ﴿٣٨﴾ وَمَا لَا تُبْصِرُونَ ﴿٣٩﴾

سورة الحاقة:

Remerciements

Je tiens tout d'abord à exprimer mes chaleureux remerciements au Pr. AMAR Y. Qui a su me guider et me faire plonger dans un monde de recherche passionnant ; pour ses précieux conseils, ses orientations et ses critiques constructives.

Je remercie également Pr BOUTIBA Z. d'avoir accepté de co-encadrer ce travail et son aide précieuse.

Je remercie vivement Pr. MOULESSEHOUL S. Qui m'a fait l'honneur de juger ce travail et de présider ce jury. Qu'il soit assuré de ma respectueuse gratitude.

Ma gratitude, s'adresse aussi au Pr. ZAHZEH T. pour avoir accepté d'examiner ce travail.

Je remercie également Pr. AOUES A. Pour avoir accepté d'examiner ce travail.

Je remercie également Dr. KHAROUBI O. Pour avoir accepté d'examiner ce travail.

Je remercie vivement le Pr. THOME J-P. pour m'avoir accepté au sein de son laboratoire de recherche « Laboratoire d'Ecologie Animale et d'Ecotoxicologie » à l'Université de Liège (Belgique) ainsi qu'à sa grande sympathie et disponibilité.

Je tiens ainsi à remercier chaleureusement Dr. JUSTO JOAQUIM C. pour son encadrement, ses riches orientations, et la confiance manifeste, elle n'a pas hésité malgré ses charges de travail à m'accorder beaucoup de son temps.

Une mention particulière doit être adressée aux Pr. DJAHED B. et Dr CHENNI F.Z. pour leur aide précieuse qu'ils m'ont apporté durant mon parcours lors de la réalisation de ce travail.

Mon remerciement revient également à Mme BELAGHONE, chef laboratoire d'analyse de l'A.D.E. de S.B.A et Mr. MEKAMANE A., sous-directeur de l'ENIE de S.B.A. qui m'ont permis de réaliser les analyses de mes échantillons au sein de leurs laboratoires.

Je remercie également mon mari BELKACEM pour son soutien moral, sa patience, sa gentillesse et son esprit scientifique d'une grande finesse. Ainsi pour son aide précieuse qu'il m'a apporté lors de la réalisation de ce travail.

ملخص

هذه الدراسة هي الهدف الذي يتيح لنا تحديد عدة مستويات التلوث لتقييم الوضع التغذوي، والسمية البيئية لبحيرة سيدي امحمد بن علي. تحاليل العوامل الفيزيوكيميائية للمياه، ودراسة العوالق الحيوانية، وتحقيق اختبار السمية الحدة بالنسبة لـ *ماجنا ستراروس* وأيضا مراقبة التلوث ومعرفة الملوثات المجهرية والمبيدات الحيوية التي تراكم في السمك، وجهتنا نحو دراسة شاملة لوضع البحيرة.

أظهرت نتائج التحاليل الفيزيوكيميائية تقلب الشهري والموسمي واضح مع وجود بعض المواد السامة مثل Ni، Cr و CN⁻. تظهر قيم التوصيل الكهربائي والبيكربونات، أن المياه عسرة، وثانيا، انها تحتوي على الخصوبة الشديدة والإنتاجية وخاصة في فصلي الربيع والصيف. تحليل ثراء الأنواع للعينات سمحت لنا بالتعرف على 50 صنف من الروتيفر وقشريات الكلاوسيران، مما ساهم في إضافة التنوع البيولوجي لهذا الخزان. الغالبية العظمى من الروتيفر التي تم تحديدها تنتمي لـ *oligomesosaprobic* إلى *betamesosaprobic*، مشيرا إلى أن المياه قليلا إلى متوسطة التلوث. وجود أنواع من *Brachionidae*، *Bosminidae*، *Daphnidae* و *Chydoreidae* يشير إلى التلوث الجرثومي مع التنمية المكثفة من العوالق النباتية، وخصوصا خلال الفترة الجافة. اما التحليل الإحصائي أظهر وجود علاقة ذات دلالة إحصائية بين غالبية العوامل الفيزيوكيميائية للمياه وكذلك أثبتت أن تنظيم كمية العوالق الحيوانية يحكم بشكل جيد من قبل العوامل غير الحيوية وفقا لنتائج في اختبار الجمود فان CE_{20} -48 سا يساوي 100٪، وتدل على ان قدرة تحمل الكائنات المجربة من 80 الى 90 ٪. وأظهرت التحليلات الكروماتوغرافيا أن أسماك البحيرة تراكم الملوثات الدقيقة والمبيدات اين التركيزات هي أقل من قيم الدليل إلا DDTs الإجمالي الذي سجل أعلى من قيم الدليل. تم تسجيل مستوى عاليا جدا لهذه الملوثات بالمقارنة مع الأنواع البلجيكية المختبرة. هذه الملوثات في البحيرة هي من المناطق الحضرية و/ أو الزراعية. لثنائي الفينيل متعدد الكلور والبروم قد يكون أيضا بسبب ترسب الجوي.

في ضوء هذه النتائج، فإننا نستنتج أن بحيرة سيدي امحمد بن علي تتعرض للتلوث من مصادر مختلفة. لقد حان الوقت للتفكير في المحافظة على هذه البيئة لحماية حياة الحيوانات المائية لتحقيق التنمية المستدامة

كلمات البحث: بحيرة سيدي امحمد بن علي، العوامل الفيزيوكيميائية، العوالق الحيوانية، اختبار الجمود، السمك، التلوث.

ABSTRACT

This study is a goal that allows us to identify several levels of contamination to assess the trophic status and eco-toxicological lake Sidi M'Hamed Benali. The analyzes of the physicochemical parameters of the water, the study of zooplankton, achieving acute toxicity test for *Daphnia magna straus* and thus the control of micropollutants bioaccumulated by fish, we moving towards a comprehensive study of the situation of this lake.

The results of physicochemical analyzes showed a monthly and seasonal fluctuations with well-defined presence of certain toxic substances such as Cr, Ni and CN^- . The values of the electrical conductivity and baking show firstly, that the water is hard, and secondly, it has an intense fertility and productivity especially in springs and summer. The analysis of species richness samples allowed us to identify 50 taxa of rotifers and cladocerans, which is an additional contribution biodiversity of this lake. The majority of identified rotifers belongs to oligomesosaprobic to betamesosaprobic medium, indicating that the water is slightly to moderately polluted. Species presence of Brachionidae, Bosminidae, Daphnidae and Chydoreidae indicates bacterial contamination with the intensive development of phytoplankton, especially during dry periods. Statistical analysis showed a significant correlation between the majorities of the physicochemical parameters as well, quantitative zooplankton organization that has proven to be well governed by certain abiotic factors.

According to the results in immobility test, the $\text{CE}_{20-48\text{h}}$ is 100%, which shows a tolerance of the species tested is 80 to 90%. The chromatographic analyzes showed that fish from Lake accumulate micropollutants and pesticides in concentrations lower than the guide values except DDTs. These contents in pollutants are very high compared to Belgian species we tested. These pollutants in the lake are from urban and/or agricultural. For PCBs and PBDEs may also be due to atmospheric deposition.

In light of these results, we conclude that the Sidi M'Hamed Benali Lake is exposed to pollution from various sources. It is time to think about saving this environment to protect aquatic wildlife for sustainable development.

Keywords : Sidi M'Hamed Benali Lake, Physicochemical Parameters, Zooplankton, Fishs, Pollution.

RESUME

Cette étude vise un objectif qui nous permet de mettre en évidence plusieurs niveaux de contamination afin d'évaluer l'état trophique et éco-toxicologique du lac Sidi M'Hamed Benali. Les analyses des paramètres physicochimiques de l'eau, l'étude du zooplancton, la réalisation de test de toxicité aigüe vis-à-vis *Daphnia magna straus* et ainsi le contrôle des micropolluants bioaccumulés par poissons, nous orientent vers une étude complète de la situation de ce lac.

Les résultats des analyses physicochimiques révèlent une fluctuation mensuelle et saisonnière bien définie avec une présence de certaines substances toxiques tel le Ni, le Cr et le CN⁻. Les valeurs de la conductivité électrique et de bicarbonate montrent d'une part, que l'eau est dure et d'autre part, elle présente une fertilité et une productivité intense en particulier en période printanière et estivale. L'analyse de la richesse spécifique des échantillons nous a permis de répertorier 50 taxons de rotifères et cladocères, ce qui constitue un apport supplémentaire en matière de biodiversité de ce lac. La majorité des rotifères recensés appartient au milieu oligomesosaprobic à betamesosaprobic, ce qui indique que l'eau est légèrement au modérément polluée. La présence des espèces de Brachionidae, Bosminidae, Daphnidae et Chydoreidae indique une contamination bactérienne avec le développement intense de phytoplanctons, en particulier en période sèche. L'analyse statistique a montré une corrélation significative entre la majorité des paramètres physicochimiques de l'eau ainsi, une organisation quantitative des zooplanctons qui s'est avérée être bien gouvernée par certains facteurs abiotiques. Selon les résultats du test d'immobilité, la CE_{20-48h} est de 100% ce qui montre une tolérance des espèces testées est de 80 à 90%. Les analyses chromatographiques ont montré que les poissons du lac accumulent des micropolluants et pesticides dont les concentrations sont inférieures aux valeurs guides à l'exception de DDTs global qui a enregistré des teneurs supérieures à la norme. Les teneurs en ces polluants enregistrées sont très élevées comparativement aux espèces belges que nous avons testées. Ces polluants dans le lac sont d'origine urbaine et/ou agricole. Pour les PCBs et PBDEs peut être due également à des dépositions atmosphériques.

A la lumière de ces résultats, nous déduisons que le lac Sidi M'Hamed Benali est exposé à la pollution de diverses origines. Il est temps de penser à la sauvegarde de ce milieu afin de préserver la faune aquatique pour un développement durable.

Mots clés : Lac Sidi M'Hamed Benali, Paramètres physicochimiques, Zooplancton, Test d'immobilité, Poissons, Pollution.

TABLE DES MATIERES

LISTE DES ABREVIATIONS

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES FIGURES

INTRODUCTION GENERALE 1

PARTIE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I : Généralités sur les lacs	5
1. Définition des lacs	5
2. Caractéristiques générales d'un lac	6
2.1 Caractéristiques physiques	6
2.1.1 Morphométrie	6
2.1.2 Température	6
2.1.3 Lumière	7
2.1.4 Transparence de l'eau	8
2.1.5 Tension superficielle	8
2.1.6 Courant	8
2.1.7 Vent	8
2.2 Caractéristiques chimiques	9
2.2.1 Potentiel d'hydrogène	9
2.2.2 Conductivité électrique	9
2.2.3 Turbidité	9
2.2.4 Chlorures	10
2.2.5 Oxygène dissous	10
2.2.6 Phosphore et phosphates	11
2.2.7 Matières en suspension	12
2.2.8 Matières organiques	12
2.2.9 Salinité	13
2.2.10 Sulfates	13
2.2.11 Couleur	13
2.2.12 Composés azotés	13
2.2.13 Calcium	14

2.2.14 Magnésium	15
2.2.15 Cyanure	15
2.2.16 Teneurs en éléments métalliques	15
2.3 Caractéristiques biologiques	16
3. Etat trophique et fonctionnement de réseau trophique	17
3.1 Lacs oligotrophes	17
3.2 Lacs eutrophes	17
3.3 Lacs mésotrophes	18
3.4 Lacs dystrophes	18
4. Productivité des lacs	19
4.1 Productivité primaire	19
4.2 Productivité secondaire	20
5. Variations saisonnières des lacs	20
6. Pollution des eaux douces	21
6.1 Pollution biologique	21
6.1.1 Pollution par des organismes libres	21
6.1.2 Pollution microbiologique	22
6.1.3 Pollution par des matières organiques fermentescibles	22
6.2 Pollution chimique	22
6.2.1 Pollution par les pluies acides	23
6.2.2 Pollution par des métaux lourds	23
6.2.3 Pollution par des sels minéraux nutritifs	24
6.2.4 Pollution par des substances organiques de synthèse	24
6.2.4.1 Détergents	24
6.2.4.2 Pesticides	25
6.2.4.2.1 Polychlorobiphenyles	25
6.2.4.2.2 Polybromodiphényléthers	26
6.2.4.2.3 Dichlorodiphényltrichloroéthane	27
6.2.4.2.4 Lindane	28
6.3 Signes caractéristiques de la pollution	29
6.3.1 Signes physiques	29
6.3.2 Signes chimiques	29
6.3.3 Signes biologiques	29
7. Méthodes d'évaluation des eaux lacustres	29

CHAPITRE II : Présentation du lac Sidi M'Hamed Benali	31
1. Historique du lac	31
2. Position géographique	31
3. Climatologie	32
4. Faune et flore du lac	32
5. Impact de l'environnement rural et urbain sur le lac	33
6. Lâchers de poissons effectués au sein du lac	34

PARTIE II : PARTIE EXPERIMENTALE

CHAPITRE I : Etude climatique de la période d'étude	35
1. Température de l'air	35
2. Précipitation	36
3. Humidité relative	36
4. Vent	37
5. Evaporation	38
CHAPITRE II: Etude des paramètres physicochimiques du lac Sidi M'Hamed Benali	39
1. Choix et description des stations d'étude	39
2. Technique de prélèvement pour des analyses physicochimiques	40
3. Méthodes et techniques d'analyses physicochimiques des eaux	40
4. Traitements statistiques des données	40
5. Résultats et discussion des paramètres physicochimiques	41
5.1 Etude spatiotemporelle des paramètres physicochimiques	41
5.1.1 Température	41
5.1.2 Potentiel d'hydrogène	42
5.1.3 Conductivité électrique	44
5.1.4 Salinité	45
5.1.5 Oxygène dissous	46
5.1.6 Chlorure	47
5.1.7 Dureté totale, calcique et magnésienne	48
5.1.8 Nitrates	51
5.1.9 Nitrites	52
5.1.10 Turbidité	53
5.1.11 Total des solides dissous	54
5.1.12 Carbonates et Bicarbonates	56

5.1.13 Chlore libre	57
5.1.14 Sulfate	58
5.1.15 Orthophosphates	60
5.1.16 Couleur	61
5.1.17 Cyanure	62
5.1.18 Eléments métalliques en traces	63
5.1.18.1 Fer total	63
5.1.18.2 Chrome	64
5.1.18.3 Cuivre	66
5.1.18.4 Nickel	67
5.1.18.5 Zinc	68
5.2 Variation saisonnière des paramètres physicochimiques	70
5.3 Analyse de corrélation entre les paramètres physicochimiques de l'eau	75
CHAPITRE III : Evaluation de la qualité biologique du lac Sidi M'Hamed Benali	77
1. Etudes des zooplanctons du lac Sidi M'Hamed Benali	78
1.1 Technique de prélèvement et conditionnement des échantillons de zooplanctons	78
1.2 Méthode d'étude des zooplanctons	78
1.2.1 Identification des rotifères et des cladocères	78
1.2.2 Utilisation des rotifères comme bioindicateurs	78
1.3 Traitements statistiques des données	80
1.4 Résultats et discussion de l'étude zooplanctonique	80
1.4.1 Composition spécifique et structure des communautés	80
1.4.2 Evolution spatiotemporelle du zooplancton	82
1.4.3 Évaluation de l'état trophique du lac	88
1.4.3.1 Évaluation de qualité biologique de l'eau en utilisant les rotifères	98
1.4.3.2 Évaluation de qualité biologique de l'eau en utilisant les cladocères	91
1.4.4 Analyse de corrélation entre l'occurrence de zooplanctons et les teneurs en physicochimies de l'eau du lac	92
1.4.5 Nouveaux taxons identifiés	93
2. Test de toxicité aiguë sur <i>Daphnia magna straus</i>	94
2.1. Technique de prélèvement, de stockage et de transport des échantillons pour le test éco-toxicologique	94
2.2 Choix du test et d'espèces utilisées dans les bioessais	94
2.3 Méthodes et techniques d'analyses	96
2.4 Lecture des résultats	97

2.5 Expression des résultats et méthode de calcul	97
2.6 Résultats et discussion de test de toxicité aiguë vis-à-vis <i>Daphnia magna straus</i>	98
2.6.1 Résultats et discussion des paramètres physicochimiques	98
2.6.2 Taux de CE ₅₀ -24h d'exposition de <i>Daphnia magna straus</i> au K ₂ Cr ₂ O ₇	99
2.6.3 Taux de CE _(50/20) -24h et 48h d'exposition aux eaux des trois stations du lac	100
CHAPITRE IV : Etude de contamination en micropolluants de poissons et crevettes	104
1. Méthodes de prélèvement et traitement des espèces à analyser	104
1.1 Méthodes de prélèvement et traitement de poissons du lac Sidi M'Hamed Benali	104
1.2 Méthodes de prélèvement et traitement de poissons et crevettes de Belgique	104
2. Méthodes et techniques d'analyses des micropolluants des espèces à analyser	105
2.1 Extraction des lipides	105
2.1.1 Extraction par l'Accelerated Solvant Extractor	105
2.1.2 Evaporation de l'extrait par TURBOVAP	106
2.2 Reprise des extraits de lipides à purifier	107
2.2.1 Reprise des échantillons	107
2.2.2 Clean-up acide pour pesticides	107
2.2.3 Clean-up Florisil pour pesticides et chlordecone	107
2.3 Analyse chromatographique par GC-ECD et quantification	108
2.4 Confirmation des identifications en GC-MS	109
3. Résultats et discussion des micropolluants dans les espèces à analyser	110
3.1 Résultats et discussion des analyses de polychlorobiphényles	110
3.2 Résultats et discussion d'analyse de polybromodiphényléther- 47	115
3.3 Résultats et discussion d'analyses des pesticides	116
3.4 Détermination des micropolluants par GC-MS	119
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	121
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	
ANNEXES	
ARTICLE	

LISTE DES ABREVIATIONS

- ASE** : Accelerated Solvant Extractor
- CE** : Conductivité électrique
- CE₂₀** : Concentration Efficace qui affecte 20% de la population
- CE₅₀** : Concentration Efficace qui affecte 50% de la population
- DDE** : Dichlorodiphényldichloroéthylène
- DDT** : Dichlorodiphényltrichloroéthane
- DT** : Dureté totale
- GC-ECD** : Gas Chromatography Electrons Capture Detector
- GC-MS** : Gas Chromatography Mass Spectrometry
- HCH** : Hexachlorocyclohexane
- JORA** : Journal Officielle de la République Algérienne
- Kpa** : Kilopascals
- O.N.M** : Office National de la Météorologie
- Occur** : Occurrence
- OD** : Oxygène dessous
- OMS** : Organisation Mondiale de la Santé
- PBDE** : Polybromodiphényléther
- PCB** : Polychlorobiphenyle
- PF** : Poids frais
- PL** : Poids lipidique
- Psi** : Pound-force per Square Inch
- S** : Station
- SMB** : Sidi M'Hamed Benali
- t** : Tours
- TDS** : Total dissolved solids (Taux de Solides Dissous)
- UCA** : Unité de couleur
- UNT** : Unités Néphélométriques de Turbidité
- UT** : Unité Toxique

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Relation entre la conductivité et la minéralisation.

Tableau 2 : Caractéristiques des lacs oligotrophes et eutrophes.

Tableau 3 : Congénères de PBDEs souvent utilisés lors des études de contamination.

Tableau 4 : Faune du lac SMB.

Tableau 5 : Flore du lac SMB.

Tableau 6 : Produits phytosanitaires et fertilisants utilisés dans les fermes qui entourent le lac SMB.

Tableau 7 : Empoisonnement au sein du lac SMB (2001-2015).

Tableau 8 : Statistiques descriptives des paramètres physicochimiques de l'eau pour les cinq saisons de la période d'investigation.

Tableau 9 : Corrélation de Pearson entre les différents paramètres physicochimiques de l'eau du lac SMB.

Tableau 10: Classification des espèces suivant Sladeczek (1966).

Tableau 11 : Liste faunistique des espèces de rotifères et de cladocères échantillonnées dans le lac SMB de Mars 2011 à Aout 2012.

Tableau 12 : Répartition et la fréquence d'apparition des espèces de rotifères et de cladocères échantillonnées dans le lac SMB de Mars 2011 à Aout 2012.

Tableau 13 : Illustration de l'index saprobique des rotifères répertoriés dans le lac SMB pendant la période d'investigation.

Tableau 14 : Corrélation de Pearson entre l'occurrence de zooplanctons et les teneurs en physicochimies de l'eau du lac SMB.

Tableau 15 : Matrice des probabilités de Bonferroni de l'occurrence de zooplanctons et les paramètres abiotiques du lac SMB.

Tableau 16 : Critères généraux de faisabilité de test retenu en comparaison avec d'autres tests.

Tableau 17 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques de l'eau des trois stations à tester.

Tableau 18 : Classification de la qualité éco-toxicologique.

Tableau 19 : Micropolluants dans les échantillons de poissons et crevettes identifiés par GC-MS.

Tableaux de l'annexe 1 :

Tableau 1 : Les 209 congénères de PCB désignés selon la nomenclature systématique.

Tableau 2 : Composition de HCH technique.

Tableaux de l'annexe 4 :

Tableau 1 : Récapitulation des conditions recommandées par le groupe Méthodologie-Ecotox pour les tests éco-toxicologiques.

Tableau 2 : Composition minérale de l'eau de Lalla Khedidja.

LISTE DES FIGURES

- Fig. 1** : Variation mensuelle des températures aériennes moyennes enregistrées en 2011 et 2012.
- Fig. 2** : Variation mensuelle des cumuls moyens des précipitations enregistrées en 2011 et 2012.
- Fig. 3** : Variation mensuelle de l'humidité relative moyenne enregistrée en 2011 et 2012.
- Fig. 4** : Variation mensuelle des vitesses du vent moyennes enregistrées en 2011 et 2012.
- Fig. 5** : Variation mensuelle d'évaporation moyenne enregistrée en 2011 et 2012.
- Fig. 6** : Sites d'échantillonnage d'eau et de zooplancton du lac SMB.
- Fig. 7a** : Variation spatiotemporelle de la température pendant la période d'investigation.
- Fig. 7b** : Variation mensuelle moyenne de la température pendant la période d'investigation.
- Fig. 8a** : Variation spatiotemporelle du pH pendant la période d'investigation.
- Fig. 8b** : Variation mensuelle moyenne du pH pendant la période d'investigation.
- Fig. 9a** : Variation spatiotemporelle de la conductivité électrique pendant la période d'investigation.
- Fig. 9b** : Variation mensuelle moyenne de la conductivité électrique pendant la période d'investigation.
- Fig. 10a** : Variation spatiotemporelle de la salinité pendant la période d'investigation.
- Fig. 10b** : Variation mensuelle moyenne de la salinité pendant la période d'investigation.
- Fig. 11a** : Variation spatiotemporelle de l'oxygène dissous pendant la période d'investigation.
- Fig. 11b** : Variation mensuelle moyenne de l'oxygène dissous pendant la période d'investigation.
- Fig. 12a** : Variation spatiotemporelle de chlorure pendant la période d'investigation.
- Fig. 12b** : Variation mensuelle moyenne de chlorure pendant la période d'investigation.
- Fig. 13a** : Variation spatiotemporelle de la dureté totale pendant la période d'investigation.
- Fig. 13b** : Variation mensuelle moyenne de la dureté totale, la dureté calcique et la dureté magnésienne pendant la période d'investigation.
- Fig. 13c** : Variation spatiotemporelle de la dureté calcique pendant la période d'investigation.
- Fig. 13d** : Variation spatiotemporelle de la dureté magnésienne pendant la période d'investigation.
- Fig. 14a** : Variation spatiotemporelle de nitrate pendant la période d'investigation.
- Fig. 14b** : Variation mensuelle moyenne de nitrate pendant la période d'investigation.

- Fig. 15a** : Variation spatiotemporelle de nitrite pendant la période d'investigation.
- Fig. 15b** : Variation mensuelle moyenne de nitrite pendant la période d'investigation.
- Fig. 16a** : Variation spatiotemporelle de la turbidité pendant la période d'investigation.
- Fig. 16b** : Variation mensuelle moyenne de la turbidité pendant la période d'investigation.
- Fig. 17a** : Variation spatiotemporelle du total des solides dissous pendant la période d'investigation.
- Fig. 17b** : Variation mensuelle moyenne du total des solides dissous pendant la période d'investigation.
- Fig. 18a** : Variation spatiotemporelle des carbonates pendant la période d'investigation.
- Fig. 18b** : Variation spatiotemporelle des bicarbonates pendant la période d'investigation.
- Fig. 18c** : Variation mensuelle moyenne des carbonates et bicarbonates pendant la période d'investigation.
- Fig. 19a** : Variation spatiotemporelle du chlore libre pendant la période d'investigation.
- Fig. 19b** : Variation mensuelle moyenne du chlore libre pendant la période d'investigation.
- Fig. 20a** : Variation spatiotemporelle du sulfate pendant la période d'investigation.
- Fig. 20b** : Variation mensuelle moyenne du sulfate pendant la période d'investigation.
- Fig. 21a** : Variation spatiotemporelle des orthophosphates pendant la période d'investigation.
- Fig. 21b** : Variation mensuelle moyenne des orthophosphates pendant la période d'investigation.
- Fig. 22a** : Variation spatiotemporelle de la couleur pendant la période d'investigation.
- Fig. 22b** : Variation mensuelle moyenne de la couleur pendant la période d'investigation.
- Fig. 23a** : Variation spatiotemporelle du cyanure pendant la période d'investigation.
- Fig. 23b** : Variation mensuelle moyenne du cyanure pendant la période d'investigation.
- Fig. 24a** : Variation spatiotemporelle du fer pendant la période d'investigation.
- Fig. 24b** : Variation mensuelle moyenne du fer pendant la période d'investigation.
- Fig. 25a** : Variation spatiotemporelle du chrome pendant la période d'investigation.
- Fig. 25b** : Variation mensuelle moyenne du Chrome pendant la période d'investigation.
- Fig. 26a** : Variation spatiotemporelle du cuivre pendant la période d'investigation.
- Fig. 26b** : Variation mensuelle moyenne du cuivre pendant la période d'investigation.
- Fig. 27a** : Variation spatiotemporelle du nickel pendant la période d'investigation.
- Fig. 27b** : Variation mensuelle moyenne du nickel pendant la période d'investigation.
- Fig. 28a** : Variation spatiotemporelle du zinc pendant la période d'investigation.

- Fig. 28b** : Variation mensuelle moyenne du zinc pendant la période d'investigation.
- Fig. 29** : Filet à plancton de 55 µm utilisé dans les prélèvements.
- Fig. 30** : Variation temporelle de la richesse spécifique totale en taxons (rotifères et cladocères) de la période de prélèvement dans le lac SMB.
- Fig. 31** : Richesse spécifique totale mensuelle de rotifères et cladocères pendant la période de prélèvement dans le lac SMB.
- Fig. 32** : Répartition des espèces de rotifères en fonction de l'indice saprobique.
- Fig. 33** : Variation temporelle de l'indice saprobic durant la période d'investigation.
- Fig. 34** : (a) Photo de *Daphnia magna*, femelle adulte. (b). Anatomie de *Daphnia magna*.
- Fig. 35a** : Taux d'immobilité après 24h d'exposition de *Daphnia magna straus* au $K_2Cr_2O_7$.
- Fig. 35b** : Taux d'immobilité des daphnies après 24 h d'exposition en fonction de la concentration du toxique de référence de $K_2Cr_2O_7$.
- Fig. 36a** : Evolution de l'immobilité de *Daphnia magna straus* après 48h d'exposition pour les différentes stations.
- Fig. 36b** : Inhibition de la mobilité de *Daphnia magna straus* en fonction de l'apport en eau (% v/v) après 48h d'exposition.
- Fig. 37** : Niveau de contamination des échantillons à analyser par des congénères traceurs de PCBs (ng/g de PF.).
- Fig. 38**. Concentrations globales des différents congénères de PCBs, exprimées en ng/g PF. pour la somme des 7 et des 6 congénères traceurs.
- Fig. 39** : Niveau de contamination des échantillons à analyser par des congénères traceurs de PCBs (ng/g de PL.).
- Fig. 40** : Concentrations globales des différents congénères de PCBs, exprimées en ng/g PL. pour la somme des 6 congénères traceurs.
- Fig. 41** : Niveau de contamination des échantillons analysés par le congénère BDE-47 (ng/g PF.).
- Fig. 42** : Niveau de contamination des échantillons par le Lindane.
- Fig. 43** : Niveau de contamination des échantillons par le pp'DDE.
- Fig. 44** : Niveau de contamination des échantillons par le DDT.
- Figures de l'annexe 1 :**
- Fig. 1** : Structure générale des PCB.
- Fig. 2** : Structure générale des PBDE.
- Fig. 3** : Structure générale du DDT.

INTRODUCTION GENERALE

L'eau est un élément indispensable à la vie et revêt de l'importance pour d'innombrables activités humaines. Elle peut être rare à certains endroits, comme les zones arides et semi-arides, ou encore d'une qualité médiocre à d'autres endroits. Cet élément vital mérite une attention toute particulière, étant donné qu'elle peut être altérée et sérieusement menacée par les processus naturels (processus d'altération, taux de précipitation, l'érosion des sols) et par l'activité anthropique (Roy *et al.*, 2014). Cette dernière est la première responsable des perturbations de la qualité physicochimique et des changements profonds de la flore et de la faune aquatiques impliquant inmanquablement des impacts sur l'équilibre des écosystèmes dans leur ensemble. Ainsi, elles génèrent des éléments polluants qui altèrent les usages de l'eau (captage de l'eau, baignad, etc.) et des toxiques entrent dans les chaînes alimentaires et perturbent les cycles naturels. Selon Marneffe (2003) et Djahed (2008), l'impact des pollutions se manifeste aussi bien au niveau des organismes (mortalité, reproduction, activités biochimiques) que des populations et des communautés (biodiversité). La caractérisation de cet impact sur les organismes et sur les communautés permet leur utilisation comme bioindicateurs. Ces derniers peuvent appartenir à de nombreux groupes d'organismes (bactéries, champignons, algues, protozoaires, rotifères, cladocères, insectes, crustacés, mollusques, annélides, poissons, phytoplanctons, etc.) (Sladeczek, 1973 ; Herricks et Cairns, 1982 ; De Pauw *et al.*, 1992 ; Remazzi et Chiaudani, 1992).

Les organismes zooplanctoniques sont utilisés par de nombreux auteurs (Gannon et Stemberger, 1978 ; Sladeczek, 1983 ; Berzins et Pejler, 1989 ; Siegfried *et al.*, 1989 ; Marneffe *et al.*, 1996a ; Marneffe *et al.*, 1996b ; Zébazé *et al.*, 2005 ; Dulic *et al.*, 2009). Certains cladocères comme *Bosmina longirostris* et *Chydorus sphaericus* sont communément utilisés comme indicateurs de conditions eutrophes (Gannon et Stemberger, 1978). Les rotifères présentent les taux de croissance les plus élevés et des turnovers importants des populations (Wetzel, 2001). Dès lors, ils répondent plus rapidement aux changements environnementaux que les crustacés et semblent être des indicateurs plus sensibles aux changements de la qualité du milieu (Sladeczek, 1983).

En effet, les modifications observées sur la structure des peuplements aquatiques (bactéries, algues, bryophytes, invertébrés benthiques ou planctoniques, poissons) sont analysées en rapport avec les paramètres physicochimiques du milieu perturbé (Il est bien connu que ces

propriétés varient dans l'espace d'un point à un autre). Cette analyse permet d'établir un certain nombre de critères biologiques descriptifs permettant de mieux déceler et classer les divers types ou degrés d'altérations du milieu aquatique. C'est ainsi que l'étude de la qualité d'une eau passe de plus en plus par l'utilisation d'outils complémentaires alliant les mesures effectuées in situ avec l'utilisation de différents bioindicateurs et la mise en œuvre de tests écotoxicologiques. L'utilisation de toutes ces données permet l'élaboration de modèles prédictifs et la surveillance des écosystèmes par les organismes sentinelles, une meilleure compréhension de leur fonctionnement et des impacts des activités anthropiques, ce qui permettra une meilleure gestion des bassins versants ; en fournissant une aide à la décision aux autorités compétentes visant à apporter des solutions adéquates à perturbations observées.

Actuellement des méthodes biologiques sont maintenant intensivement intégrées dans des programmes de contrôle de qualité de l'eau dans le monde entier (ISO 6341, 1996 ; Santiago *et al.*, 2002 ; Dulic *et al.*, 2009). Ces méthodes utilisant les bioindicateurs et les tests écotoxicologiques pour contrôler la qualité des écosystèmes aquatiques n'est pas d'usage en Algérie. L'analyse la plus utilisée est celle dite physicochimique. Cette méthode permet de mesurer directement les polluants et d'en retracer les sources certes, mais n'évalue la qualité des eaux qu'en surface et peut conduire donc à des conclusions erronées, lorsque le seuil des critères pour les substances mesurées n'est pas atteint ou dépassé. De plus, les apports de polluants à l'écosystème sont certes massifs mais de très courte durée, ce qui rend improbable leur détection en échantillonnant d'eau une ou deux fois par mois (Dulic *et al.*, 2009). Tout cela concourt à privilégier des bioindicateurs et bioessais (notamment les tests de toxicité aiguë).

La Problématique de la qualité des eaux dans le monde a connu ces dernières années une grande détérioration en raison des rejets industriels non contrôlés, de l'utilisation intensive des pesticides et fertilisants en agriculture et l'exploitation inconsidérée des ressources en eau. Les produits phytosanitaires (organochlorés, organophosphorés, etc.) se retrouvent le plus souvent dans les eaux de surfaces ou souterraines, suite à leur drainage par les eaux de pluies, lessivage des sols, par accident ou encore par déposition atmosphérique (Zhang *et al.*, 2009 ; Lavandier *et al.*, 2013). Selon le niveau de sensibilité et la dose de contamination, chaque organisme réagit aux polluants présents dans son biotope. Plusieurs études dont celles de Greichus *et al.* (1978), El Nemr *et al.* (2004), El-Kady *et al.* (2007) et Lavandier *et al.* (2013), ont alors été menées tant en Afrique qu'en Europe dans la perspective de pouvoir réaliser une évaluation de la

contamination par les produits phytosanitaires des milieux aquatiques, particulièrement sur les organismes qui y vivent, afin de pouvoir déterminer non seulement les sources, les niveaux de contaminations, mais aussi d'apporter des solutions préventives pour faire faces aux conséquences susceptibles d'être causées par les polluants. La contamination de ces organismes aquatiques, par les polluants peut constituer ainsi un risque éventuel pour la santé humaine (Cravedi *et al.*, 2007).

Le site de la présente étude est le lac Sidi M'Hamed Benali (SMB), c'est un barrage de décantation, construit en 1945 afin d'atténuer la force du courant due à la montée des eaux pendant la saison pluviale, pour éviter les inondations au centre urbain et décanter l'eau des crues pour alimenter à travers un canal souterrain de 2.5 km, le barrage de Oued Sarno en eau plus au moins limpide, utilisée directement pour l'irrigation et indirectement (après traitement) en eau potable. Le lac est entouré par une très riche végétation et présente une importante richesse en écosystèmes aquatiques (poissons, planctons, canards, etc.). Par ailleurs, il est entouré de champs de céréalicultures présentant une source de contamination par des produits phytosanitaires. Il reçoit aussi divers polluants du bassin versant et particulièrement de l'Oued Mekerra qui est devenu un égout à ciel ouvert.

D'autre part toute l'année, et notamment durant la saison estivale, il est un espace de détente (baignade, pêche, camping). Les activités anthropiques sur le lac sont nombreuses et diverses : l'agriculture, le pompage illicite de l'eau du lac à des fins agricoles, la pêche anarchique et abusive et non règlementée (le nombre croissant de pêcheurs), lavage des voitures et le nombre élevé de visiteurs entraînant automatiquement des tas d'immondices et déchets de bivouac. A ce titre, cet écosystème est soumis à deux influences, l'une urbaine et l'autre rurale. Ce qui entraîne un déséquilibre de ces écosystèmes et ce qui nous a poussés à faire cette étude. Peu d'études sont faites sur le lac SMB (Boudiffa, 1993 ; Bouzidi *et al.*, 2010). Elles sont basées sur la variation et la dynamique spatiotemporelle des populations zooplanctoniques (rotifères, cladocères et copépodes). Dans ces études, peu d'organismes rotifères et cladocères ont été identifiés et aucune d'elles n'utilise ces organismes comme bioindicateurs pour évaluer l'état trophique du lac.

L'objectif de ce travail est l'évaluation de l'état trophique du lac en se basant sur la physicochimie de l'eau, l'étude de la structure et de la distribution des zooplanctons, la caractérisation du degré de trophie du plan d'eau (oligo, méso, eutrophe et d'éventuels états

intermédiaires) par l'utilisation des rotifères (indice saprobique) et des cladocères comme bioindicateurs. Cette évaluation nous a permis d'analyser les corrélations entre divers paramètres physicochimiques de l'eau du lac SMB et l'effet de ces facteurs sur la répartition des effectifs et la richesse spécifique des peuplements zooplanctoniques, et l'exploration par le biais d'analyse des corrélations canoniques. A l'instar de ce que nous avons fait pour caractériser la qualité des eaux du lac, des tests éco-toxicologiques ont été réalisés en plaçant des daphnies de l'espèce *Daphnia magna straus* dans de l'eau provenant de différents points du lac. Le paramètre d'immobilité (CE_{50}) a été suivi sur un cycle de 24 et 48h. Ce test a été mené dans des conditions standardisées.

Par ailleurs pour étudier le niveau de contamination en micropolluants du lac, des espèces de poisson les plus abondantes, les plus pêchées et les plus consommées, ont été analysées (*Barbus barbus*, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Cyprinus carpio* et *Rutilus rutilus*). Ainsi, pour établir une comparaison des niveaux de contamination suivant les origines, trois autres espèces de poisson et une espèce de crevette fraîches ont été achetées dans une grande surface de commerce en Belgique (*Pangasius bocourti*, *Pleuronectes platessa*, *Penaeus vannemei* et *Gadus morhua*). Les micropolluants testés sont les polychlorobiphényles (PCBs), les polybromodiphényléthers (PBDEs) et des pesticides chlorés à savoir les dichlorodiphényltrichloroéthanes (DDTs), les hexachlorocyclohexanes (HCHs), la dieldrine et l'aldrin.

PARTIE I
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I

GENERALITES SUR LES LACS

L'hydrosphère (ensemble des eaux continentales et marines présentes sur terre) représente environ 70% de la surface du globe. L'eau douce ne représente cependant que 2,8% de l'hydrosphère, et l'essentiel (2,15%) se trouve sous forme de glace, au niveau des calottes polaires. Seule l'eau des nappes phréatiques et des eaux de surface (soit seulement 0,6%) de l'hydrosphère, peut être utilisée pour les besoins de l'homme. Cette très faible proportion d'eau douce exploitable, vitale, est également la plus vulnérable aux perturbations de l'environnement (Niemann, 2008).

1. Définition des lacs

Les lacs résultent de l'accumulation d'eau dans des dépressions continentales fermées plus ou moins étendues et plus ou moins profondes. L'étude des lacs fait l'objet de la limnologie (Théobald et Gama, 1969).

C'est un plan d'eau continental, dont la profondeur, la superficie ou le volume sont suffisants pour provoquer un étagement, une zonation ou une régionalisation des processus limniques. Dans ces conditions, la forme de la cuvette remplie d'eau, qui dépend de son origine, est primordiale. Ainsi que l'importance des courants, le rôle des vagues au fond, les possibilités de stratification thermique, le brassage, l'apport ou non d'oxygène dans les basses couches, la stabilité des éléments adsorbés aux particules sédimentaires ou au contraire leur relargage dans l'eau, la transparence de l'eau et la pénétration de la lumière, la productivité même de l'écosystème lacustre dépendent de la profondeur du lac.

Ajoutons que la durée de vie de lac est étroitement liée à son origine (Touchart, 2000). Grâce à ce dernier, les lacs sont classés en lacs tectoniques, lacs océaniques, lacs glacières, lacs volcaniques, lacs alluvionnaires, lacs pro-glaciaires, lacs morainiques, lacs karstiques, lacs déflation, lacs de dissolution et les lacs artificiels (Théobald et Gama, 1969 ; Ramade, 2012).

Les retenues artificielles constituent un stade intermédiaire entre les rivières à débit continu et les plans d'eau à renouvellement lent des eaux (Grosclaude, 1999a) ; ainsi, ils sont construits comme la régulation des réservoirs dans les cas d'inondation. Toutefois, elles fournissent aussi de l'eau d'utilité, servir à la pêche, et sont utilisés pour l'irrigation.

L'origine des lacs et leurs caractéristiques géomorphologiques constituent donc le fondement du fonctionnement général de ces masses d'eau continentales (Touchart, 2000).

Un lac profond est caractérisé par plusieurs zones :

- *La zone littorale* (berge, rive) où croissent les macrophytes ;
- *La zone sublittorale* est une zone de transition qui s'étend vers le fond, elle est peuplée beaucoup plus de Lamellibranches ;
- *La zone pélagique* (zone d'eau libre ou limnétique) où se développent le plancton et les poissons ;
- *La zone benthique* (eaux profondes) où vivent des organismes sténothermes froids exigeant des températures basses ;

On note également *la fosse* qui correspond à la partie la plus profonde du lac (la végétation est absente) (Dajoz, 2006 ; Faurie *et al.*, 2012).

2. Caractéristiques générales d'un lac

La dynamique d'un lac est régie par un ensemble complexe de processus physiques, chimiques et biologiques qui sont intimement liés les uns aux autres. Il est donc nécessaire de connaître ces propriétés et les liens qui les unissent afin de prendre des décisions éclairées concernant la gestion d'un lac.

2.1 Caractéristiques physiques

2.1.1 Morphométrie

Un lac est défini par sa morphométrie (profondeur, superficie, périmètre, forme, volume, etc.). Cette dernière influe sur la stratification thermique et la productivité du lac. Effectivement, les lacs les plus profonds comportent un plus grand volume d'eau qui seront généralement en mesure de supporter de plus grands apports de polluants provenant du bassin versant (Meunier *et al.*, 2007).

2.1.2 Température

La température de l'eau, est un facteur écologique qui entraîne d'importantes répercussions écologiques (Touchart, 2002; Ramade, 2012). Elle varie régulièrement sur le profil longitudinal d'un plan d'eau en fonction de la température atmosphérique. Elle conditionne les possibilités de développement et la durée du cycle biologique de chaque espèce. En chaque point d'un profil longitudinal, la température est en fonction de l'altitude, de la distance à la source, du régime hydrologique et de la saison.

La survie d'une espèce est possible entre deux limites de température ou son action se manifeste

sur le métabolisme, la durée du cycle biologique, le temps de survie et le taux de respiration (Angelier, 2000 ; Ramade, 2012).

Elle agit sur la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau et, en particulier, sur l'oxygène et la dissociation des sels dissous. Elle influe également sur les vitesses de réactions chimiques et biochimiques.

Ses variations peuvent éliminer certaines espèces, mais également favoriser le développement d'autres, ceci peut entraîner un déséquilibre écologique dans le milieu aquatique. Chaque espèce ne peut vivre que dans un certain intervalle de température hors duquel elle est amenée à disparaître ; elle a sa préférence thermique qui correspond à la température optimale de son développement (Arrignon, 1998 ; Ramade, 2012).

Selon Touchart (2002), la température est le caractère le plus géographique du plan d'eau. Elle conditionne la différenciation spatiale du plan d'eau. Elle détermine la répartition géographique des éléments minéraux et des organismes vivants, ainsi que leur évolution dans le temps. La distribution verticale du zooplacton dépend avant tout, de la stratification thermique. Quant aux oscillations verticales, de nombreux organismes zooplanctoniques sont en étroite liaison, avec la lumière et la température.

Dans le premier cas, c'est l'alternance de la stratification et de déstratification thermique qui provoque les mouvements et la répartition du zooplancton. Dans le second lieu, c'est l'attraction de tel ou tel avantage thermique qui suscite le mouvement d'où découle la localisation.

Reciproquement, les organismes vivants agissent sur la température lacustre. Il s'agit de dégagement de chaleur issu de certaines fonctions anatomiques ou de la putréfaction quand le milieu est surpeuplé. Mais c'est en surface que le phénomène prend de l'ampleur, notamment quand la quantité de plancton permet d'empêcher la pénétration des radiations (Pourriot et Meybeck, 1995). Les poissons eux-mêmes, d'ailleurs en liaison avec le peuplement planctonique, influent sur la distribution thermique superficielle (Touchart, 2002).

2.1.3 Lumière

Du point de vue écologique, la lumière agit différemment sur la faune et la flore. Chez les végétaux, la lumière est un moyen énergétique qui contrôle la photosynthèse. Par contre, chez les animaux, son rôle est indirect. Elle favorise l'activité des organismes, leur orientation et le rythme saisonnier (le photopériodisme qui est un rythme saisonnier déterminé par les variations de la durée respective du jour et de nuit au cours de l'année) (Angelier, 2000).

2.1.4 Transparence de l'eau

La transparence est fortement liée à la propriété de l'eau qui favorise la pénétration de la lumière. Une eau de faible transparence laisse passer peu de lumière.

La transparence est inversement proportionnelle aux quantités de matières en suspension dans l'eau. Une quantité élevée d'algues en suspension (phytoplancton) est un premier facteur ayant pour effet de diminuer la transparence de l'eau. En particulier, les particules organiques, provenant de la décomposition de l'humus et de matières organiques issue de bassin versant, donnent à l'eau une coloration plus sombre (souvent brun orangé) ce qui diminue la transparence de l'eau. Ce changement de couleur de l'eau est du également à la présence de diverses particules organiques ou inorganiques (détritiques, sédiments) provenant de lessivage des sols en période pluviale. Dans le cas des lacs peu profonds, la remise en suspension des particules déposées au fond du lac influe également sur la transparence de l'eau (Meunier *et al.*, 2007).

2.1.5 Tension superficielle

La traction des molécules d'eau les unes envers les autres est appelée la cohésion. Cette dernière fournit à l'eau une tension superficielle caractéristique (Ricklefs et Miller, 2005). Elle permet aux animaux vivants à la surface de l'eau de flotter et de se déplacer. La vie à la surface de l'eau n'est possible que pour des organismes de petite taille chez lesquels, la force créée par la tension superficielle est supérieure à leur poids. Ce sont surtout des insectes qui se déplacent à la surface de l'eau (Dajoz, 2006).

2.1.6 Courant

Dans les lacs, la vitesse des courants est pratiquement négligeable devant celle des courants des cours d'eaux. La première conséquence de ce fait est que les eaux incapables de transporter une charge solide, abandonneront celle-ci qui sédimentera au fond du lac ou de l'étang. Mais surtout, cette relative immobilité des eaux va donner une importance primordiale à des phénomènes d'origine thermique, stratification et courants de convection, autour desquels s'organisera l'écosystème lacustre (Lévêque, 2006).

2.1.7 Vent

Le vent a une action indirecte en modifiant la température et l'humidité. Il a un pouvoir desséchant et un pouvoir de refroidissement considérable (Dajoz, 2006).

Dans le système aquatique, la force du vent et la distance parcourue par le vent détermine la taille des vagues et la profondeur maximale à laquelle se fait sentir l'action du vent. L'eau

brassée devient homogène sur toute la hauteur de la couche de mélange qui est d'autant plus épaisse quand le vent est fort. Ce processus assure une bonne oxygénation sur toute l'épaisseur de la couche de mélange. Quant au lac profond, l'action d'homogénéisation de la couche superficielle par le vent est l'origine de la stratification observée en période estivale, avec une thermocline séparant l'épilimnion de l'hypolimnion (Lévêque, 2006).

2.2 Caractéristiques chimiques

2.2.1 Potentiel d'hydrogène

Il représente l'acidité ou l'alcalinité du milieu. Il résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique et il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates (El Blidi *et al.*, 2003; Himmi *et al.*, 2003).

Ce paramètre est très fortement influencé par la photosynthèse et il influe sur un grand nombre de processus biologiques et chimiques (Barnabé, 1991; Rodier *et al.*, 2009). Le pH est indissociable des valeurs de la température, oxygène dissous, minéralisation total, etc.

La gamme des pH, qui ne sont pas directement mortels pour le poisson, va de 5 à 9, mais son effet sur la faune se fait surtout sentir par l'influence qu'il exerce dans les équilibres entre les autres éléments (Arrignon, 1998).

2.2.2 Conductivité électrique

La conductivité est un paramètre permettant d'évaluer la charge totale en électrolytes d'une eau naturelle (Gaujous, 1995 ; Ramade, 2000; Rodier *et al.*, 2009). Elle varie en fonction de la température et elle est étroitement liée à la concentration des sels dissouts et la mobilité des ions (Arrignon, 1998 ; Rodier *et al.*, 2009).

Les sels dissouts dans l'eau exercent une pression osmotique sur les organismes qui y vivent. La plupart des espèces aquatiques peuvent supporter facilement des variations relatives de la teneur en sels dissouts, à condition que la minéralisation totale ne subisse pas de très grandes variations. Dans le cas contraire, se produisent des migrations, voire des mortalités massives (Arrignon, 1998).

Rodier *et al.* en 2009 ont estimé qu'une conductivité électrique de l'eau supérieure à 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ fait considérer une eau comme inutilisable pour l'irrigation.

Le tableau suivant présente des indications sur la relation existante entre la minéralisation et la conductivité.

2.2.3 Turbidité

La turbidité d'une eau est due à la présence des matières en suspension finement divisées : argiles, limons, grains de silice, matières organiques etc. L'appréciation de l'abondance de ces

matières mesure son degré de turbidité. Celui-ci sera d'autant plus faible que le traitement de l'eau aura été plus efficace. Les mesures de turbidité ont donc un grand intérêt dans le contrôle de l'épuration des eaux brutes (Rodier *et al.*, 2009).

Tableau 1 : Relation entre la conductivité et la minéralisation (Rodier *et al.*, 2009).

Conductivité	Minéralisation
Conductivité <100µS/cm	Très faible
100 µS/cm < conductivité <200 µS/cm	Faible
200 µS/cm < conductivité <333 µS/cm	Moyenne
333 µS/cm < conductivité <666 µS/cm	Moyenne accentuée
666 µS/cm < conductivité <1000 µS/cm	Importante
Conductivité >1000 µS/cm	élevée

2.2.4 Chlorures

Les chlorures (Cl⁻) sont des anions inorganiques importants contenus en concentrations variables dans les eaux naturelles, généralement sous forme de sels de sodium (NaCl) et de potassium (KCl). Ils sont souvent utilisés comme un indice de pollution. Ils ont une influence sur la faune et la flore aquatique ainsi que sur la croissance des végétaux (Makhoukh *et al.*, 2011).

2.2.5 Oxygène dissous

Les gaz de l'atmosphère sont tous solubles dans l'eau ; leur solubilité est en fonction de la température, de la pression atmosphérique et d'un coefficient d'absorption propre à chaque gaz (Angelier, 2000). L'oxygène dissous constitue normalement 35% du volume des gaz dissous dans l'eau. Le coefficient d'absorption de l'eau est 1/32 pour l'oxygène dont, il y a 6,4 cm³ de ce gaz dans un litre d'eau (Arrignon, 1998).

Il constitue un excellent indicateur de la qualité de l'eau. C'est un des paramètres les plus sensibles à la pollution. Sa valeur nous renseigne sur le degré de pollution et par conséquent sur le degré de l'auto-épuration d'un cours d'eau (Makhoukh *et al.*, 2011).

L'oxygène est peu soluble dans l'eau. Il constitue un facteur limitant pour la plupart des organismes tant dans les eaux douces qu'océaniques. Dans un biotope aquatique donné, la solubilité potentielle de l'oxygène est liée à plusieurs facteurs écologiques, en particulier :

la température, la salinité, la pression atmosphérique (Arrignon, 1998 ; Angelier, 2000 ; Rodier *et al.*, 2009 ; Ramade, 2012), et la demande totale en oxygène (Ramade, 2000 ; Ramade, 2003).

Il est aussi fonction de l'origine de l'eau. Sa solubilité est plus faible dans l'eau de mer que dans l'eau douce (Dajoz, 2006 ; Rodier *et al.*, 2009 ; Ramade, 2012). La teneur en oxygène dissous peut dépendre également de l'agitation, de la profondeur, de la charge en matières organiques fermentescibles d'origine anthropique (Ramade, 2000 ; Ramade, 2003).

Selon Rodier *et al.* (2009), les variations de la teneur d'oxygène dissous peuvent être en relation avec la présence des végétaux, des matières organiques oxydables, des organismes et des germes aérobies.

Le phénomène de photosynthèse conduit également à des apports, pouvant entraîner des sursaturations provoquant, dans les cas extrêmes, des mortalités de poissons par embolie gazeuse (Arrignon, 1998). La photosynthèse et la respiration conduisent à un rythme nyctéméral de l'oxygène dissous et de l'anhydride carbonique du printemps à l'automne (Angelier, 2000).

2.2.6 Phosphore et phosphates

Le phosphore, l'un des nutriments importants, peut se trouver sous différentes formes oxydées. C'est un élément de base des acides nucléiques ADN et ARN. Il participe à la distribution de l'énergie dans le corps humain, et il représente un élément biogène indispensable à la croissance des algues (Makhoukh *et al.*, 2011).

Le phosphore n'est pas présent en quantité appréciable dans l'atmosphère. L'essentiel du phosphore rencontré dans les lacs d'eau douce (98% environ) est contenu dans le plancton sous forme de particules de phosphate ou de composés organiques, ce qui explique l'énorme flux de phosphate qui transite vers les océans par les rivières. Le reste est dissous dans l'eau sous forme d'orthophosphate ou en suspension sous forme colloïdale.

Le taux de recyclage du phosphore est très dépendant des interactions trophiques dans les lacs d'eau douces. Au départ, dans les bactéries et le phytoplancton, le phosphore se déplace le long de la chaîne trophique par la consommation commençant par les protozoaires et le zooplancton puis suivi par les invertébrés et les poissons. Le phosphate soluble est renvoyé à la colonne d'eau par les excréments des phytoplanctons et des zooplanctons suite à la décomposition de la matière organique et à la minéralisation. Une partie du phosphore est perdue dans les sédiments lors de la décomposition détritique ou par réaction avec d'autres minéraux. Dans les lacs des régions tempérées, ces interactions trophiques se superposent aux processus de stratification et de brassage saisonnier. Dans le cas des lacs hautement stratifiés, le phosphore peut devenir très

rare dans les couches supérieures lorsque le phytoplancton meurt et coule vers le fond. Dans de telles situations, le niveau de production primaire peut dépendre entièrement des apports allochtones de phosphore (Schindler, 1978 ; Ricklefs et Miller, 2005)

En fonction de la teneur en phosphore des eaux, on peut déterminer l'état trophique d'un lac (Ramade, 2012). Ce même auteur a signalé que l'ajout de 1 mg de phosphore supplémentaire aux eaux lacustres permettra la synthèse additionnelle de 100 mg de biomasse algale en poids sec en un seul cycle de production limnique. Cette biomasse exigera une DBO secondaire de 140 mg d'oxygène pour sa minéralisation lorsqu'elle sera morte et sédimentée au fond du lac. Les phosphates représentent souvent le facteur limitant de la productivité des écosystèmes aquatiques. Ils ont un effet bénéfique en jouant un rôle régulateur : ils favorisent tous les phénomènes de fécondation, la mise à fruit et la maturité des organes végétatifs (Vilain, 1989). Selon Martin (1980), les agents atmosphériques, vent et pluie, représentent aussi des sources de phosphates surtout quand le débit fluvial est faible.

2.2.7 Matières en suspension

Les matières en suspension représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux. Elles sont en fonction de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, de régime d'écoulement des eaux, des travaux, des rejets, etc. Les teneurs élevées en matières en suspension peuvent être considérées comme une forme de pollution (Rodier *et al.*, 2009). Elles entraînent la turbidité de l'eau à des degrés divers et réduisant l'activité photosynthétique, ce qui entraîne une diminution de la productivité des eaux. Elles affectent directement la vie aquatique, soit d'une façon bénéfique en dissimulant les jeunes poissons à leurs prédateurs naturels, soit plus fréquemment d'une façon nuisible en colmatant les frayères minérales et végétales en asphyxiant les œufs, voire les poissons adultes en épaississant les cellules épithéliales des branchies. Elles réduisent également les croissances et l'hébergement des invertébrés entrant dans l'alimentation de poissons (Arrignon, 1998). Une hausse de la matière en suspension peut entraîner un réchauffement de l'eau, lequel aura pour effet de réduire la qualité de l'habitat pour les organismes d'eau froide (Makhoukh *et al.*, 2011).

2.2.8 Matières organiques

Les matières organiques proviennent du lessivage des sols et surtout des résultats du métabolisme des organismes aquatiques. Elles sont composées d'hydrates de carbone, de matières protéiques, d'acides aminés, de lipides et d'autres substances de réserves, dont certaines jouent le rôle de catalyseur, de stimulateur ou d'inhibiteurs des fonctions biologiques.

La présence des matières organiques est favorable à la production piscicole dans la mesure où leur teneur ne provoque pas une diminution du taux d'oxygène dissous, susceptible de nuire à la vie des animaux aquatiques (Arrignon, 1998).

2.2.9 Salinité

La salinité des eaux est un facteur écologique constitué par la teneur en sel (NaCl). Dans de nombreux écosystèmes, la salinité est un facteur limitant. En milieu aquatique, on distingue des écosystèmes euryhalins dont la teneur en sel varie beaucoup au cours du cycle des saisons (biotopes lagunaires) et des écosystèmes sténohalins dans lesquels la concentration en sel est constante (Ramade, 2000).

La salinité est une mesure biologique importante, car le sel se dissout dans les liquides organiques de tous les êtres vivants. Le taux de sels dissous dans un fluide contrôle le processus biochimique de l'osmose ainsi que de nombreux processus métaboliques (Barnabé, 1991).

2.2.10 Sulfates

Le sulfate est la forme la plus oxydée du soufre (Ricklefs et Miller, 2005). Les sulfates proviennent du ruissellement des terrains à gypse ; ils résultent également de l'activité de certaines bactéries (Chlorothiobactéries, Rodothiobactérie, etc.). Cette activité peut oxyder l'hydrogène sulfuré toxique en sulfate (Arrignon, 1998).

Dans certaines régions contenant des sulfures métalliques (fer, nickel, cuivre, etc.), les sulfates peuvent avoir pour origine l'oxydation de ces derniers. La teneur en sulfates des eaux doit être reliée aux éléments alcalins et alcalino-terreux de la minéralisation.

Les sulfates jouent un rôle dans le métabolisme de certaines plantes aquatiques (Rodier *et al.*, 2009).

2.2.11 Couleur

Selon Rodier *et al.* (2009), la couleur apparente due aux matières en suspension et elle est liée à ces matières en solution. Ainsi qu'en fonction de la turbidité, la présence de plancton, la matière en suspension, le fer, le manganèse et les rejets industriels, tend à une couleur verte, jaune ou brun. Ce phénomène peut aussi se rencontrer dans certaines sources peu minéralisées en provenance de terrains granitique.

2.2.12 Composés azotés

L'azote est un élément indispensable à l'édification de la cellule vivante. Il est utilisé comme indicateur majeur de la pollution organique. Il se présente sous deux formes : organique (protéines, acides aminés, etc.) et minéral (ammonium, nitrites, nitrates, etc.).

Les substances azotées issues des eaux d'orage, du sol (percolation des nitrates), de l'atmosphère peuvent se fixer par certaines cyanophycées (*Anabaena*).

✓ **Nitrate**

Toutes les formes d'azote (azote organique, ammoniacque, nitrites, etc.) sont susceptibles d'être à l'origine des nitrates par un processus d'oxydation biologique. Dans les eaux naturelles non polluées, le taux de nitrates est très variable selon la saison et l'origine des eaux. Il peut varier de 1 à 15 mg/l. La concentration de 2 à 3 mg/l peut être considérée comme normale. À l'origine des cours d'eau, la teneur en nitrates est très souvent comprise entre 0,05 et 0,2 mg/l, puis elle s'élève progressivement jusqu'à quelques mg/l le long du parcours. Plus la distance à la source croît plus la concentration en nitrates s'élève (Rodier *et al.*, 2009).

Les nitrates stimulent la flore aquatique en présence des autres éléments indispensables et augmentent la productivité du cours d'eau, mais cette végétation en excès peut se révéler encombrante, envahissante et nuisible (Arrignon, 1998).

✓ **Nitrites**

Les nitrites proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniacque (la nitrification), soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante de la part des bactéries. Une eau qui renferme des nitrites est considérée comme suspecte car lui est souvent associée une détérioration de la qualité microbiologique (Rodier *et al.*, 2009).

Selon Arrignon (1998), Les nitrites instables présentent un caractère de toxicité pour les poissons, Une concentration de 50 mg/l de nitrite de sodium tue les vairons en 14 jours.

✓ **Azote ammoniacal**

L'azote ammoniacal constitue un des maillons du cycle complexe de l'azote dans son état primitif. C'est un gaz soluble dans l'eau. Il existe en faible proportion (inférieure à 0,1 mg/l) dans les eaux naturelles. Dans les eaux superficielles, il provient de la matière organique azotée et des échanges gazeux entre l'eau et l'atmosphère (Chapman et Kimstach, 1996).

La toxicité de l'azote ammoniacal est directement liée à sa forme non ionisée, elle est en fonction du pH du milieu. Ainsi, une forte concentration d'ions ammonium dans l'eau avec un pH faible n'influe pas sur la flore et la faune aquatiques alors qu'une quantité beaucoup plus faible avec un pH élevé se révélera toxique (Arrignon, 1998).

2.2.13 Calcium

Le calcium est un métal alcalino terreux extrêmement répandu dans la nature et en particulier dans les roches calcaires sous forme de carbonates. C'est le composant majeur de la dureté de l'eau (Rodier *et al.*, 2009).

Selon Arrignon (1998), les eaux contenant moins de 6 mg/l de calcium sont peu propices à la vie piscicole. De 6 à 20 mg/l, elles sont peu productrices. Alors de 20 à 60 mg/l, les concentrations sont moyennement productives. C'est entre 60 à 120 mg/l que les eaux d'une production piscicoles sont excellentes. Au-delà de 160 mg/l, elles sont très dures et peu intéressantes pour la vie aquatique.

Rodier *et al.* (2009), estiment que la productivité des eaux douces est assez nettement liée à la teneur en sels de calcium et de magnésium.

2.2.14 Magnésium

Le magnésium est un des éléments les plus répandus dans la nature ; il constitue environ 2,1% de l'écorce terrestre. La plupart de ses sels sont très solubles dans l'eau. La teneur dépend de la composition des roches sédimentaires rencontrées (calcaire dolomitiques, dolomies du jurassique ou du trias moyen). Le magnésium constitue un élément significatif de la dureté de l'eau. L'interprétation du taux de magnésium dans l'eau doit être en liaison avec les sulfates en raison de leurs rôle laxatif commun à partir de la concentration 400 à 500 mg/l.

2.2.15 Cyanure

La toxicité des cyanures qui varie en fonction des cations, est liée à la possibilité de libération de l'acide cyanhydrique. Ainsi, les cyanures alcalins, les moins stables, sont aussi les plus dangereux. Les cyanures complexes comme les ferrocyanures et les thiocyanates sont beaucoup moins toxiques. Sa concentration et la dissociation de ces molécules sont en relation étroite avec la température, le pH, et la force ionique. Les concentrations toxiques pour le poisson en acide cyanhydrique ne sont généralement pas issues des ferro et ferricyanure.

2.2.16 Teneurs en éléments métalliques

Dissous ou en suspension, la concentration des métaux dans l'eau est faible, de l'ordre du µg/l. Dans les eaux naturelles, la source principale est l'érosion des roches. Mais dans certains endroits, les activités industrielles et domestiques constituent maintenant la source principale de beaucoup de ces éléments.

✓ Fer

Très répandu, le fer se classe au quatrième rang des éléments de la croûte terrestre. Les eaux de surface peuvent contenir jusqu'à quelques mg/l de fer ayant pour origine la lixiviation des terrains traversés par les eaux de pluies ou les pollutions industrielles.

La toxicité pour la vie aquatique est difficile à préciser, car elle est fonction de l'état chimique du métal. Le fer ferreux est beaucoup plus toxique que le fer ferrique. La présence de précipité

d'hydroxyde de fer dans l'eau entraîne le colmatage des branchies et provoque la mortalité des poissons.

✓ **Cuivre**

Le cuivre peut se rencontrer dans certaines eaux naturelles généralement à des teneurs inférieures à 1 mg/l sous forme ionique ou de complexes (cyanures, ammoniacque, produits organiques, etc.). La vie aquatique peut être perturbée par des doses très faibles et les conditions de toxicité varient selon les espèces et la composition de l'eau (oxygène dissous, anhydride carbonique, température, calcium, magnésium).

✓ **Chrome**

Le chrome est amphotère et peut exister dans l'eau sous plusieurs formes. Les eaux naturelles n'en contiendront à l'état de cation que lorsque le pH est bas.

Dans le milieu aquatique, les organismes inférieurs sont plus sensibles que les poissons. Les teneurs limites en chrome total pour les organismes inférieurs sont de l'ordre de 0.05 mg/l. Par contre, elles sont de 1 mg/l pour les poissons.

✓ **Nickel**

La présence de ce métal dans les eaux souterraines est principalement liée aux activités humaines. Les quantités retrouvées dans les eaux de surface varient de quelques microgrammes à 100 µg/l. L'eau de mer en contient de 0.1 à 0.5 µg/l.

✓ **Zinc**

En milieu aquatique, le zinc présente une certaine toxicité, fonction de la minéralisation de l'eau et de l'espèce considérée. Sa toxicité pour les poissons s'exerce à partir de quelques mg/l (Rodier *et al.*, 2009).

2.3 Caractéristiques biologiques

La biocénose, dont la structure et la composition diffèrent selon les biotopes, est un ensemble d'organismes variés : bactéries, phytoplanctons, zooplanctons, etc.

Les oiseaux et les mammifères interviennent également dans le fonctionnement de l'écosystème aquatique où ils prélèvent leur nourriture et abandonnent leurs excréments. Les poissons, bien que fortement attractifs pour l'homme, ne représentent cependant qu'une faible part de l'abondance et de la biomasse des organismes aquatiques.

En milieu stagnant, la colonisation végétale et animale concerne à la fois la zone littorale ou berge (le plancton) et le benthos (le sédiment du fond).

La taille du phytoplancton (formes filamenteuses et coloniales exclues) varie entre 2 et 700 µm (*Closterium ehrenbergii*). Le zooplancton dépasse rarement 2 à 3 mm, sauf certaines espèces

géantes comme le méduse d'eau douce *Craspedacusta sowerbyi* (17 mm), les cladocères prédateurs *leptodora kindtii* (13 mm) et *Bythotrphes longimanus* (10 mm), et les larves du diptère *Chaoborus* "12mm" (Grosclaude, 1999a).

3. Etat trophique et fonctionnement de réseau trophique

Selon Lacaze (1996), on parle de degré de trophie de l'eau et par extension d'état trophique du plan d'eau pour caractériser les effets des nutriments sur la qualité de l'eau ou pour quantifier le potentiel trophique du milieu par rapport à des valeurs seuils et des caractéristiques purement descriptives. Ce phénomène se quantifie à la fois au travers de ses causes supposées (concentrations des nutriments) et par l'intensité de ses symptômes (turbidité, teneur en chlorophylle a, etc.). Nous distinguons à cet égard quatre types de lacs.

3.1 Lacs oligotrophes

Les eaux oligotrophes se caractérisent par des ceintures de végétaux macrophytes réduites ou absentes. Dans ces eaux, la présence de phytoplancton est minime. Les Chlorophycées et de Diatomées sont abondants. Quant aux Cyanophycées, leur abondance est faible. La teneur en oxygène dissous y est élevée (Dajoz, 2006). La faible biomasse algale produite ne peut sustenter qu'un zooplancton peu abondant utilisé à son tour par un nombre réduit de poissons (Grosclaude, 1999a). L'oxygène est présent même dans les fonds et permet aux organismes les plus exigeants de vivre dans ces eaux "les Corégones", par exemple (Arrignon, 1998) (tableau 2). Beaucoup de lacs de montagne appartiennent à ce type de lac (Dajoz, 2006).

3.2 Lacs eutrophes

Ce sont des lacs oligotrophes qui ont évolué. Ils sont peu profonds et contenant des eaux brunâtres à vertes, peu ou très peu transparentes, riches en substances nutritives (azote, phosphore, etc.) et en calcium (Arrignon, 1998). La productivité est élevée et les ceintures de végétation sont bien développées et les eaux sont moins riches en oxygène (Dajoz, 2006). Le plancton est très abondant dans la couche superficielle, il est représenté plus par les Cyanophycées que par les chlorophycées. Le fond est composé de substances putrescibles, d'une biodiversité pauvre en espèces mais dense dans le cas de l'apparition de *Chaoborus et Chironomus ssp.* Les poissons évitent de fréquenter cette zone du fait du faible taux d'oxygène (tableau 2). Dans ce cas, l'eutrophisation est accélérée par la pollution organique (Arrignon, 1998). Sous l'influence de cette dernière beaucoup de lacs peuvent passer rapidement du type oligotrophe au type eutrophe (Dajoz, 2006).

3.3 Lacs mésotrophes

C'est un milieu intermédiaire entre oligotrophe et eutrophe (Grosclaude, 1999a). Ils sont caractérisés par une teneur moyenne en éléments minéraux nutritifs avec un accroissement de la biomasse du plancton, des insectes et des poissons. Ce développement est dû à un recyclage interne généré par un phénomène du brassage et des apports progressifs en matière minérale provenant du bassin versant. L'accumulation de cadavres en profondeur entraîne l'apparition, durant l'été, d'une zone anoxique et la formation d'un sédiment (Ramade, 1998).

3.4 Lacs dystrophes

Ils sont peu profonds et leur rives sont colonisées par une végétation abondante productrice de tourbe, ce qui libère des acides humiques qui donnent à l'eau une couleur brune. L'eau des lacs dystrophes est acide et pauvre en oxygène (Dajoz, 2006). Selon Arrignon (1998), leurs eaux de fond sont dépourvues d'oxygène.

Selon Grosclaude (1999a), l'augmentation des apports en sels minéraux intensifie la production végétale aussi bien du phytoplancton que des Macrophytes. La suppression des Macrophytes favorise le développement du phytoplancton qui dispose alors d'une plus importante source d'éléments nutritifs pour le zooplancton.

Lorsque le zooplancton est trop abondant, il élimine la majeure partie du phytoplancton et se voit menacé de disparition par manque de nourriture. Cette dernière entraîne alors la réduction des ressources alimentaires pour les poissons planctophages. Pour limiter ces risques de disette, la fertilisation organique amène dans le milieu des bactéries qui remplacent passagèrement le phytoplancton dans l'alimentation du zooplancton filtreur. La biomasse phytoplanctonique se reconstitue ensuite grâce à la minéralisation de la matière organique ainsi apportée.

Un peuplement piscicole trop important peut limiter l'abondance du zooplancton, celui-ci n'est alors plus apte à contrôler efficacement le développement du phytoplancton qui devient excessif. Il en résulte une dégradation de la qualité des eaux (aspect inesthétique du milieu, odeurs, goûts de l'eau et des poissons etc.).

Le milieu aquatique, grâce à la structure et au fonctionnement du réseau trophique, constitue ainsi un écosystème à la fois auto-producteur et auto-épurateur dont le fonctionnement repose uniquement sur l'énergie incidente et les apports du bassin versant.

Tableau 2 : Caractéristiques des lacs oligotrophes et eutrophes (Gaujous, 1995).

Caractéristiques	Lacs oligotrophes	Lacs eutrophes
Profondeur	Importante	Faible
<u>Volume hypolimnion</u>		} cas d'eutrophisation naturelle
Volume épilimnion	Elevé	
Transparence, Couleur	Eaux transparente Bleu-vert	Eaux verdâtres à brunâtres peu transparente
sels minéraux	Eaux pauvres en N, P, Ca	Eaux riches en N, P, Ca....
Oxygénation	Bonne jusqu'au fond (lacs holomictiques)	Variable, faible au fond (lac méromictique)
Sédimentation	Faible	Importante, vases putrescibles
Phytoplancton	Varié	Très abondant mais peu varié (cyanophycées)
Répartition verticale	Large	En superficie, fleurs d'eau
Production primaire	Faible	Importante
Plantes aquatiques	Peu nombreuses	Ceintures littorales développées
Faune benthiques	Varié	Peu variés mais très abondante oligochètes chironomes
Poissons	Espèces exigeantes corégones...présent partout en toutes saisons	Espèces peu exigeante (poissons blancs) absents de l'hypolimnion pendant la stagnation estivale

4. Productivité des lacs

4.1 Productivité primaire

La productivité primaire est l'œuvre du phytoplancton algale qui ne produit pas de tissus de soutien riches en cellulose et en lignine, mieux assimilé par les herbivores. Ce phytoplancton est produit et consommé rapidement, ce qui explique que sa biomasse soit faible par rapport à celle des herbivores des communautés terrestres voisines et ce qui permet des changements rapides de la composition spécifique des communautés au cours du cycle annuel. Les consommateurs herbivores étant toujours des poïkilothermes, le rendement écologique de croissance est supérieur dans les lacs à celui des écosystèmes terrestres.

L'énergie lumineuse traverse une grande partie de l'eau et la productivité primaire est souvent limitée par l'énergie lumineuse qui agit comme facteur limitant. La productivité primaire des lacs est faible par rapport à celle des écosystèmes terrestres voisins. La quantité d'oxygène dissous est également un facteur limitant dans les lacs.

4.2 Productivité secondaire

La productivité secondaire, évaluée sous la forme de production de poissons (en kg/ha/an) varie beaucoup, comme exemple dans les lacs africains varie de 1.5 à 247 kg.

La richesse des lacs en poissons est fonction de leur surface, mais aussi de leur situation géographique. Les lacs des régions arctiques contiennent souvent une seule espèce et au plus 25. Ceux des régions tempérées en contiennent jusqu'à 130 et ceux des régions tropicales jusqu'à 250. Un autre facteur qui influe sur la richesse spécifique est la longueur des rivages ; un lac avec un contour digité offrant plus de biotopes pouvant être occupés par des espèces nouvelles. L'ancienneté favorise aussi la diversification des espèces comme on peut le constater dans les lacs africains riches en Cichlidés (Dajoz, 2006).

5. Variations saisonnières des lacs

Le fonctionnement biologique d'un milieu aquatique est sous l'étroite dépendance de la climatologie et plus particulièrement de la température de l'air et de l'énergie solaire dont les variations saisonnières conditionnent les caractéristiques physicochimiques et biologiques des eaux (Grosclaude, 1999a).

✓ **En été** les radiations caloriques sont absorbées par les couches les plus superficielles (les premiers mètres sous la surface). Comme l'eau transmet des rayonnements solaires, il se produit une stratification thermique du lac, qui se caractérise par trois zones distinctes (couches superposées) dans la colonne d'eau :

* *L'épilimnion* (couche superficielle), à température plus élevée que le reste de la colonne d'eau, avec un gradient de température généralement faible due à l'homogénéisation de cette couche sous l'influence du vent ;

* *Le métalimnion* (zone de transition entre l'épilimnion et l'hypolimnion) présente un fort gradient vertical de température (la thermocline) ;

* *l'hypolimnion* (couche la plus profonde), le gradient y est pratiquement nul ; les températures sont froides et n'évoluent que très peu durant l'année et demeurent même à 4°C si le lac est suffisamment profond (Arrignon, 1998 ; Grosclaude, 1999a ; Faurie *et al.*, 2012).

✓ **En automne**, les pertes thermiques dépassent les gains ; les eaux se refroidissent et s'enfoncent, l'épilimnion s'homogénéise, la stabilité est détruite. Toute la masse est mise en

mouvement, la température devient uniforme de la surface au fond. C'est la circulation ou *verturn* d'automne.

✓ **En hiver**, les eaux de surface se refroidissent et peuvent geler ; celles du fond se stabilisent autour de 4°C, c'est la stratification inverse. La colonne d'eau est stable sur toute sa hauteur.

✓ **Au printemps**, se produit un premier cycle de circulation (*overtun*). La lumière est intense, les couches d'eau se réchauffent, l'énergie cinétique du vent conduit à un second retournement de la colonne d'eau. C'est le brassage de printemps.

Les lacs d'une telle circulation saisonnière sont dits *holomictiques*. D'autres, par contre, n'entrent que partiellement en circulation : ce sont des lacs *méromictiques*. Ces derniers n'ont pas de basculement saisonnier et la stratification est due, non plus à la température, mais à la densité de l'eau quand celle-ci est un peu chargée en sels. Le relèvement de la température s'explique par l'oxydation active des matières organiques au fond ou encore par l'arrivée d'eaux salées, d'eaux séléniteuses (Arrignon, 1998).

Selon Théobald et Gama (1969), le cycle biologique des lacs se traduit par le dépôt de vases argileuses riches en matières organiques, durant l'hiver et par le dépôt de carbonates (Ca et Mg) pauvres en matières organiques durant l'été. Les premières auront une teinte sombre, les seconds une teinte claire. Le passage d'une saison à l'autre, étant progressif, il en sera de même des teintes alternant dans les dépôts.

6. Pollution des eaux douces

La pollution est une modification défavorable du milieu naturel qui apparaît, 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 de l'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physicochimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. (Ramade, 2000).

Suivant l'origine des substances polluantes des eaux, on peut distinguer 03 types de pollutions dont les plus importantes et les plus abondantes sont la pollution biologique et la pollution chimique.

6.1 Pollution biologique

6.1.1 Pollution par des organismes libres

La pollution est causé soit par les organismes planctoniques qui sont des organismes vivants, se trouvent en suspension dans l'eau ; elles se composent de zooplancton (rotifères, cladocères, copépodes, vers, de larves de certains insectes aquatiques) et de phytoplancton (champignons

et algues), soit par des macro-invertébrés (larves d'insectes, insectes aquatiques, crustacées et gastéropodes). Ces derniers sont susceptibles de réduire l'efficacité des systèmes de traitement. Les organismes formant le plancton jouent un rôle important sur la qualité de l'eau. Cependant, ils perturbent le traitement en faisant apparaître un bloom, une masse d'algues à la surface de l'eau surtout en période estivale. Ils produisent des substances toxiques et hébergent des germes pathogènes pour l'homme (Niemann, 2008).

6.1.2 Pollution microbiologique

Elle se traduit par une forte contamination par de nombreux agents pathogènes, bactéries, virus et les parasites (protozoaires et helminthes). Elle soulève dans bien des cas redoutables problèmes d'hygiène publique qui ne sont pas limités aux seuls pays de tiers-monde.

L'actuelle extension des maladies entériques montre aussi les graves problèmes épidémiologiques qui peuvent résulter de cette contamination microbiologiques des eaux.

De nombreuses affections pathogènes sont favorisées par la pollution biologique des eaux : les colibacillooses, les dysenteries, y inclus du choléra, de la typhoïde, des shigelloses, des maladies virales entériques et des hépatites virales.

Il semble que la pollution par des matières organiques (rejets industriels et urbains) permette à de nombreuses espèces de germes pathogènes de se multiplier dans des proportions incommensurables par rapport à ce qu'ils auraient pu faire dans des eaux propres (Niemann, 2008).

6.1.3 Pollution par des matières organiques fermentescibles

Elle est pour origine le rejet des égouts urbains, diverses industries agroalimentaires hautement polluantes (abattoirs, laiteries, fromageries, sucreries), des élevages industriels (constituent les principales causes de la contamination des eaux par des matières organiques) et des industries du papier "rejette des lessives riches en glucides, donc hautement fermentescibles" (Ramade, 2012).

Lorsque les rejets de matières organiques sont trop importants, l'autoépuration devient insuffisante et la pollution apparaît et s'accroît. Le diagnostic de la pollution est établi en déterminant la demande biochimique en oxygène (Dajoz, 2006).

6.2 Pollution chimique

Elle peut être due aux substances minérales synthétiques dont leur toxicité peut être immédiate ou différée après accumulation dans les tissus vivants, puis dans les réseaux trophiques (les biocides, les détergents, les métaux lourds, les hydrocarbures, etc.). Comme, elle peut être provoquée aussi par des éléments minéraux naturels que l'on trouve normalement à des concentrations faibles tels que les nitrates et les phosphates (Faurie *et al.*, 2012). Ainsi peut-être d'origine des composés organiques (Ramade, 2012).

6.2.1 Pollution par les pluies acides

Au départ, toute pluie est légèrement acide, car elle renferme du gaz carbonique dans les gouttelettes d'eau. Mais les émissions anthropiques (les voitures, les usines et les chauffages) et les émissions naturelles (éruptions de volcans, foudre, etc.) dégagent du dioxyde de soufre, de l'oxyde d'azote, de l'acide carbonique et chlorhydrique, etc.

Tous ces gaz, une fois emportés par les vents et en contact des pluies, augmentent leur acidité. Le phénomène des pluies acides a présenté des conséquences désastreuses pour les cours d'eaux et les écosystèmes limniques lorsque ces derniers sont situés sur un substrat de roches naturellement acides (Ramade, 2012).

6.2.2 Pollution par des métaux lourds

Les métaux se répartissent entre les différents compartiments de l'environnement aquatique. Les métaux présents dans l'environnement aquatique peuvent exister sous forme de complexes, de particules ou en solutions. Les principaux processus qui gouvernent la distribution et la répartition des métaux lourds, sont la dilution, l'advection, la dispersion, la sédimentation et l'adsorption/désorption. Certains processus chimiques peuvent néanmoins intervenir également. C'est ainsi que spéciation, selon les diverses formes solubles, est régie par les constantes d'instabilité des différents complexes, et par les propriétés physicochimiques de l'eau (pH, ions dissous, et température).

Dans l'environnement aquatique, les métaux lourds subissent de nombreuses transformations : réduction par processus biochimique interposé, méthylation, déméthylation et oxydation d'espèces de métaux isolées. Des réactions redox peuvent aussi faciliter certaines transformations. Les processus biochimiques sont effectués par des microorganismes et par des algues. Les métaux lourds sont absorbés tant par la faune que par la flore. Cette absorption pourrait provoquer une augmentation de la concentration du métal dans l'organisme. Si la phase d'excrétion est lente, il peut en résulter un phénomène de bioaccumulation.

Quelques métaux lourds, comme Zn, Cu, Mn et Fe, sont indispensables à la croissance et au bien-être des organismes vivants. On peut néanmoins s'attendre à ce qu'ils aient des effets toxiques quand les organismes sont exposés à des niveaux de concentration supérieurs à ceux qu'ils requièrent normalement. D'autres éléments, comme Pb, Hg et Cd, ne sont pas indispensables aux activités métaboliques et manifestent des propriétés toxiques.

La contamination de l'environnement aquatique par des métaux de provenance localisée, peut avoir des effets délétères, c'est-à-dire des effets toxiques aigus ou chroniques, sur la vie aquatique à l'intérieur de la zone concernée.

Les métaux peuvent être absorbés sous la forme inorganique ou sous la forme organique. Pour certains éléments, comme l'arsenic et le cuivre, la forme inorganique est la plus toxique. Pour d'autres, comme Hg, Sn et Pb, les formes organiques sont les plus toxiques. A de faibles concentrations, beaucoup de métaux lourds, dont Hg, Cd, Pb, As et Cu inhibent la photosynthèse et la croissance du phytoplancton. Les effets observés à des niveaux trophiques supérieurs se manifestent notamment par un retard du développement des embryons, des malformations et une moins bonne croissance des adultes chez les poissons, les mollusques et les crustacés.

L'adsorption pourrait être la première étape du processus d'élimination définitive des métaux de l'eau. Au cours de leur distribution dans le milieu, le stockage permanent ou temporaire des métaux se fait dans les sédiments, aussi bien dans les environnements marins que dans les eaux douces. L'activité microbienne et les processus de réduction par oxydation peuvent modifier les propriétés des sédiments et influencer sur la composition de l'eau interstitielle (Calamari et Naeve, 1994).

6.2.3 Pollution par des sels minéraux nutritifs

Les nitrates, les phosphates ; les sulfates ; les nitrites ; les carbonates sont les plus couramment rencontrés dans la pollution des eaux. D'autres sels comme les cyanures utilisés en galvanoplastie, sont extrêmement toxiques, de même que divers arsenicaux. Les liqueurs de papeterie riches en sulfites constituent aussi de redoutables contaminants. Outre leurs propriétés réductrices, ces substances présentent une action biocide qui n'est pas négligeable et s'ajoute à la déplétion du taux d'oxygène dissous.

Les effluents industriels, urbains, le lessivage des terres cultivées renfermant des engrais et la nature des terrains traversés sont les principales sources responsables de cette pollution.

La conséquence la plus préoccupante de la pollution par les sels minéraux est le phénomène de l'eutrophisation (Ramade, 2012).

6.2.4 Pollution par des substances organiques de synthèse

Plus de 120000 molécules de synthèse qui se répartissent en plusieurs centaines de groupes chimiques font l'objet d'un usage commercial et finissent pour une raison ou une autre par se retrouver dans les écosystèmes aquatiques.

6.2.4.1 Détergents

Ils renferment une substance active douée de propriétés surfactants, tensioactives ou anticalcaires représentée par le détergent (toxique pour les organismes aquatiques et joue un rôle dans la dystrophisation des eaux continentales) et des ingrédients mineurs des parfums, agents blanchissants, persulfates et des perborates dont la toxicité n'est pas négligeable pour les organismes aquatiques.

Il existe 4 groupes : les détergents non ioniques, amphotères, cationiques et anioniques (des alkylbenzène-sulfonates). Ces derniers sont les plus employés et les moins toxiques (Ramade, 2012).

6.2.4.2 Pesticides

Ce sont des substances chimiques utilisées pour la prévention ou la lutte contre des organismes vivant nuisibles aux végétaux, aux animaux, à l'homme et aux bâtiments d'élevage et d'habitation. Leur composition et leur structure sont très variées, de sorte que leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques le sont aussi, ce qui explique leurs multiples usages, leurs dangers, ainsi que les difficultés rencontrées pour décrire et prévoir leur devenir dans l'environnement (Calvet *et al.*, 2005).

Les activités agricoles ne sont pas les seules responsables de la pollution des milieux aquatiques par les produits phytosanitaires.

Selon les matières actives retrouvées, il est plus ou moins facile d'identifier les sources de pollution et de distinguer la responsabilité des différentes catégories d'utilisateurs (agricultures, communautés urbaines, industries, etc.) qui utilisent régulièrement des produits phytosanitaires (Grosclaude, 1999b).

Les plus dangereux sont les polluants organiques persistants (POP) qui sont des molécules complexes et définies à partir de 04 propriétés : toxicité, persistance dans l'environnement, bioaccumulation dans les tissus vivants, transport sur de longues distances. Plusieurs dizaines de familles de molécules organiques (dioxines, furanes, hydrocarbures aromatiques polycycliques, polychlorobiphényles, hexachlorocyclohexane, polybromodiphénylethers, mirex, dieldrine, chlordécone, Lindane, dichlorodiphényltrichloroéthane, etc.) sont susceptibles de répondre à ces critères.

6.2.4.2.1 Polychlorobiphényles (PCBs)

Les PCBs sont des composés organiques de synthèse ($C_{12}H_{(10-n)}Cl_n$), dans lesquelles, le nombre d'atomes de chlore (n) peut varier entre 1 et 10 (fig. 1, annexe 1). Il existe 209 congénères de PCB, numérotés selon le nombre et la position des atomes de chlore substitués sur chacun des deux cycles (tableau 1, annexe 1). Ils se distinguent par le nombre et la position des atomes de chlore autour du noyau biphényle.

Cependant, la synthèse industrielle limite le nombre de congénères rencontrés dans les mélanges techniques à 120 (Kerkhoff *et al.*, 1983).

Les propriétés physicochimiques de chaque congénère de PCB (solubilité, pression de vapeur, coefficient de partage octanol-eau) ainsi que leur pouvoir toxique sont déterminés par leurs

caractéristiques structurales. Néanmoins, ils possèdent tous une grande stabilité thermique, une haute résistance aux acides et aux bases, une faible solubilité dans l'eau, et une haute résistance électrique (Abarnou *et al.*, 2000).

Les PCBs sont caractéristiques d'une contamination chronique d'origine urbaine et industrielle. Du fait de leur grande stabilité, hydrophobie et persistance, leur présence a été signalée dans tous les compartiments de l'environnement. Leurs concentrations peuvent aller de la dizaine de picogrammes par litre dans les eaux océaniques, pour atteindre quelques mg/kg dans les tissus adipeux des mammifères marins (Abarnou et Loizeau, 1994). Dans les zones côtières, ce sont les estuaires qui sont les plus exposés à ces contaminants (Abarnou *et al.*, 2000).

Dans l'environnement aquatique, les effets toxiques liés à une contamination par les PCB apparaissent comme étant plutôt sublétaux et chroniques. Les mécanismes de toxicité sont semblables à ceux des composés apparentés aux dioxines et caractérisés par l'activation de systèmes enzymatiques particuliers.

Au niveau des poissons, des expériences menées par Loonen *et al.* (1996) sur cinq espèces de poissons de lacs, montrent que les doses létales pour 50% des individus après injection d'une simple dose de PCB sont relativement faibles (3 à 16 µg/kg). Les premières mortalités apparaissent au bout de 11 semaines, et les principaux effets observés sont une augmentation du taux de mortalité, une diminution du taux de croissance, une perte de poids, des nécroses aux nageoires, des hémorragies subcutanées et une hyperpigmentation.

6.2.4.2.2 Polybromodiphényléthers (PBDEs)

Ce sont des composés chimiques qui comprennent des atomes de brome ($C_{12}H_{(10-n)}Br_nO$) connus pour leur action de retardateurs de flamme. Selon le nombre d'atomes de brome variant entre 1 à 10, ainsi que leur position autour des noyaux benzéniques ou suivant la configuration de la structure de base, on dénombre 209 congénères de PBDEs. Ce sont des produits d'une grande affinité avec la matière organique, solubles dans les graisses et ils sont bioaccumulables (Birnbaum et Staskal, 2003).

Ces substances toxiques (fig. 2, annexe 1) ont été mises sur le marché depuis les années 1960, les congénères penta, octa et decabomes sont les plus abondants dans les mélanges commerciaux nommés respectivement PeBDE, ocBDE et DeBDE (Hotline et Goodwill, 2012). Selon Ross (2009), les PBDEs des mixtures de penta-, octa- et decabromes vont continuer à contaminer l'environnement via l'utilisation, l'évacuation et le recyclage pour les années à venir.

Les congénères recherchés dans cette étude sont repris dans le tableau suivant.

Tableau 3 : Congénères de PBDEs souvent utilisés lors des études de contamination

Congénères souvent recherchés dans la plupart des études	
28 – 2, 4, 4' – tri-BDE	Penta-mix
47 – 2, 4, 2', 4' - tetra-BDE	Penta-mix
99 – 2, 4, 5, 2', 4' - penta – BDE	Penta-mix
100 – 2, 4, 6, 2', 4 – penta - BDE	Penta-mix
153 – 2, 4, 5, 2', 4', 5' - hexa-BDE	Penta-mix octa-mix
154 – 2, 4, 5, 2', 4', 5' - hexa-BDE	Penta-mix octa-mix
183 – 2, 3, 4, 6, 2', 4', 5' - hepta-BDE	octa-mix
209 – 2, 3, 4, 5, 6, 2', 3', 4', 5', 6' – deca-BDE	deca-mix

6.2.4.2.3 Dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT)

Le DDT (C₁₄H₉Cl₅) est un composé organique de synthèse (Synthétisé en 1874), son action comme insecticide n'a été découverte que depuis 1940 (Grosclaude, 1999b). Il a été largement utilisé par les forces alliées durant la Seconde Guerre mondiale pour assurer la protection du personnel militaire de la malaria et a été commercialisé à partir de 1945. Le DDT a été l'insecticide le plus utilisé dans le monde jusqu'au milieu des années 1960. A cette époque, il avait été crédité d'un certain nombre de succès important pour la santé publique, y compris l'éradication du paludisme aux États-Unis et en Europe (Attaran et Maharaj, 2000).

Le DDT (4,4'-(2,2,2-trichloroethane-1,1-diyl)bis(chlorobenzene)) est une substance cristalline incolore, presque insoluble dans l'eau mais très soluble dans les matières grasses et la plupart des solvants organiques. Ses produits de décomposition dans la nature sont le DDE (dichlorodiphényldichloroéthylène ou 1,1-dichloro-2,2-bis (p-dichlorodiphényl) éthylène) et le DDD (dichlorodiphényldichloroéthane ou 1,1-dichloro-2,2-bis (p-chlorophényl) éthane) qui sont hautement persistants et qui possèdent des propriétés physiques et chimiques similaires. La valeur du ratio DDT/DDE renseigne sur l'ancienneté de la contamination. Un faible ratio témoigne d'une contamination globalement ancienne.

Le DDT (fig. 3, annexe 1) est un polluant organique persistant avec une demi-vie évaluée entre 2 et 15 ans. Dans les eaux, son temps de demi-vie peut être beaucoup plus faible.

Le contaminant organochloré, le DDT et ses principaux métabolites possèdent des propriétés physicochimiques similaires à celles des PCB. Pour cela, l'analyse de certains métabolites tel que le pp'DDE peut être effectuée selon le même protocole analytique que les PCB (Crain *et al.*, 2002).

Selon Fry et Toone (1981) et Mills *et al.* (2001), le DDT et le DDE ont des effets oestrogéniques et anti-androgène chez plusieurs espèces de vertébrés (tel que *Larus californicus* et *Paralichthys dentatus*).

6.2.4.2.4 Lindane (γ -HCH)

C'est qu'en 1935 que des chercheurs américains ont découvert par hasard que l'isomère actif gamma d'Hexachlorocyclohexane (hexachloro-1,2,3,4,5,6-cyclohexane) est un puissant insecticide. Il est dénommé Lindane en souvenir du chimiste belge Van der Linden qui l'isola. La production industrielle démarra en 1945 aux Etats-Unis suivis par de nombreux pays (OMS, 1991). Il se prépare par addition radicalaire du chlore sur le benzène. La réaction conduit à un mélange d'isomères et de quelques autres produits, appelés collectivement HCH technique. Ce dernier est une poudre amorphe brunâtre, avec une odeur de moisi caractéristique.

Le HCH représente l'ensemble des 16 isomères stéréochimiques possibles dont sept sont présents dans le HCH technique à une teneur supérieure à 1%. Le HCH est l'un des insecticides les plus importants, actuellement connus ; il a été utilisé dans presque tous les domaines : contre les parasites des cultures, contre les vecteurs de maladies et les ectoparasites du bétail, dans la lutte antiacridienne.

L'isomère γ du HCH (le Lindane) présente une activité nettement supérieure à celle des autres isomères ainsi qu'une odeur plus faible, ce qui lui confère un champ d'application plus vaste (ATSDR, 1999). Après purification, le Lindane contient de petites quantités d'autres isomères du HCH.

Le Lindane a commencé à être utilisé comme insecticide au cours des années 1940 en raison de son efficacité et de sa rentabilité. Mais après la découverte de ces effets néfastes, la quantité totale de lindane utilisée dans le monde a été régressé de 11900 tonnes en 1980 à 84001 tonnes en 1990 (Li *et al.*, 1996).

Selon l'OMS (1997), La Limite Maximale de Résidus de Lindane dans un produit alimentaire donné après application de pesticide conformément aux bonnes pratiques agricoles ne doit pas dépassée 0.01 mg/kg. Ainsi que la Dose Journalière Admissible (DJA) est fixée à 0.008 mg/kg de poids corporel.

6.3 Signes caractéristiques de la pollution

6.3.1 Signes physiques

Ces signes sont les particules en suspension, les pellicules flottantes d'huiles et de substances similaires, les dépôts de particules de graisses. On reconnaît les eaux polluées par la turbidité, la température, l'odeur, la saveur, le pH, la teneur en oxygène dissous. Les substances insolubles

contiennent quelques fois des substances organiques, celles-ci entrent en état de putréfaction en provoquant la formation de pellicules flottantes de boues. L'eau polluée n'est en général pas claire et est souvent marquée par une odeur nauséabonde.

6.3.2 Signes chimiques

Les signes chimiques de la pollution sont la valeur de la demande biochimique en oxygène (DBO), la valeur de la demande chimique en oxygène (DCO), la teneur en azote ammoniacal, la concentration en substances toxiques et en substances radioactives (Rodier *et al.*, 2009).

6.3.3 Signes biologiques

Les signes biologiques sont le fait d'une eutrophisation caractérisée par un "bloom" aussi bien planctonique que les plantes et animaux supérieurs (Ramade, 2012).

7. Méthodes d'évaluation des eaux lacustres

Les milieux d'eau stagnante représentent de précieux réservoirs d'eau disponibles et largement exploités par les hommes pour leurs besoins domestiques, industriels et récréatifs. Pourtant, ces milieux n'ont de cesse de se dégrader sous les pressions anthropiques, ce qui remet en cause l'utilisation même de la ressource eau. L'ILEC (International Lake Environment Committee, 1997) mentionne six risques majeurs susceptibles d'affecter les lacs et les réservoirs de la planète : la sédimentation, la diminution des volumes d'eau, la contamination par des substances toxiques (pesticides, substances chimiques d'origine industrielle, métaux lourds, etc.), l'eutrophisation, l'acidification et la destruction des écosystèmes et des espèces endémiques.

Dans l'optique d'une gestion à long terme de cette ressource, il s'est avéré nécessaire de développer des outils de diagnostic pour caractériser l'état de ces masses d'eau, afin de définir des priorités d'actions (protection, restauration). Pendant longtemps, les objectifs de qualité étaient de réduire le niveau de pollution des écosystèmes en fixant des normes de concentrations admissibles dans les eaux.

La qualité des eaux était donc évaluée à l'aide de critères physicochimiques, dont la plupart faisaient l'objet de normes, au niveau des rejets polluants par exemple. Cette démarche a fait ses preuves, mais a également montré ses limites, notamment pour déceler des émissions ponctuelles de substances toxiques qui ont des conséquences sur le milieu biologique. De plus, la nature des perturbations a changé : on observe désormais de nombreuses pollutions d'origine diffuse, un nombre croissant de sources de perturbations dont les effets cumulés sont importants et dont l'origine n'est pas chimique (Lévêque, 1991).

La prise en compte de variables biologiques s'est progressivement imposée, car elles permettent une évaluation beaucoup plus précise du devenir du compartiment biologique que les variables physicochimiques, dans la mesure où les organismes vivants sont sensibles à une large gamme d'impacts physiques, chimiques et biologiques et peuvent théoriquement apporter des réponses précises et graduées aux conséquences de ces perturbations sur le milieu aquatique. En outre, l'accélération du phénomène d'eutrophisation s'est révélée être un véritable problème de société, à l'échelle mondiale, dans la mesure où les forts développements algaux qui l'accompagnent constituent une entrave à l'utilisation des ressources en eau affectées, et ce particulièrement au niveau des plans d'eau.

Les moyens pour évaluer l'état des milieux lacustres ont alors évolué conjointement à l'émergence des problèmes d'exploitation de la ressource eau, consécutifs aux effets perturbateurs des activités humaines sur l'ensemble du fonctionnement de ces écosystèmes.

La volonté d'une approche holistique des milieux apparaît nettement dans les objectifs d'évaluation et de gestion. Il s'agit d'aborder l'écosystème dans sa totalité et d'y associer l'usage qui en est fait.

Les outils d'évaluation doivent dès lors intégrer le caractère hiérarchique et variable d'un écosystème lacustre en termes d'espace et de temps, et fournir une image globale et représentative de l'état du lac, comparable à celle d'un site considéré comme la référence. Trois grandes catégories de méthodes se sont ainsi succédées parallèlement à l'élargissement du niveau d'intégration considéré :

- Les méthodes d'évaluation de l'état trophique ;
- Les méthodes d'évaluation de la qualité biologique à travers l'étude d'un peuplement particulier ;
- Les méthodes d'évaluation de l'état écologique intégrant plusieurs éléments de l'écosystème (Barbe *et al.*, 1996).

CHAPITRE II

PRESENTATION DU LAC SIDI M'HAMED BENALI

1. Historique du lac

En 1945, une compagnie étrangère équipée de gros engins s'est installée dans les abords du lac, elle avait commencé par déterrer sur la partie Nord de la cuvette, les silos de provisions d'orges et de blé abandonnés vite par la tribu des MAICHIAS qui a décampé les lieux avant d'aller s'installer définitivement à Ain El Berd. La même compagnie avait réalisée en 5 ans une « *seguia* » en dalles préfabriquées de forme demie cylindrique sur une distance de 4 km reliant la cuvette au lit d'Oued Mekkera. Le raccordement de la vanne manipulable à la main est placé du côté Ouest de la ville de Sidi Bel Abbès. L'ouvrage consistait à atténuer la force du courant due à la montée des eaux pendant la saison pluviale, pour éviter les inondations au centre urbain et décanter l'eau des crues afin d'alimenter à travers un canal souterrain de 2.5 km le barrage de Oued Sarno en eau plus au moins limpide, utilisée directement pour l'irrigation et indirectement (après traitement) en eau potable, d'où son nom « barrage de décantation ».

Pendant la première année, le sol du fond de la cuvette absorbait toute l'eau des crues. Les particules fines de l'eau de drainage tombent et s'accumulent au fond de la cuvette pour former une couche de vase imperméable. Ce qui permettait au lac de se remplir d'eau. Le niveau de ce dernier augmentait après chaque hiver. Quelque temps plus tard, le lac a pris sa grandeur et portait le nom de « Sidi M'Hamed Benali », le marabout qui est situé au milieu du cimetière du côté nord du lac.

A la veille de l'indépendance des lâchés de poissons à partir d'un hélicoptère ont été effectués afin d'enrichir la biodiversité du lac ainsi, les canards lâchés depuis des années par l'administration des forêts occupent le milieu du lac loin de tout danger (Direction du forêt de la Wilaya de Sidi Bel Abbes, 2015).

2. Position géographique

Ce barrage de décantation est situé à 4 km au nord de la ville de Sidi Bel Abbès. Il appartient administrativement à la daïra de Tessala, commune d'Ain Trid. Il s'étend sur une superficie plate de 40 ha. A une contenance voisine de 3 million m³ et une profondeur de 30 m. Situé à une altitude minimale de 460 m. D'après la carte N° 241 de Sidi Bel Abbès et N° 210 de Ain

Trid à l'échelle 1/50.000, les coordonnées géographiques du lac sont de : X1= 195.3 Y1= 220.7 ; X2=195.9 ; Y2=221.6.

Le lac se trouve en face des djebels : *Tessala ; Hadjar, Meraei, Kerrouche* situé respectivement à des altitudes 584, 759, 613 et 809 m. Ils représentent un bassin versant Sud qui alimente le lac par ruissellement le plus souvent pendant les périodes pluvieuses.

Le lac est assis sur un sol imperméable, formé de roches sédimentaires argileuses et calcaires (APC d'Ain Trid, 2012).

3. Climatologie

Le bassin de la Mekerra subit les influences maritimes au Nord et saharienne au Sud. Le lac appartient au climat de l'atlas tellien, à l'étage bioclimatique semi-aride. Le climat caractéristique de la plaine est méditerranée, caractérisé par une saison sèche prolongée et une autre humide avec des pluies irrégulières violentes insuffisantes (Direction de l'Environnement de la Wilaya de Sidi Bel Abbes, 2012).

Selon la station de météorologie (2015), la durée annuelle de la gelée est de 10 à 15 jours au cours des mois Décembre, Janvier, Février. Cependant en 2011, elle a dépassé les 28 jours. Tandis que la période de siroco par an est de 4 à 5 jours au cours des mois Juillet, Août.

La direction de vent est soit Nord, Nord-Ouest ou Sud, Sud-Ouest (Station de météorologie de la Wilaya de Sidi Bel Abbes, 2015).

4. Faune et flore du lac

Le lac SMB est une réserve naturelle très importante d'espèces animales (tableau 4) et végétales (tableau 5).

Tableau 4 : Faune du lac SMB.

Faune du lac	
Zooplanctons	Rotifères Cladocères Copépodes Ostracodes
Poissons	<i>Cyprinus carpio</i> (Carpe commune) <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Carpe argentée) <i>Barbus barbus</i> (Barbeau) <i>Abramis brama</i> (Brème) <i>Rutilus rutilus</i> (Gardon) <i>Micropterus salmoide</i> (Black-bass)
Oiseaux	- Oiseaux aquatiques : Colvert, Canard plongeur, poule d'eau, Canard de surface - Oiseaux terrestres : Busard des roseaux, Hibou des marées, Tourterelle des bois, pigeon biset, Moineau, Rapaces, Martinet noir,

(Source : Direction de l'environnement de Sidi Bel Abbes, 2015)

Tableau 5 : Flore du lac SMB.

Flore du lac		
	Nom de l'espèce	Nom commun
Plantes terrestres	<i>Pinu Male Pinus</i>	pin d'Alep
	<i>Tamarix gallica</i>	Tamarix
	<i>Cupressus semperviens</i>	Cyprès
	<i>Eucalyptus globulus</i>	Eucalyptus
	<i>Populus alba</i>	Peuplier blanc
	<i>Populus nigra</i>	Peuplier noir
	<i>Salix alba</i>	Saule blanc
	<i>Casuarina equisetifolia</i>	Casuarina
	<i>Fraxinus oxyphylla</i>	Frêne
	<i>Olea europEa</i>	Olivier
	<i>Ficus carica</i>	Figuier
	<i>Schinus mollus</i>	Poivrier d'amérique
	<i>Acacia cyanophila</i>	Acacia
Plantes immergées	<i>Joncus acutus</i>	Joncus
	<i>Thyphala tifolia</i>	Massette
	<i>Arundo donax</i>	Roseau
Algues	Algues microscopiques : <i>Chlorella sp.</i>	Nostoc
	Algues phytoplancton :	
	Mixophycées Chlorophycées	Bacillariophycées (Diatomophycées)

(Source : Direction de l'environnement de Sidi Bel Abbes, 2015)

5. Impact de l'environnement rural et urbain sur le lac

Le lac est entouré de tous parts de terres agricoles destinées principalement à la céréaliculture. Ces terres à proximité du lac, constituent de véritables menaces pour l'eau et pour la biocénose, elles apportent des produits phytosanitaires (engrais et pesticides) et fertilisants (tableau 6) au lac. Les excès de nutriments (azote, phosphate) utilisés par les agriculteurs sont transportés par les eaux de ruissellement riches en azote, dont (l'excès peut provoquer l'augmentation de la teneur en nitrates qui est l'un des problèmes actuels parmi les plus préoccupant sur le plan écologique (Direction de l'environnement de la wilaya de Sidi Bel Abbes, 2015).

Egalement, il reçoit des divers polluants de son bassin versant et en particulier de l'oued Mekerra, qui est devenu un égout à ciel ouvert. Durant presque toute l'année, et particulièrement pendant la saison estivale, il constitue un centre de détente (baignade, pêche, camping). Les activités anthropiques sur le lac sont nombreuses et diverses : l'agriculture, le pompage illicite de l'eau du lac à des fins agricoles, la pêche anarchique et abusive et non

règlementée (le nombre croissant de pêcheurs), lavage des voitures et le nombre élevé de visiteurs entraînant automatiquement des tas d'immondices et déchets de bivouac, derrière eux.

Tableau 6 : Produits phytosanitaires et fertilisants utilisés dans les fermes qui entourent le lac SMB.

Produits phytosanitaires	Engrais de fond (engrais phosphatés)
	Engrais de couverture (engrais azoté)
	Engrais de couverture (engrais urée)
Produits fertilisants	Granstar
	Apyros
	Calliofope
	Illoxan
	Zoow

(Source : APC de Tessala W S.B.A, 2015)

6. Lâchers de poissons effectués au sein du lac

Le tableau 7 présente l'empoissonnement effectué au sein du lac SMB durant la période 2001-2015 (Direction de la pêche et des ressources halieutiques de la wilaya de Sidi Bel Abbes, 2015).

Tableau 7 : Empoisonnement au sein du lac SMB (2001-2015).

Espèces	Nombre d'individus	Dates des lâchers	Organismes responsables
Carpe Argentée	560.000	06.06.2001	Direction des forêts
Carpe Herbivore	560.000	06.06.2001	Directions des forêts
Carpe rouge	1.600	Juin 2001	Directions des forêts
Carpe à grande bouche	150.000	30.04.2002	Direction de la pêche et des ressources halieutiques
Sandre	400	24.04.2005	Direction de la pêche et des ressources halieutiques
Carpe commune Carpe Royal	200	18.05.2005	Direction de la pêche et des ressources halieutiques
Tilapia	5000	25.05.2006	Direction de la pêche et des ressources halieutiques
Carpe à grande bouche Carpe argentée	50.000 54.000	29.06.2006	Direction de la pêche et des ressources halieutiques
Tilapia	30 000	2009	Direction de la pêche et des ressources halieutiques
Carpe commune	100	04.11.2010	Direction de la pêche et des ressources halieutiques
Carpe commune	100	02.02.2012	Direction de la pêche et des ressources halieutiques
Black bass	10.000	09.05.2015	Direction de la pêche et des ressources halieutiques

(Source : Direction de la pêche et des ressources halieutiques, 2015)

PARTIE II
PARTIE EXPERIMENTALE

Le lac SMB est l'une des plus importantes réserves naturelles de l'Ouest algérien qui est soumise aux impacts urbains et ruraux qui entraîne un déséquilibre certain et une dégradation visible d'où l'intérêt et le choix de cette étude.

Sur la base des données hydrologiques récoltées mensuellement durant une période allant à 16 mois, nous essaierons dans cette partie de caractériser le lac d'un point de vue climatique et surtout physicochimique par la présentation des variations spatiotemporelles des différents paramètres physicochimiques et par la précision de l'état actuel de lac après les profonds changements de ses conditions environnementales locales (Oued, pollution, etc.). Nous avons également, procédé à l'évaluation de la qualité biologique et le niveau de contamination de l'eau et de poissons de cette retenue. Afin d'établir une comparaison des niveaux de contamination en micropolluants suivant les origines, trois autres espèces de poisson et une espèce de crevette fraîches ont été achetées dans une grande surface de commerce en Belgique.

CHAPITRE I

ETUDE CLIMATIQUE DE LA PERIODE D'ETUDE

1. Température de l'air

L'examen de la fig. 1, fait ressortir une variation temporelle nettement régulière durant les deux cycles annuels. Les températures moyennes mensuelles les plus basses sont mesurées pendant la saison hivernale, qui s'étend de Décembre à Mars, avec un minimum de -1.2°C enregistré en Février 2012. Les mois de la saison estivale, qui s'étale entre Juin et Septembre, sont les plus chauds ; la température journalière la plus élevée était de 38.6°C en Août 2012.

L'écart thermique moyen, qui est donc de $6,94^{\circ}\text{C}$ (2011) et $7,85^{\circ}\text{C}$ (2012), n'est pas tellement important. Pendant les saisons automnale et printanière, l'air se refroidit et se réchauffe progressivement pour atteindre successivement les températures minimales et maximales pendant l'Hiver et l'Eté.

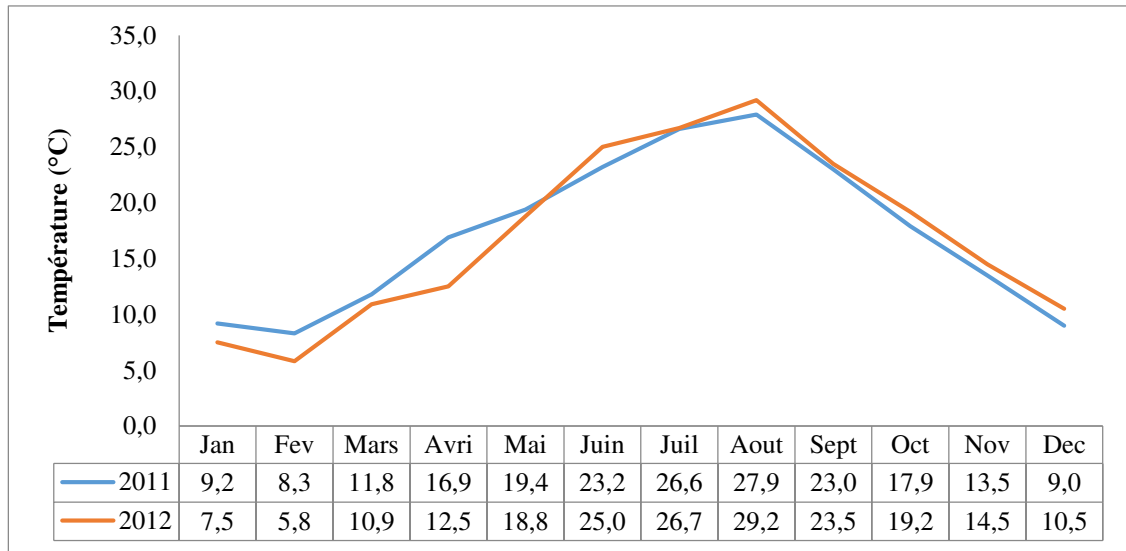


Fig. 1 : Variation mensuelle des températures aériennes moyennes enregistrées en 2011 et 2012 (d'après l'Office National de la Météorologie (O.N.M.), 2015).

2. Précipitation

Au cours de la période d'étude, les précipitations mensuelles se répartissent d'une manière irrégulière au cours de l'année et varient entre les deux années (fig. 2).

Le maximum de la précipitation a été mesuré en Novembre 2011 (105,5 mm) et 2012 (163,3 mm). Les précipitations enregistrées pendant les mois de Juillet 2011 et Juin, Juillet, Août 2012 ne dépassent guère 1.7 mm ; ce sont les mois les plus secs. Les précipitations s'accroissent donc en saisons automnale et hivernale.

Le régime annuel de précipitation montre la présence de deux périodes distinctes ; une pluvieuse du mois d'Octobre au mois d'Avril et une autre sèche du mois de Juin au mois de Septembre. Pour l'année 2011 la pluviométrie s'étale jusqu'à le mois de Mai.

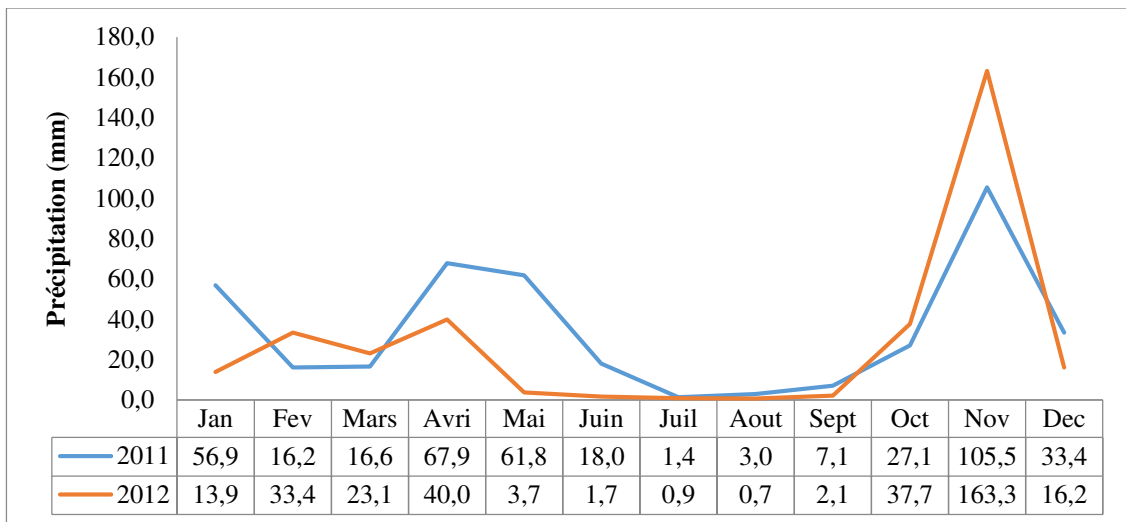


Fig. 2 : Variation mensuelle des cumuls moyens des précipitations enregistrées en 2011 et 2012 (d'après l' O.N.M., 2015).

3. Humidité relative

L'humidité moyenne annuelle est de $67 \pm 11,45\%$ pour l'année 2011 et $64 \pm 16,02\%$ pour l'année 2012. L'humidité relative varie considérablement dans la région de Sidi Bel Abbés. Les valeurs moyennes mensuelles oscillent entre 37% et 80% pendant la période d'investigation. Les valeurs moyennes des deux années les plus faibles ont été enregistrées en Juillet et Août (fig. 3). Cela peut être dû à la température atmosphérique et la forte insolation qui provoquent l'évaporation des particules liquides.

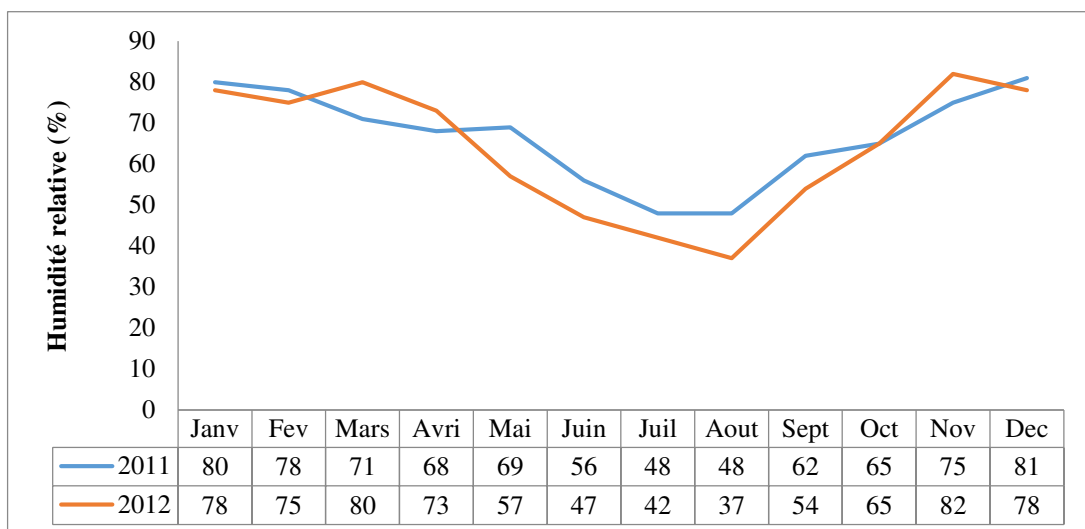


Fig. 3 : Variation mensuelle de l'humidité relative moyenne enregistrée en 2011 et 2012 (d'après l' O.N.M., 2015).

4. Vent

Les vitesses du vent sont très faibles et irrégulières (fig. 4). La vitesse moyenne mensuelle est de 2 ± 0.43 km/h en 2011 et 2.1 ± 0.46 en 2012.

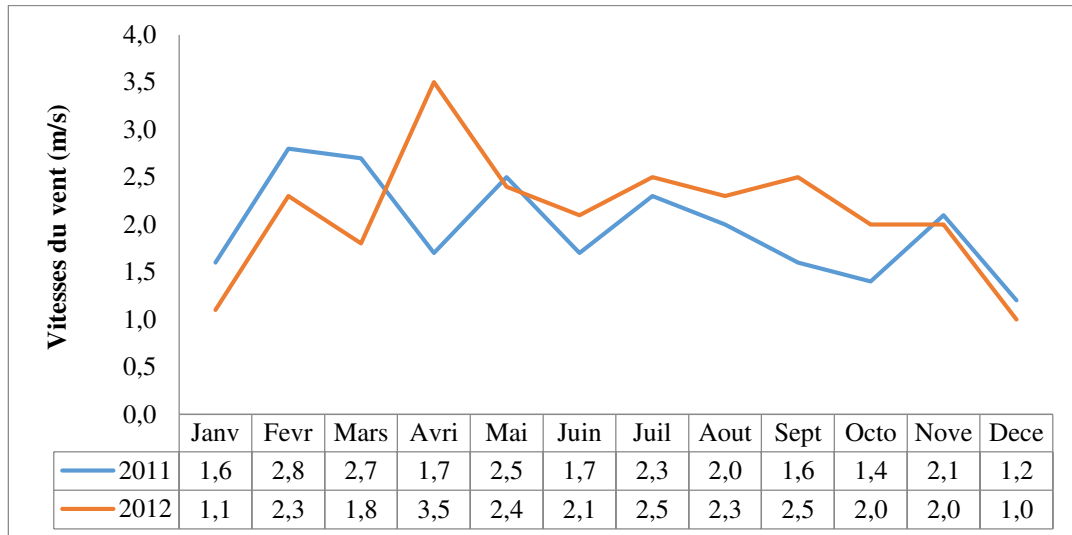


Fig. 4 : Variation mensuelle des vitesses du vent moyennes enregistrées en 2011 et 2012 (d'après l' O.N.M., 2015).

5. Evaporation

L'évaporation enregistre des valeurs élevées de Mai à Octobre pour les deux années y compris Avril 2011 (fig. 5). Ceci est dû aux températures atmosphériques élevées.

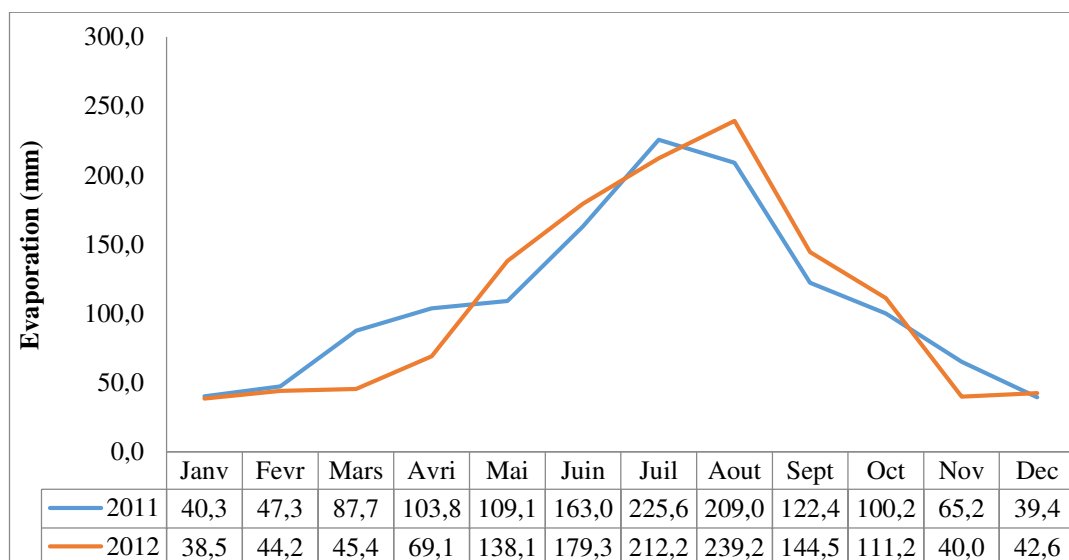


Fig. 5 : Variation mensuelle d'évaporation moyenne enregistrée en 2011 et 2012 (d'après l' O.N.M., 2015).

CHAPITRE II

ETUDE DES PARAMETRES PHYSICOCHIMIQUES DU LAC SIDI M'HAMED BENALI

1. Choix et description des stations d'étude

Six stations d'échantillonnage (fig. 6), pour des analyses physicochimiques couvrant tous le littorale du lac SMB, ont été retenues. Elles ont été choisies de manière à nous permettre de répondre à l'objectif de notre étude. Ainsi en prenant en considération un certain nombre d'éléments notamment la représentativité du lac pour le bien cerné spatialement, l'importance de la zone et l'accessibilité. Elles se répartissent comme suit :

- **Station 1** (S1) est située à la droite de l'entrée d'Oued Mekerra (la canalisation qui ramène l'eau d'Oued) ;
- **Station 2** (S2) est caractérisée par la présence d'une ripisylve, pouvant apporter une ombre au plan d'eau l'abondant et très fréquentée par les pêcheurs ;
- **Station 3** (S3) est située à côté de cimetière et de cafétéria, très touchée par les activités anthropiques ;
- **Station 4** (S4) est une zone marquée par une forte présence d'herbes ;
- **Station 5** (S5) est en amont de la canalisation qui lie le lac SMB et le barrage Sarno et très fréquentée par les pêcheurs ;
- **Station 6** (S6) est située au niveau de quiet et à proximité de l'entrée d'Oued Mekerra, caractérisée par une forte fréquentation des pêcheurs.

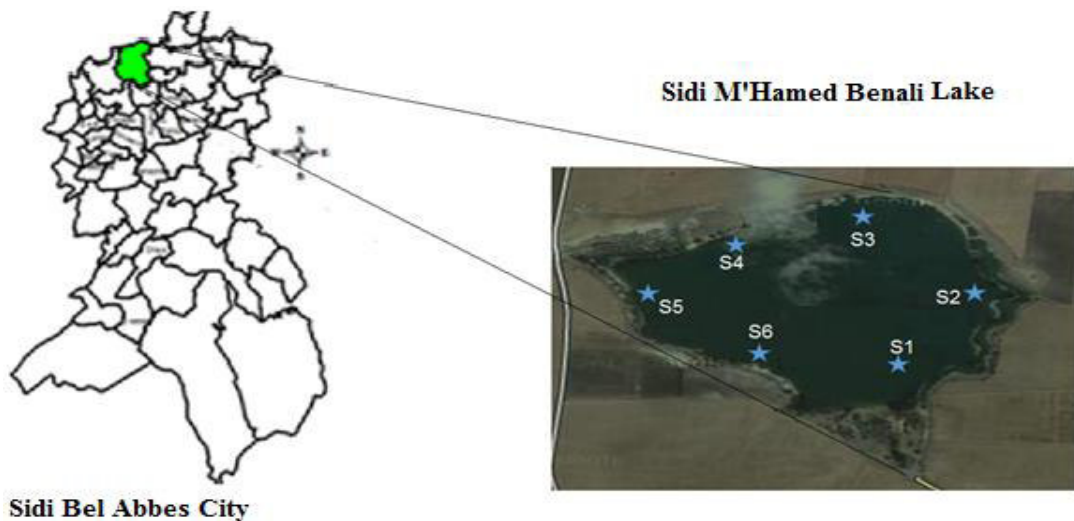


Fig. 6 : Sites d'échantillonnage d'eau et de zooplancton du lac SMB (El Badaoui *et al.*, 2015).

2. Technique de prélèvement pour des analyses physicochimiques

L'échantillonnage de l'eau du lac pour des analyses physicochimiques, a été effectué de Mars 2011 à Aout 2012 à l'exception de Juillet et Août 2011 (cinq saisons : Printemps, Automne 2011, Hiver, Printemps et Eté 2012), sur une fréquence mensuelle. Tous les échantillons ont été prélevés dans la matinée entre 8h et 10h.

L'échantillonnage a été effectué au moyen d'une bouteille en verre stérile d'un litre, entre 2 et 4 m de distance vers le large et 20 et 30 cm de profondeur. Ensuite, les échantillons ont été conservés à une basse température dans une glacière (4°C) jusqu'à leur transport aux laboratoires d'analyses de l'Entreprise Nationale des Industries Electroniques (ENIE) et de l'Algérienne Des Eaux (ADE) pour leur contrôle.

3. Méthodes et techniques d'analyses physicochimiques des eaux

La température a été mesurée in situ au moyen d'un thermomètre à mercure. Le potentiel d'hydrogène, l'oxygène dissous, la conductivité électrique, la salinité et le total des solides dissous ont été mesurés au moyen d'un multi-paramètre HACH (Sens IONTM 156). La turbidité est mesurée à l'aide d'un turbidimètre HACH (2100N, turbidimètre). Le carbonate, le bicarbonate, la dureté totale, le calcium et le chlorure ont été mesurés par colorimétrie, selon les méthodes de Rodier *et al.* (2009). Les nitrates, nitrites, sulfates, orthophosphates, cyanure, zinc, nickel, chrome, cuivre, fer et la couleur de l'eau ont été quantifiés par spectrophotométrie (spectrophotomètre, HACH DR/EL2) grâce à une trousse HACH DR/EL2, dont chacun d'eux a des kits, une longueur d'onde et une méthode d'analyse spécifique.

Les valeurs de magnésium ont été obtenues par soustraction des valeurs de la dureté totale de celle de calcium.

Le principe et le mode opératoire de chaque paramètre est détaillé dans l'annexe 2.

4. Traitements statistiques des données

Les distributions spatiotemporelles des valeurs des différents paramètres physicochimiques analysés ont été présentées pour les 6 stations et pendant les 16 mois séparément, sous forme des histogrammes par le biais du logiciel de Microsoft Excel 2013. De même les variations mensuelles moyennes des différents paramètres physicochimiques analysés, ont été présentées séparément, sous forme de courbes réalisées par le logiciel Microsoft Excel 2013.

Les données numériques ont été présentées comme moyenne saisonnière (Moy), valeur maximale mensuelle moyenne (Max), valeur minimale mensuelle moyenne (Min) et écart-type (SD) en utilisant le logiciel Microsoft Excel 2013.

Afin de déceler la relation de corrélation pendant la période de prélèvement entre les différents paramètres physicochimiques de l'eau du lac SMB, nous avons procédé au test de corrélation de Pearson (Pearson et Lee, 1903) ou le Coefficient de corrélation de Pearson avec une limite de confiance de 95% et une valeur de $p < 0,05$. Le calcul a été réalisé à l'aide du logiciel SYSTAT 13,0.

5. Résultats et discussion des paramètres physicochimiques

5.1 Etude spatiotemporelle des paramètres physicochimiques

Le régime hydro-biologique du lac, pendant la période d'investigation, est caractérisé par une large variation des paramètres physicochimiques dont les résultats sont présentés et discutés ci-dessous.

5.1.1 Température (T°)

La variation spatiotemporelle de la température de l'eau du lac SMB durant la période de prélèvement varie entre 10°C, marquée au mois de Décembre (S1, S2) et 28°C, marquée au mois de Juin 2011 (S4, S5, S6) et d'Août (S4) (fig. 7a).

Les variations mensuelles moyennes varient entre 10.83°C et 27.17°C, observées respectivement au mois de Décembre et Juin 2011 (fig. 7b). Les valeurs obtenues montrent que la température des eaux superficielles du lac correspond à la température atmosphérique (fig. 1) à l'exception du mois d'Avril 2012.

Les variations de la température entre les stations d'une part, et les prélèvements d'autre part, sont dues à la position des stations, leur emplacement au rayonnement solaire (même si les mesures ont toujours été effectuées assez tôt le matin) et aux possibilités de renouvellement des eaux par un courant.

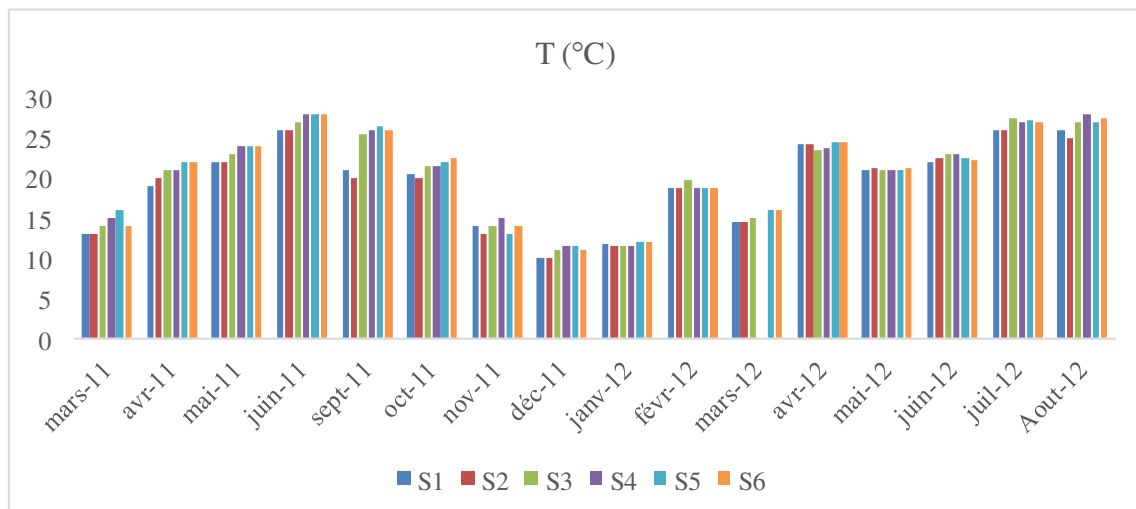


Fig. 7a : Variation spatiotemporelle de la température pendant la période d'investigation.

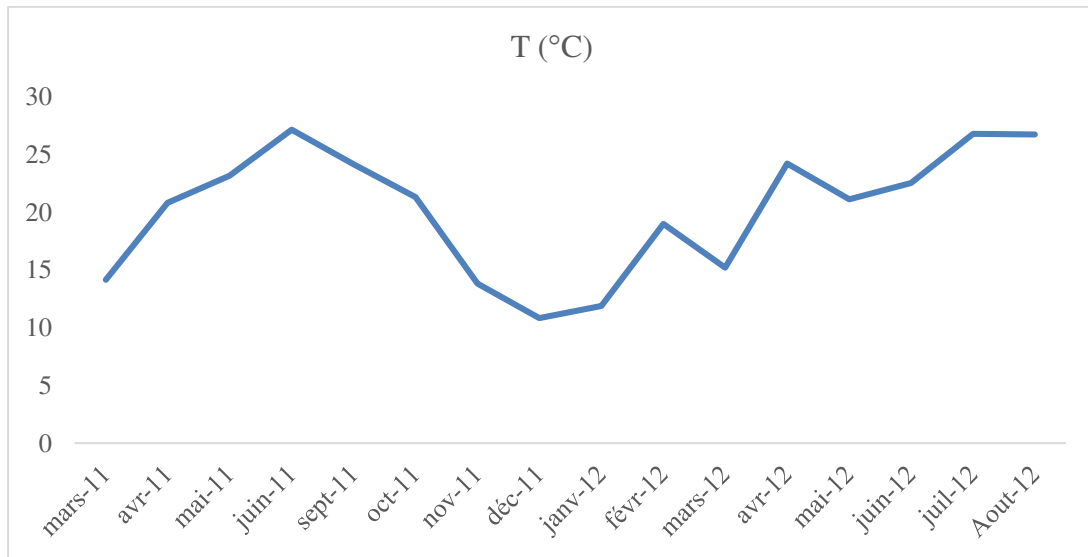


Fig. 7b : Variation mensuelle moyenne de la température pendant la période d'investigation.

Plusieurs auteurs (Rodier *et al.*, 2009 ; Angelier, 2000 ; Touchart, 2002) ont montré qu'elle varie régulièrement sur le profil longitudinal d'un plan d'eau en fonction de la température atmosphérique et les conditions météorologiques. Elle conditionne les possibilités de développement et la durée du cycle biologique de chaque espèce. En chaque point d'un profil longitudinal, la température est en fonction de l'altitude, de la distance à la source, du régime hydrologique et de la saison.

Les valeurs obtenues au mois de Juin 2011, Juillet et Août 2012 dépassent la valeur limite maximale ordonnée par la norme algérienne (JORA 2011), qui est de l'ordre de 25°C pour les eaux superficielles.

Selon Rodier *et al.* (2009), les élévations de température supérieures à 4°C peuvent être nuisibles pour le poisson et favoriser la mortalité de certaines espèces et le développement de certaines autres. Il existe cependant une certaine acclimatation variable suivant la température et les espèces.

5.1.2 Potentiel d'hydrogène (pH)

Les valeurs de pH relevées dans les différentes stations et aux différents mois de prélèvement des eaux du lac indiquent que le milieu est alcalin (fig. 8a). La valeur la plus faible (7.07) est enregistrée dans la station S1 au mois de Décembre 2011. Ceci en raison de taux de précipitation élevé (crue de l'Oued Mekerra) et de taux d'évaporation très faible. La valeur la plus élevée (9.20) est enregistrée dans la majorité des stations du mois de Juillet 2012 (taux de précipitation faible et taux d'évaporation élevé).

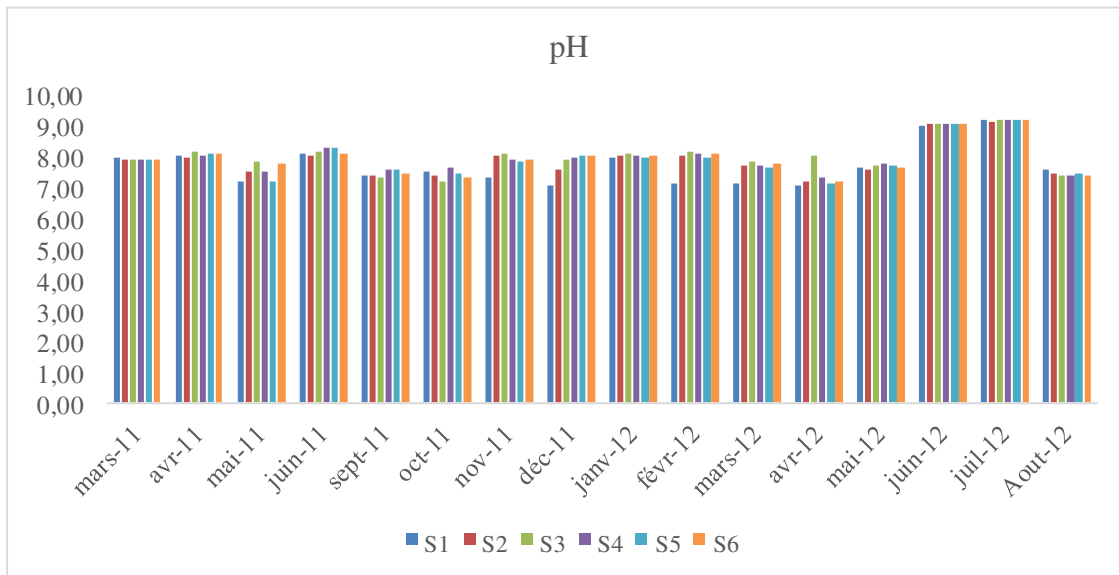


Fig. 8a : Variation spatiotemporelle du pH pendant la période d'investigation.

Les variations mensuelles moyennes varient entre 7.34 et 9.20, observées respectivement au mois d'Avril 2012 et Juillet 2012 (fig. 8b).

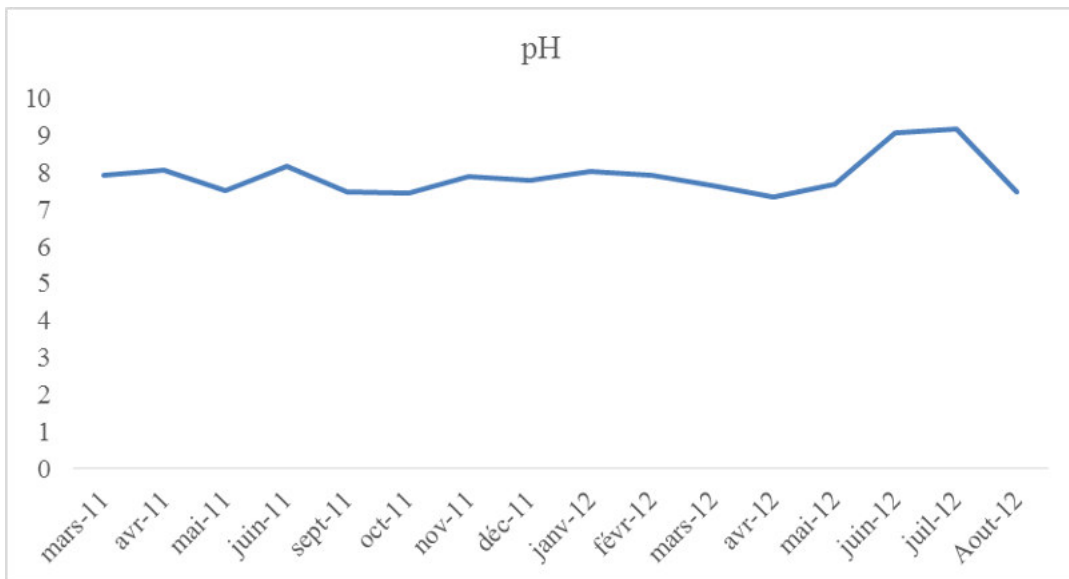


Fig. 8b : Variation mensuelle moyenne du pH pendant la période d'investigation.

Selon Arrignon (1998) et Rodier *et al.* (2009), les gammes de pH varient entre 5 et 9 sont compatibles avec la vie des poissons. Ainsi, d'après Banerjee et Ghosh (1967) et Mishra et Hasan (2013), les valeurs de 6.5 à 7.8 sont favorables pour la production des poissons et 7.5 à 8.5 pour la production moyenne des poissons. Ainsi, nous déduisons que les valeurs de pH

obtenues pendant la période d'investigation sont considérées comme souhaitables pour la vie et la reproduction des poissons. Mais son effet sur la faune se fera surtout sentir par l'influence qu'il exerce dans les équilibres entre les autres éléments (température, oxygène dissous, salinité, etc.) (Rodier *et al.*, 2009).

Vu que le lac SMB est utilisé comme un lieu de baignade par plusieurs personnes, il est intéressant de l'ajuster au pH des eaux de piscine qui correspond à 7,4 (pH des larmes d'après Rodier *et al.*, 2009).

Les valeurs de pH obtenues sont conformes à la norme de JORA (2011).

5.1.3 Conductivité électrique (CE)

Les valeurs de la CE oscillent entre 1384 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (S5 et S9 en Mars 2011) et 1800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (S2 en juillet 2012) (Fig. 9a).

Les valeurs mensuelles moyennes sont irrégulières. Elles atteignent des pics maximaux au mois de Mai 2012 (1702.67 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et Juillet (1700 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (fig. 9b).

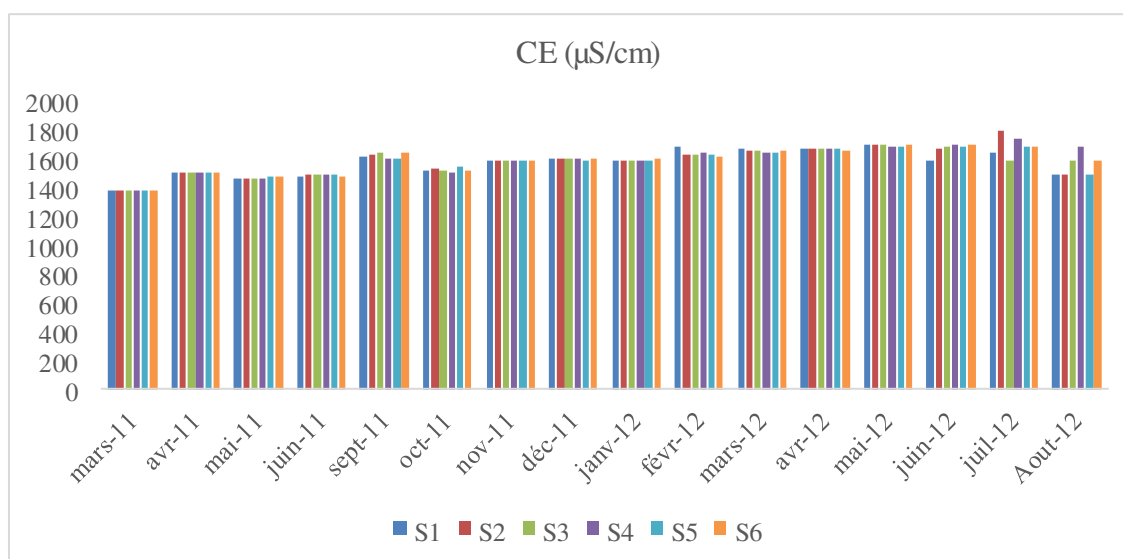


Fig. 9a : Variation spatiotemporelle de la conductivité électrique pendant la période d'investigation.

D'après Arrignon (1998) et Rodier *et al.* (2009), elle est étroitement liée à la concentration des sels dissous et avec la mobilité des ions. Rodier *et al.* (2009), estiment qu'une CE supérieure à 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ correspond à une minéralisation élevée et un taux supérieur à 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ fait considérer une eau comme difficilement utilisable dans les zones irriguées.

De cela, on peut déduire que l'eau du lac SMB est chargée en minéraux (sels dissous) et normalement ne doit pas être utilisée pour l'irrigation.

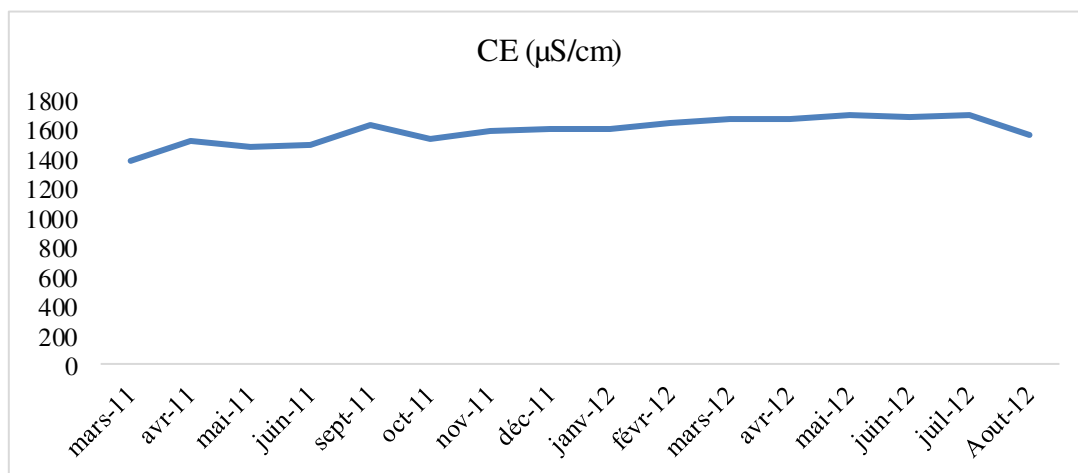


Fig. 9b : Variation mensuelle moyenne de la conductivité électrique pendant la période d'investigation.

Les valeurs obtenues sont conformes à la norme algérienne qui est de l'ordre de 2800 µS/cm (fixée à 20°C).

5.1.4 Salinité

L'évolution spatiale de la salinité de l'eau du lac a été très faible. Elle varie entre 0.7‰ et 0.9‰ pour toutes les stations avec un écart type de 0‰ entre les stations pour chaque mois de prélèvement (fig. 10a).

Les valeurs moyennes temporelles de la salinité sont irrégulières, présentent des diminutions et des augmentations jusqu'au mois de Septembre (0.8‰). Ensuite la courbe marque une droite jusqu'au mois d'Avril, puis augmente à une valeur de 0.9‰, pour le reste des mois de prélèvement (fig. 10b). Elle est influencée par les précipitations.

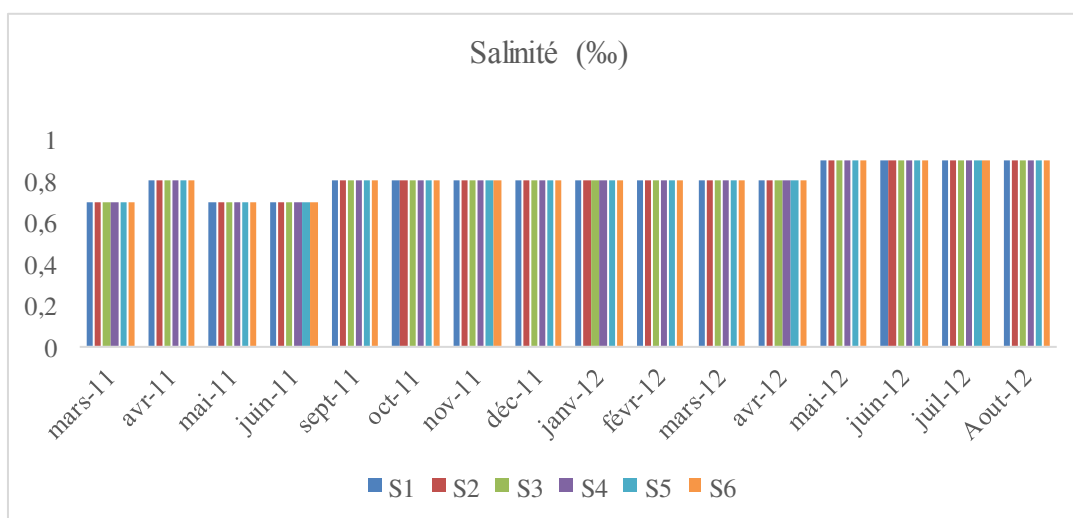


Fig. 10a : Variation spatiotemporelle de la salinité pendant la période d'investigation.

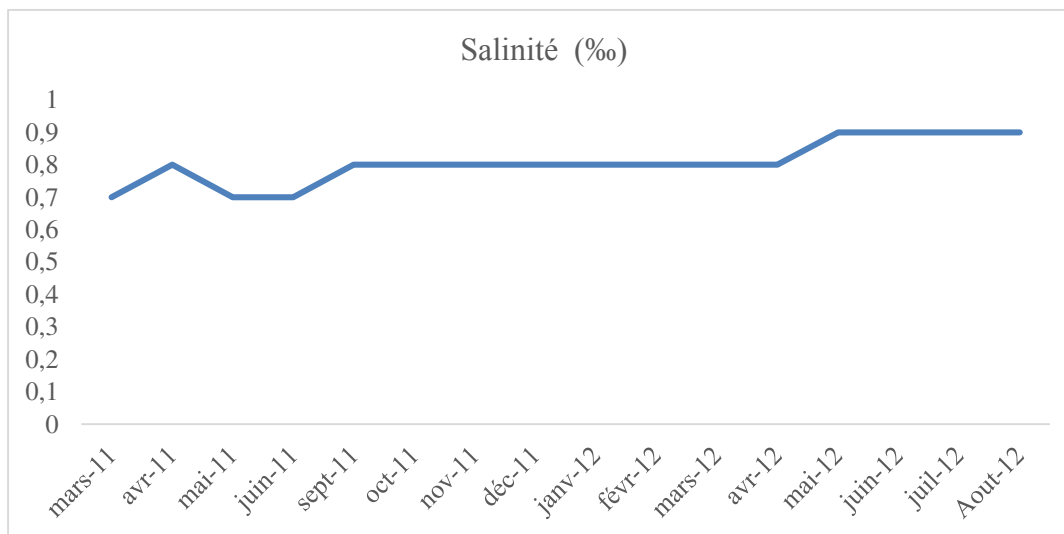


Fig. 10b : Variation mensuelle moyenne de la salinité pendant la période d'investigation.

5.1.5 Oxygène dissous (OD)

Au cours des quatre premiers mois de prélèvement, l'OD de la colonne d'eau a varié relativement peu avec une amplitude de fluctuation de ± 0.5 autour de 07.50 mg/l. À partir du mois de Septembre, on remarque une diminution légère de valeurs pour quelques stations (le mois d'Octobre et le mois de Novembre), dont elle atteint des valeurs fluctuées relativement peu de ± 0.5 autour de 6 mg/l. Puis les valeurs augmentent légèrement au mois de Décembre dont elle atteint 8.2 mg/l pour la S1. Au mois de Janvier et Février, la saturation en OD atteint respectivement des valeurs maximums de 11.1 mg/l (S5) et 12.5 mg/l (S5). La courbe présente une baisse au cours des derniers mois de prélèvement. Elle est diminuée jusqu'à atteindre un minimum de 5.42 mg/l au mois de Mai 2012 (fig. 11a et b).

D'après Rodier *et al.* (2009), sa solubilité est fonction de la température, de la pression partielle dans l'atmosphère et de la salinité. Quand la température s'élève, la teneur en oxygène diminue en raison de sa plus faible solubilité, mais aussi à cause de la consommation accrue par les êtres vivants et les bactéries qui se multiplient. Ainsi il peut favoriser la réduction des nitrates en nitrites et des sulfates en sulfures.

Si on compare les taux de l'OD avec les taux de température et celle de salinité, nous constatons qu'il est inversement proportionnel à ces deux derniers paramètres (voir fig. 7 et fig. 10).

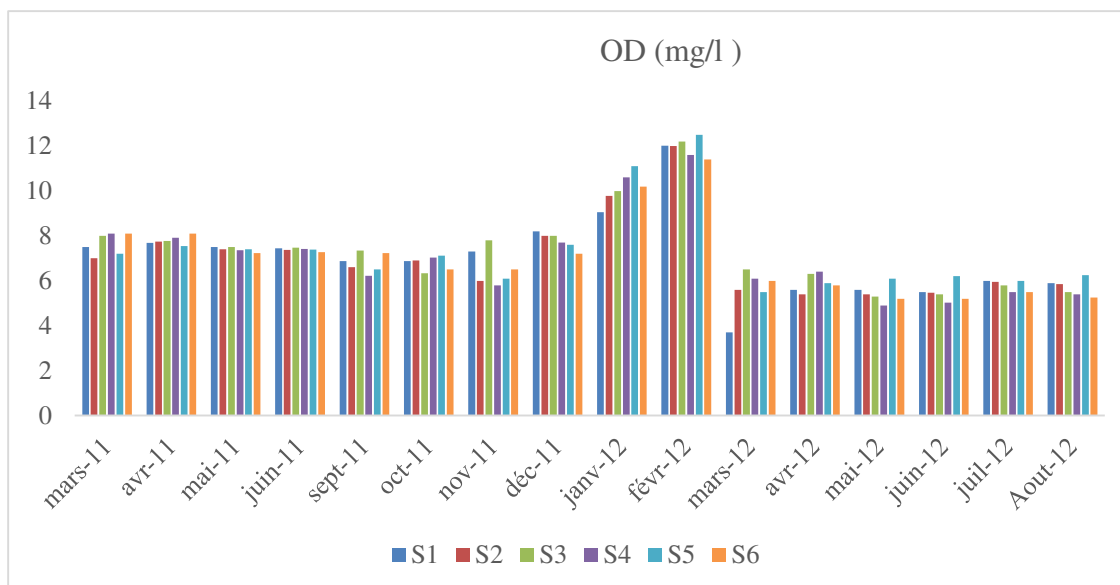


Fig. 11a : Variation spatiotemporelle de l'oxygène dissous pendant la période d'investigation.

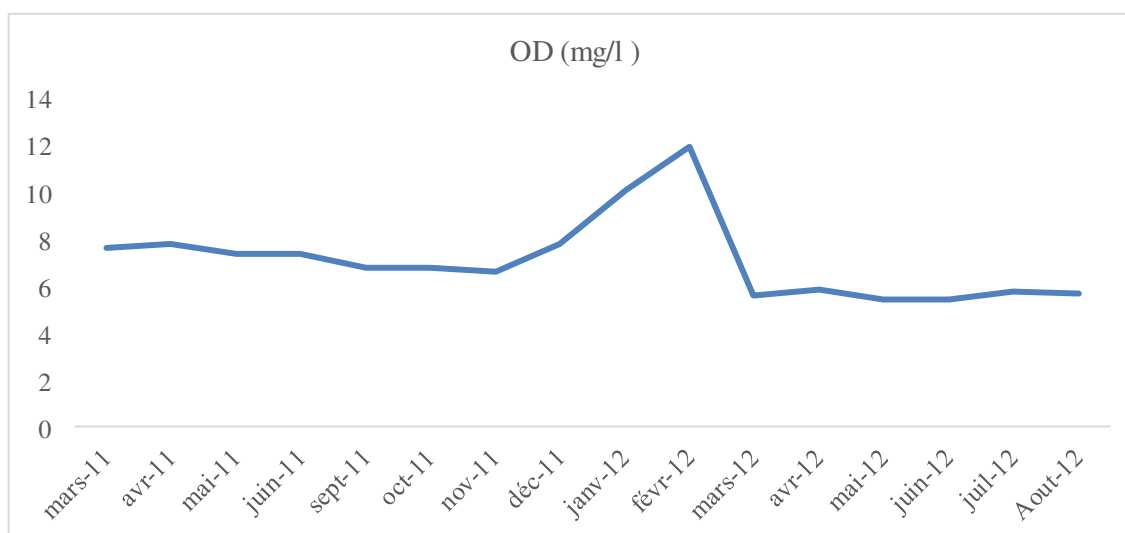


Fig. 11b : Variation mensuelle moyenne de l'oxygène dissous pendant la période d'investigation.

5.1.6 Chlorure (Cl⁻)

Les concentrations spatiotemporelles en Cl⁻ relevées dans les eaux du lac SMB pendant la période d'étude, s'échelonnent entre 300 mg/l à S1 du mois d'Avril 2012 et 716 mg/l à S5 du mois de Mai 2011 (fig. 12a).

Les valeurs moyennes mensuelles du Cl⁻ à l'exception du mois de Mars 2011 sont largement variables ; elles varient entre 610.83 mg/l (Août 2012) et 356.70 mg/l (Février 2012) (fig. 12b). Ceci résulte de la dilution par les précipitations pendant la première période (fig. 2). Les

chlorures enregistrent des teneurs qui dépassent les normes françaises, américaines (250 mg/l) et européennes (350 mg/l) (Rodier *et al.*, 2009). Par contre, elles sont dans la norme fixée par le JORA (600 mg/l) à l'exception d'une augmentation légère pour les mois de Mai 2011, Juillet et Août.

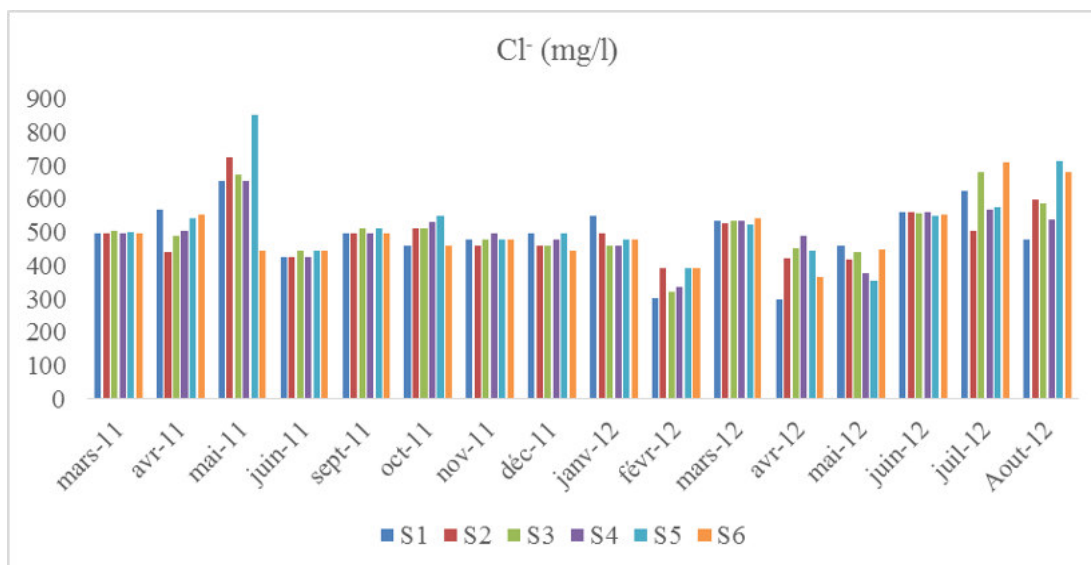


Fig. 12a : Variation spatiotemporelle de chlorure pendant la période d'investigation.

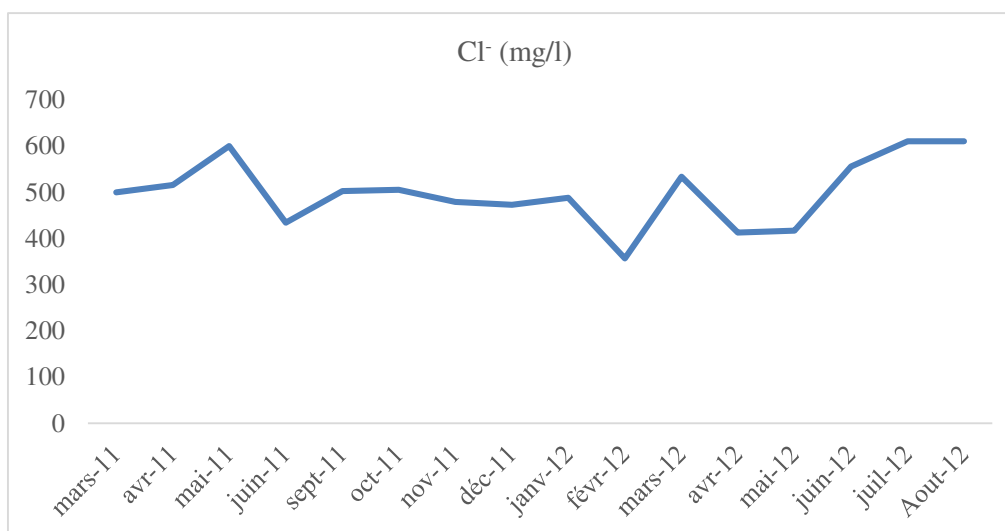


Fig. 12b : Variation mensuelle moyenne de chlorure pendant la période d'investigation.

5.1.7 Dureté totale, calcique et magnésienne

✓ Dureté totale (DT)

Les valeurs spatiotemporelles de la DT varient entre 400 mg/l enregistrée à la S6 au mois de Mai et 630 mg/l à la S1 au mois de Février (fig. 13a).

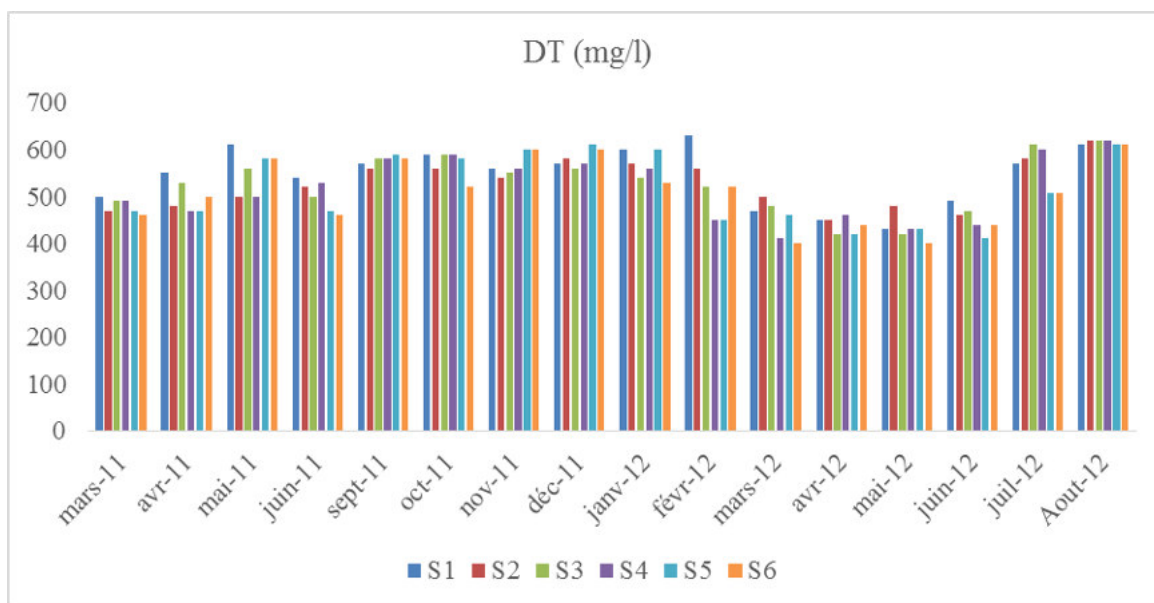


Fig. 13a : Variation spatiotemporelle de la dureté totale pendant la période d’investigation.

Les valeurs moyennes mensuelles sont irrégulières, présentent des diminutions et des augmentations pendant toute la période de prélèvement dont elles atteintes une valeur minimale de 431 mg/l au mois de Mai 2012 et une valeur maximale de 615 mg/l au mois d’Août 2012 (fig.13b). Généralement, la DT est fonction de la géologie de la région avec laquelle l’eau de surface est associée (Al-Badaïi et Shuhaimi-Othman, 2014).

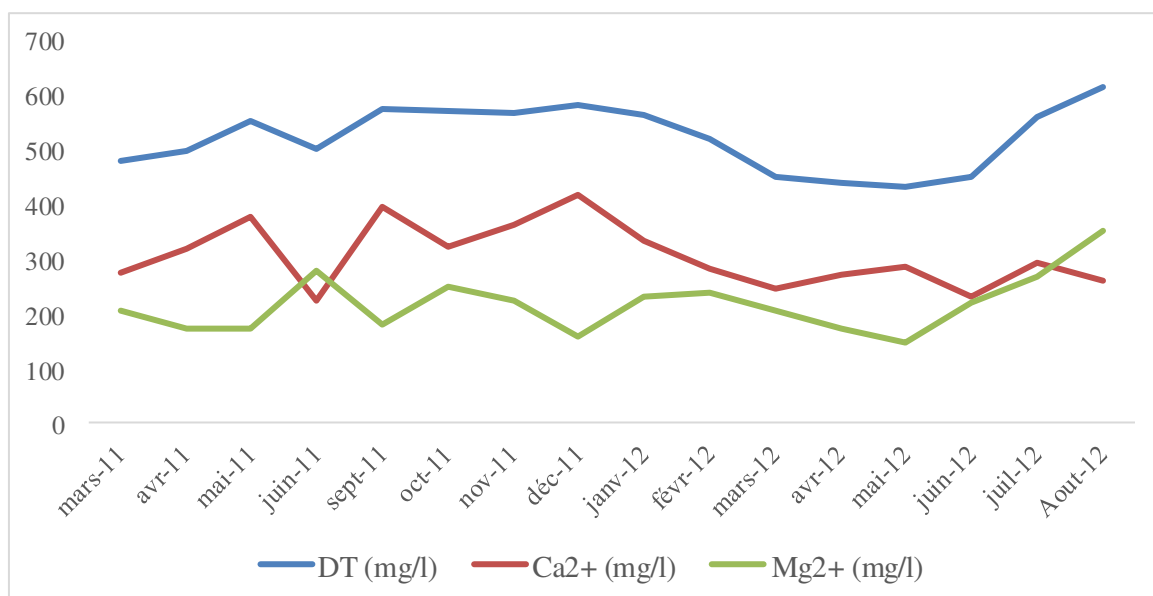


Fig. 13b : Variation mensuelle moyenne de la dureté totale, la dureté calcique et la dureté magnésienne pendant la période d’investigation.

Dureté calcique (Ca^{2+})

Les valeurs spatiotemporelles de Ca^{2+} sont irrégulières, pendant toute la période de prélèvement (fig. 13c). La dureté calcique montre des profils longitudinaux parfaitement parallèle à celui des DT enregistrées du mois de Mars 2011 au mois d'Octobre 2012. Elle enregistre une augmentation pour le mois de Novembre (363.33 mg/l) et Décembre (418.33 mg/l) puis elle chute pour les mois qui suit jusqu'à une valeur de 245 mg/l (Mars 2012) puis elle subit des augmentations et des diminutions jusqu'à une valeur de 261.67 mg/l au mois d'Août (fig.13b). Nous pouvons conclure que la DT pour les neuf premiers mois de prélèvement est typiquement calcique à l'exception du mois de novembre où nous remarquons une augmentation.

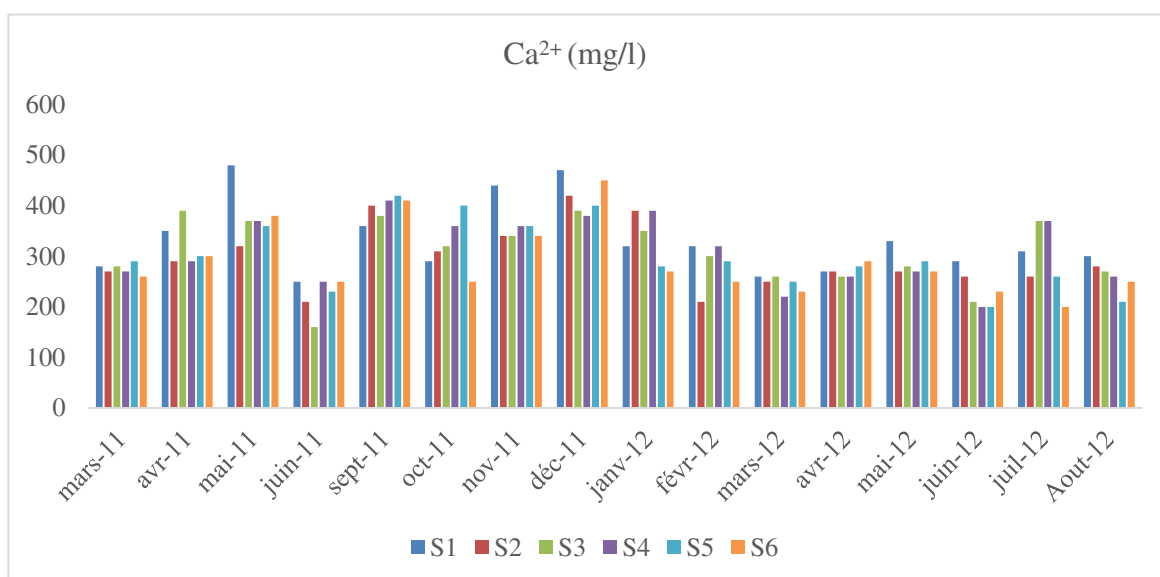


Fig. 13c : Variation spatiotemporelle de la dureté calcique pendant la période d'investigation.

✓ Dureté magnésienne (Mg^{2+})

Les valeurs spatiotemporelles de Mg^{2+} sont également irrégulières, présentent des diminutions et des augmentations pendant toute la période de prélèvement (fig. 13d).

La courbe des valeurs moyennes mensuelles de Mg^{2+} est toute a fait inverse à celle de Ca^{2+} , est toute à fait similaire à celle de la DT pour les six derniers mois d'étude. Son évolution temporelle pendant les premiers neuf mois de prélèvements est irrégulière. Elle ne suit pas un rythme saisonnier bien prononcé (fig.13b).

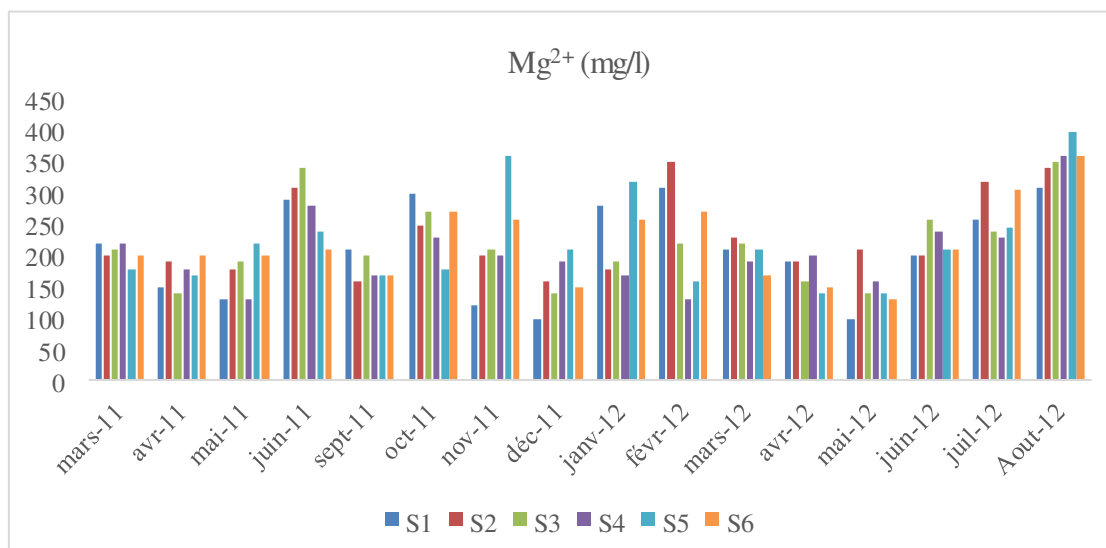


Fig. 13d : Variation spatiotemporelle de la dureté magnésienne pendant la période d’investigation.

5.1.8 Nitrates (NO₃⁻)

La variation spatiotemporelle du NO₃⁻ durant la période de prélèvement est irrégulière, enregistrant une valeur maximale de 6.6 mg/l à la S1, S3 du mois d’Avril 2011 et à la S4 du mois de Janvier, et une valeur minimale de 0.35 mg/l à la S4 du mois de Juin 2011 (fig. 14a).

Les moyennes mensuelles calculées sur l’ensemble du lac SMB, varient au cours du cycle annuel. Elles sont irrégulières, présentent des diminutions et des augmentations pendant toute la période de prélèvement (fig. 14b) (voir la variation saisonnière). Les valeurs obtenues sont très faibles par rapport à la norme fixée par le JORA (2011) qui est de l’ordre de 50 mg/l.

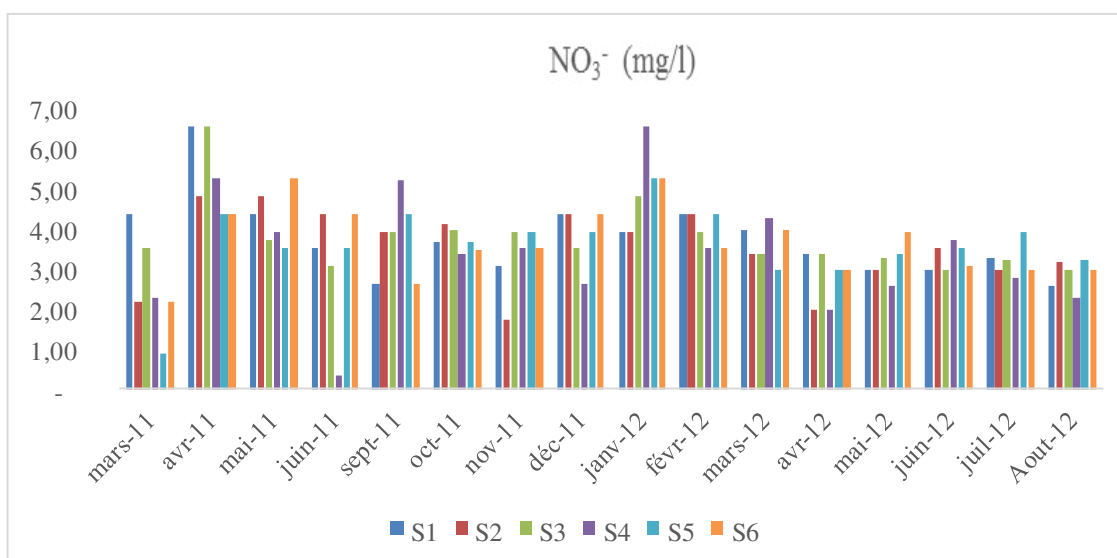


Fig. 14a : Variation spatiotemporelle de nitrate pendant la période d’investigation.

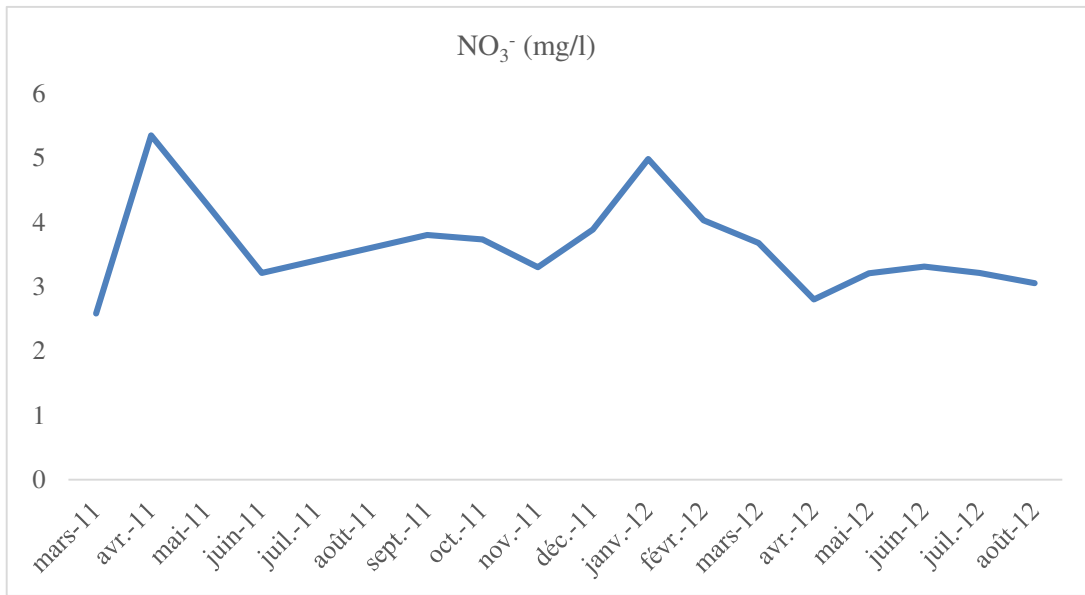


Fig. 14b : Variation mensuelle moyenne de nitrate pendant la période d'investigation.

5.1.9 Nitrites (NO₂⁻)

Les NO₂⁻ présentent des variabilités spatiotemporelles assez grandes, enregistrent une valeur maximale de 0.33 mg/l pour toutes les stations à des mois de prélèvement différents et une valeur minimale de 0.02 mg/l pour les stations S3-S6 du mois de Septembre (fig. 15a).

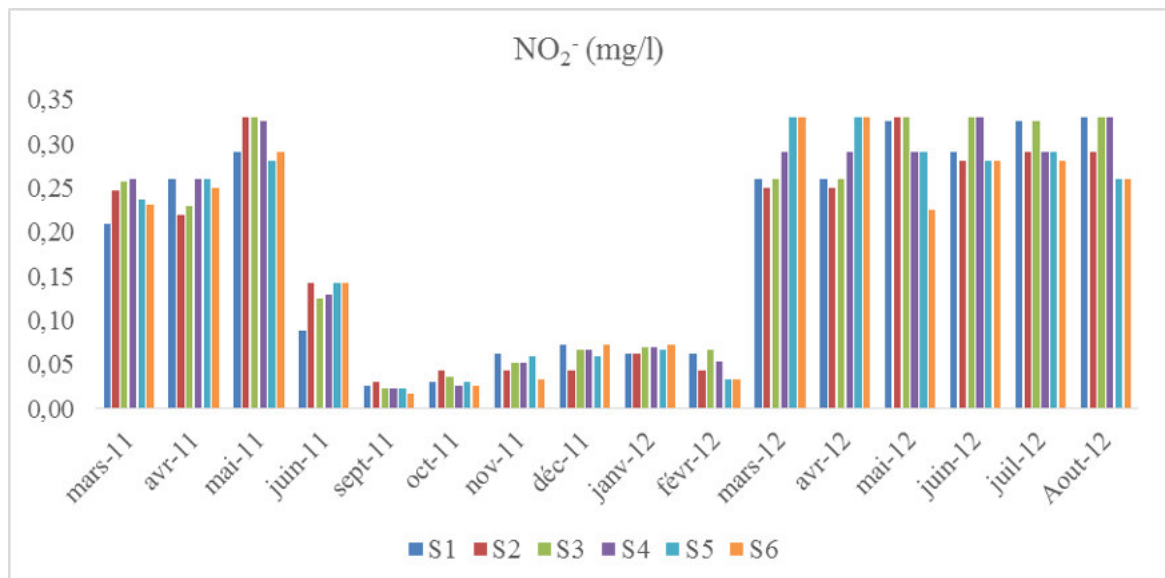


Fig. 15a : Variation spatiotemporelle de nitrite pendant la période d'investigation.

La fig. 15b montre que la variation mensuelle moyenne durant toute la période de prélèvement est irrégulière, enregistrant un maximum de 0.31 mg/l au mois de Mai 2011 et un minimum de 0.02 mg/l au mois de Septembre.

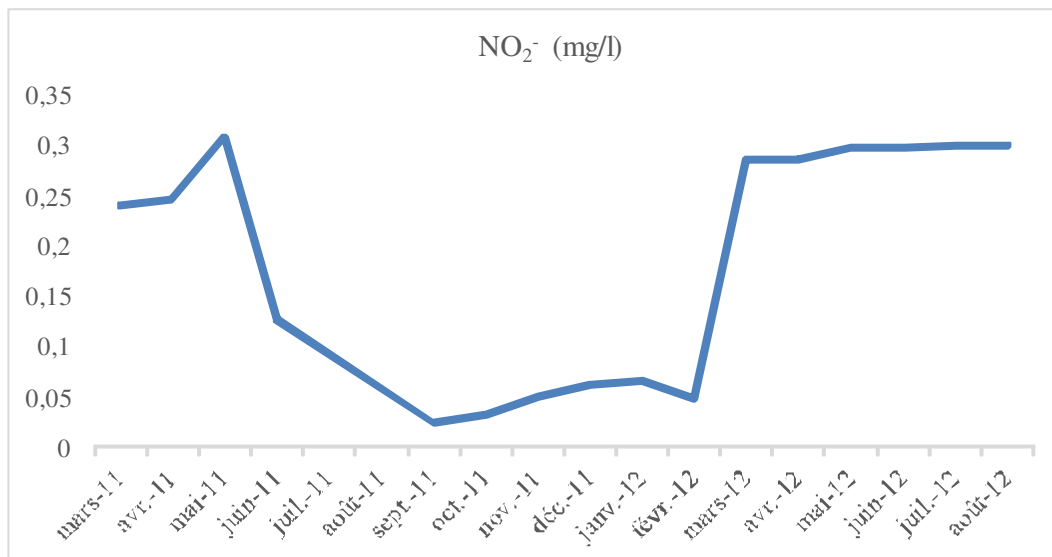


Fig. 15b : Variation mensuelle moyenne de nitrite pendant la période d'investigation.

D'après Rodier *et al.* (2009), en l'absence de pollution, les teneurs de NO_2^- se maintiennent à des niveaux très faibles (de l'ordre de 0,01 mg/l). En dessous d'un centième de mg/l, les eaux peuvent être considérées comme pures ou se trouvant sous l'action d'une autoépuration active, en présence de quelques dixièmes de mg/l, la pollution est sensible. Celle-ci devient significative au-delà de 1 mg/l. Selon ces données, nous constatons que les eaux du lac sont faiblement polluées en NO_2^- .

5.1.10 Turbidité

Comme plusieurs paramètres, l'évolution spatiotemporelle des concentrations de la turbidité subit des augmentations et des diminutions irrégulières (fig. 16a). Il n'y a pas une grande différence entre les taux temporels moyens de la majorité des mois de prélèvements à l'exception du mois de Novembre et Décembre qui présentent des taux de 11.7 UNT et 11.07 UNT respectivement et le mois d'avril 2012 avec un taux de 1.65 UNT (fig. 16b).

La turbidité de l'eau est due à la présence des matières en suspension finement divisées, argiles, limons, grains de silice et des matières organiques (Rodier *et al.*, 2009).

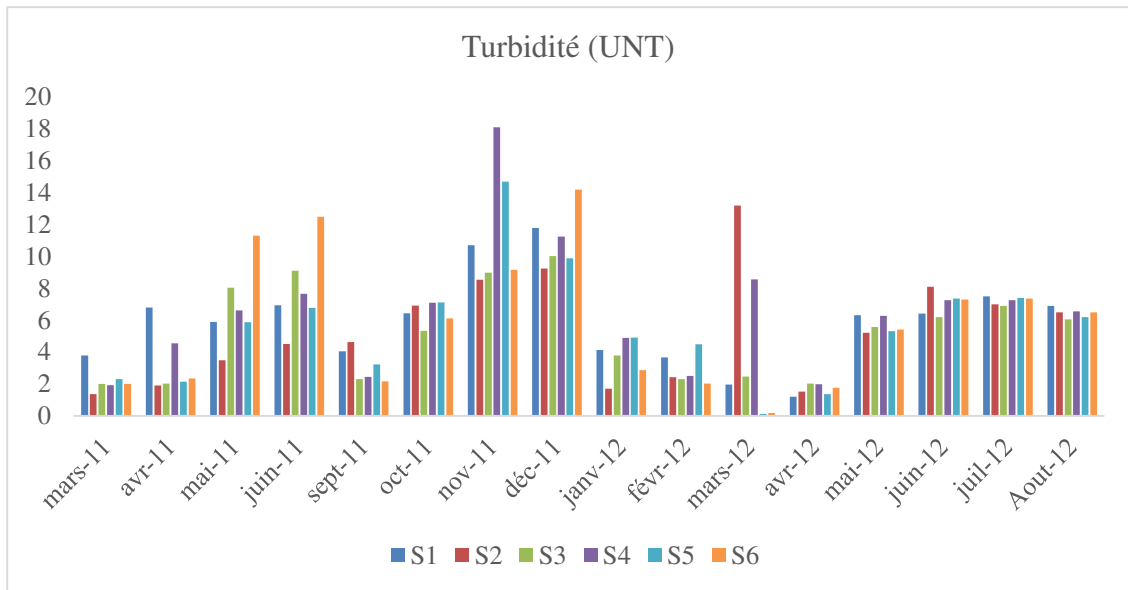


Fig. 16a : Variation spatiotemporelle de la turbidité pendant la période d’investigation.

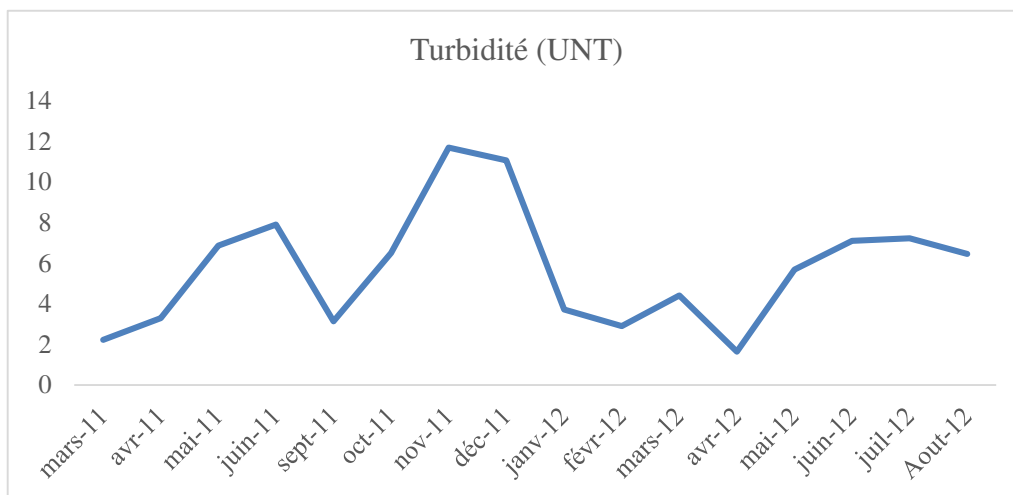


Fig. 16b : Variation mensuelle moyenne de la turbidité pendant la période d’investigation.

5.1.11 Total des solides dissous (TDS)

La variation spatiotemporelle des TDS varie de 686 mg/l (présente en S3 et S6 du mois de Mars 2011) à 860 mg/l (présente en S3 et S6 du mois de Juin 2012 et S1 et S5 du mois de Juillet 2012). Cependant, il n’y a pas de différence significatif entre les six stations en même mois de prélèvement (fig. 17a). Les valeurs moyennes mensuelles montrent que les TDS présentent des augmentations et des diminutions jusqu’au mois de Janvier. Au-delà de ce dernier, elles sont proportionnelles au temps, elles passent de 795.5 mg/l (mois de Janvier) à

855.67 mg/l (mois de Juillet), puis elles chutent légèrement en Août pour atteindre une valeur de 849.17 mg/l (fig. 17b). Généralement, les concentrations de TDS dans le lac sont essentiellement influencées par les activités anthropiques extrêmes et le ruissellement d'importantes matières en suspension (Al-Badaii et Shuhaimi-Othman, 2014).

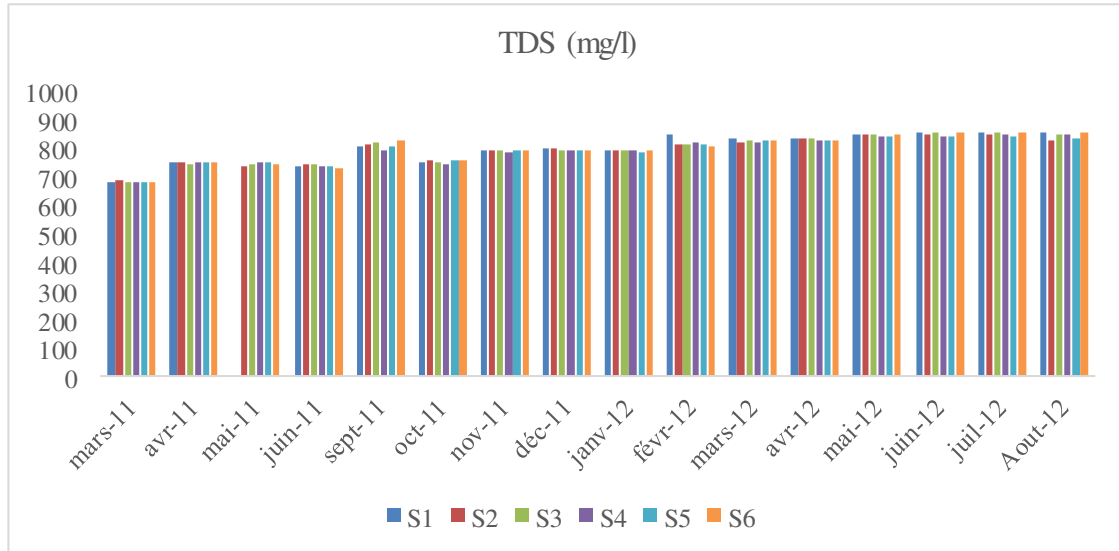


Fig. 17a : Variation spatiotemporelle du total des solides dissous pendant la période d'investigation.

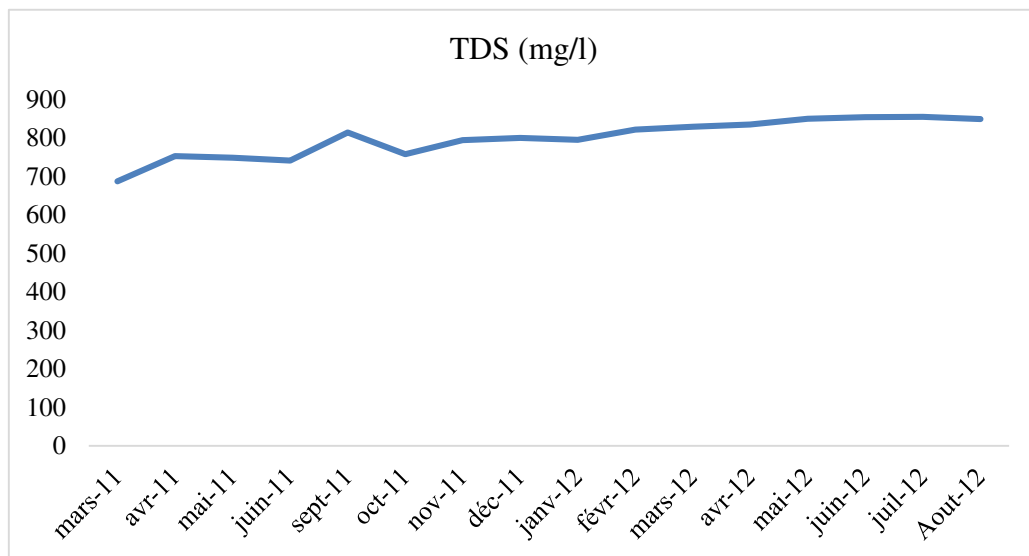


Fig. 17b : Variation mensuelle moyenne du total des solides dissous pendant la période d'investigation.

5.1.12 Carbonates et Bicarbonates

Les carbonates (CO_3^{-2}) présentent des variabilités spatiotemporelles assez faibles, enregistrent une valeur minimale de 10 mg/l pour toutes les stations à des mois de prélèvement différents et une valeur maximale de 140 mg/l pour la station S2 du mois de Novembre (fig. 18a). Cependant les valeurs spatiotemporelles de bicarbonates (HCO_3^-) sont irrégulières enregistrant une valeur maximale de 208 mg/l à la S1 et S2 du mois de Juin 2012 et minimale au mois d'Avril 2012 à la S3 (90 mg/l) (fig. 18b).

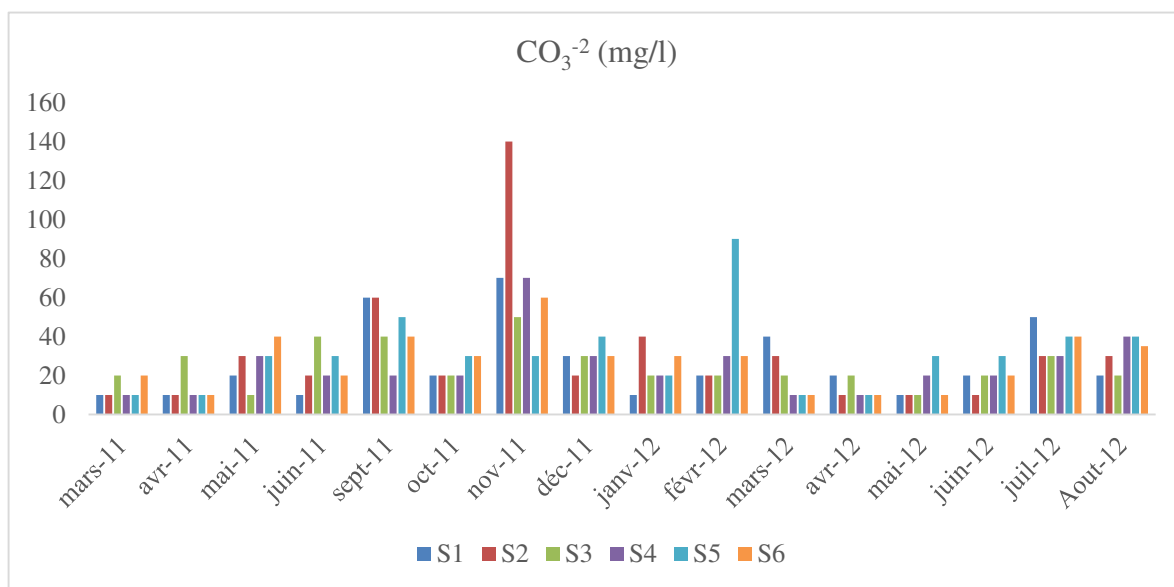


Fig. 18a : Variation spatiotemporelle des carbonates pendant la période d'investigation.

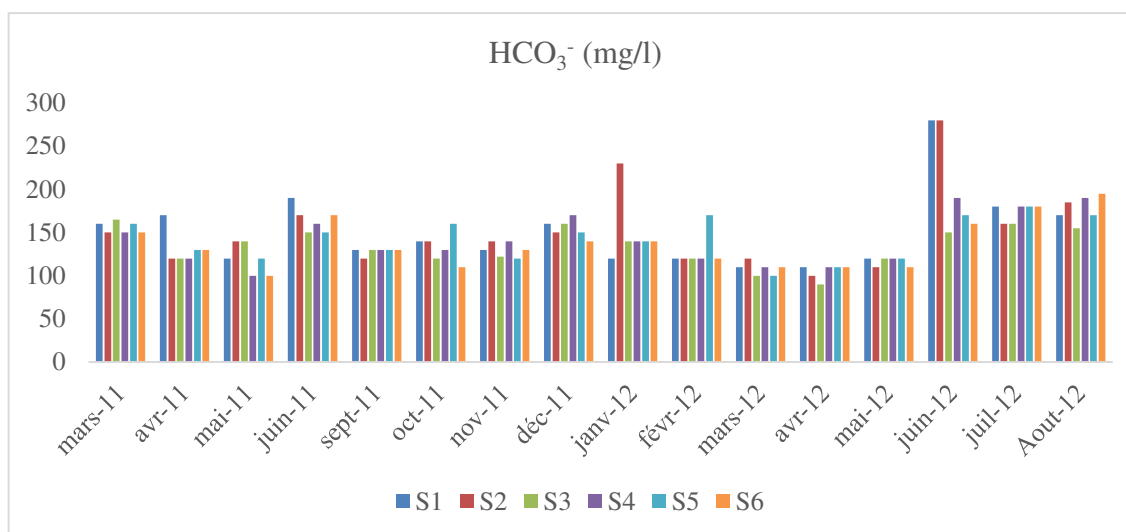


Fig. 18b : Variation spatiotemporelle des bicarbonates pendant la période d'investigation.

Comme la majorité des paramètres, les valeurs mensuelles moyennes des CO_3^{2-} et des HCO_3^- , subissent des augmentations et des diminutions durant toute la durée d'investigation (fig. 18c). Sur la base de la valeur moyenne de HCO_3^- , l'eau du lac peut être classée sous la catégorie élevée de type de nutriments, d'après la classification de Philipose (1960), comme les valeurs d'alcalinité étaient >100 mg/l. Selon la classification de Moyle (1949), le lac peut être appelé de type d'eau dure. Donc, l'eau du lac peut être considérée comme étant de valeur productive élevée.

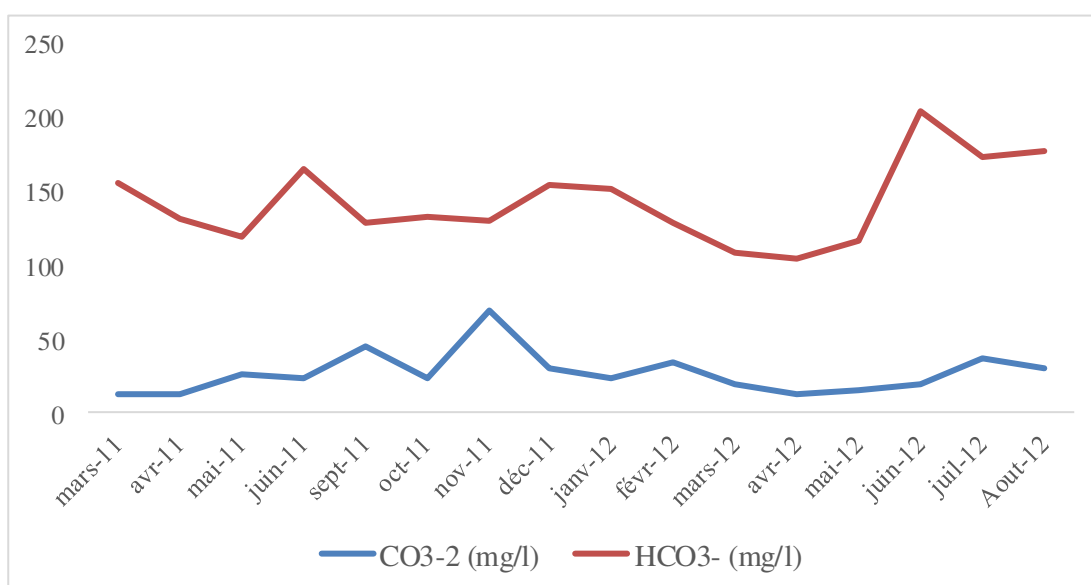


Fig. 18c : Variation mensuelle moyenne des carbonates et bicarbonates pendant la période d'investigation.

5.1.13 Chlore libre (Cl_2)

La variabilité spatiotemporelle du Cl_2 , au long de la durée de prélèvement, varie entre 0.05 mg/l observée à la S4 et S6 du mois de Mars 2011 et Janvier respectivement et 0.6 mg/l enregistrée au mois de Mars 2012 à la S6 (fig. 19a).

L'évolution mensuelle moyenne du Cl_2 est irrégulière d'un mois à l'autre (fig.19b) (voir la variation saisonnière).

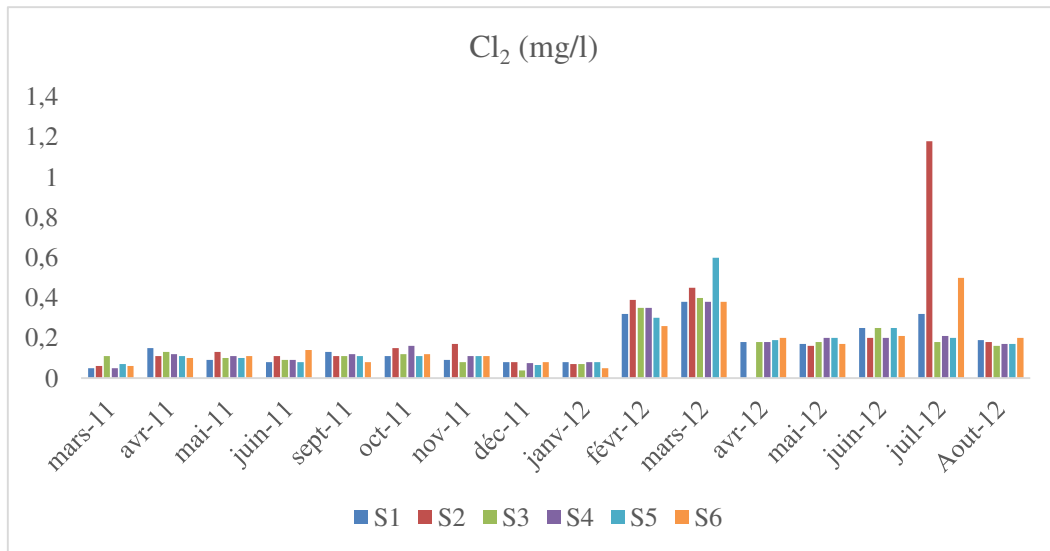


Fig. 19a : Variation spatiotemporelle du chlore libre pendant la période d’investigation.

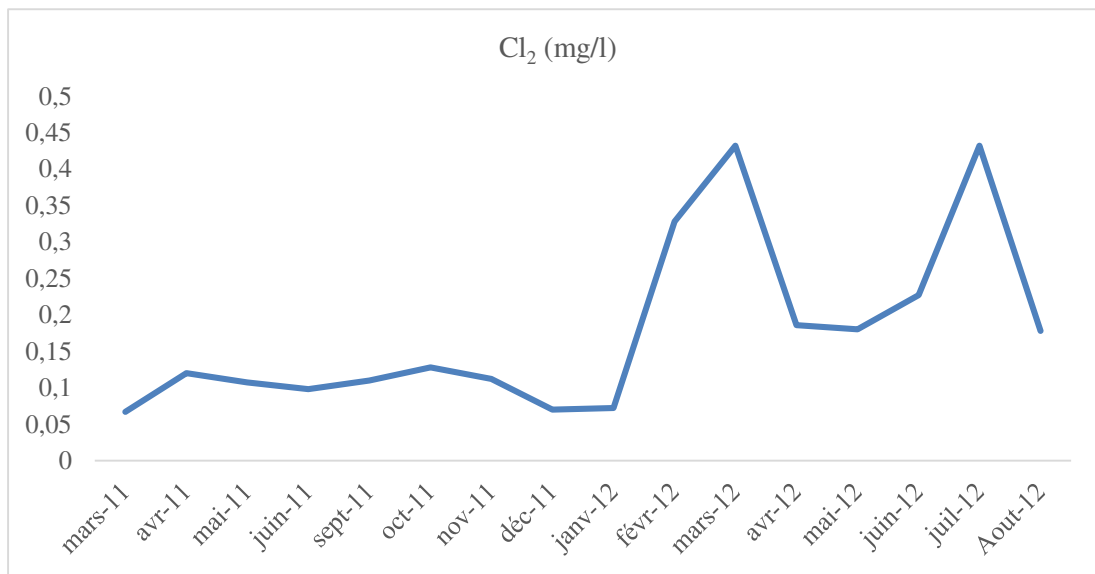


Fig. 19b : Variation mensuelle moyenne du chlore libre pendant la période d’investigation.

5.1.14 Sulfate (SO₄²⁻)

La variabilité spatiotemporelle du SO₄²⁻ varie entre 55 mg/l enregistrée au mois de Mars 2012 (S4 - S6) et d’Avril 2012 (S5) et 80 mg/l enregistrée au mois de Septembre et Décembre (S1 et S4 respectivement) (fig. 20a).

Les concentrations mensuelles moyennes varient relativement peu avec une amplitude de

fluctuation de ± 6.6 autour de 66.5 mg/l. La courbe montre un profil irrégulier pendant toute la durée des prélèvements dont elle atteint un pic maximal au mois d'Avril 2011 (73.17 mg/l) et un minima de 60 mg/l observé au mois de Mars 2012 (fig. 20b).

Ces teneurs assez importantes certifient l'impact des eaux usées riches en ces ions provenant des habitats proches et témoignent aussi de l'effet des apports d'origine agricole (Fekhaoui et Pattee, 1993 ; El Addouli *et al.*, 2011).

Ces concentrations sont conformes à la norme JORA (2011), qui est de l'ordre de 400 mg/l.

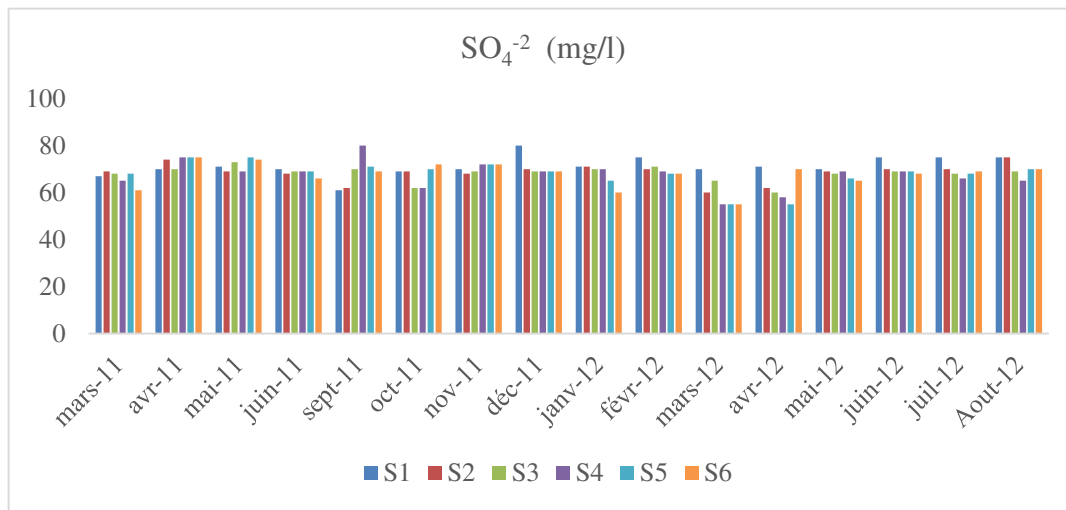


Fig. 20a : Variation spatiotemporelle du sulfate pendant la période d'investigation.

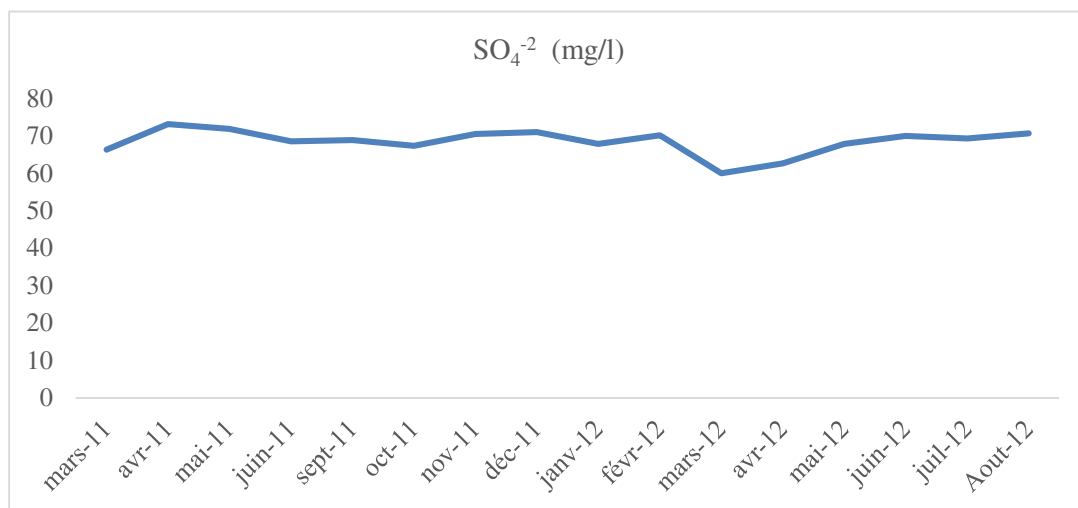


Fig. 20b : Variation mensuelle moyenne du sulfate pendant la période d'investigation.

5.1.15 Orthophosphates (PO_4^-)

Les teneurs moyennes en PO_4^- varient considérablement dans le temps, subissent des augmentations et des diminutions spatiotemporelles tout au long de la période de prélèvement, qui s'échelonnent entre 0.06 mg/l présente à la S5 au mois de Décembre et 2 mg/l à la S2, S3, S4 du mois d'Avril 2011, Mai 2011 et Juillet respectivement, ainsi à la S1, S5 et S6 du mois d'Août (fig. 21a).

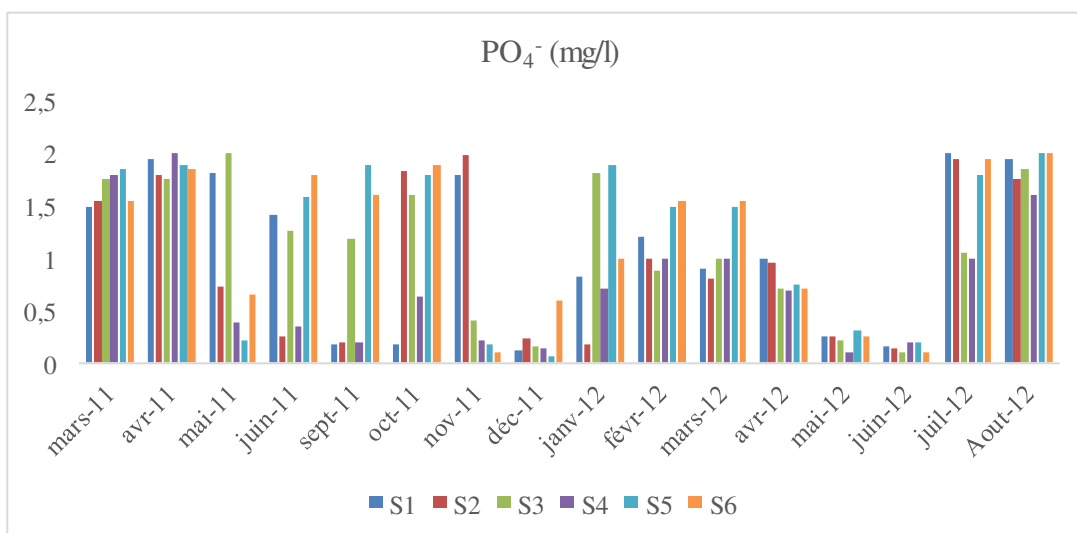


Fig. 21a : Variation spatiotemporelle des orthophosphates pendant la période d'investigation.

Les valeurs mensuelles moyennes des PO_4^- , subissent des augmentations et des diminutions durant toute la durée d'investigation. Elles enregistrent une valeur maximale au mois d'Avril 2011 (1.88 mg/l) (fig. 21b).

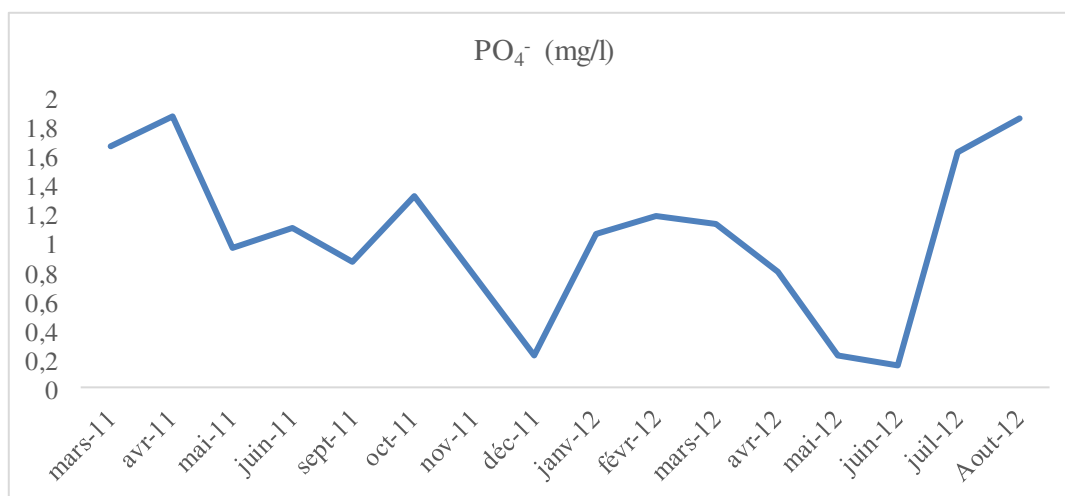


Fig. 21b : Variation mensuelle moyenne des orthophosphates pendant la période d'investigation.

Cet élément, provient d'une multitude de sources, notamment la décomposition de la matière organique et le lessivage des terrains agricoles riches en fertilisants phosphatés. Les phosphates proviennent aussi des eaux usées d'origines domestiques (sous forme de polyphosphates, etc.) et relargage du phosphore piégé en grande quantité dans les sédiments (Neal *et al.*, 2000 ; Petry *et al.*, 2002).

Selon Martin (1980), les agents atmosphériques, vent et pluie, représentent aussi des sources de phosphates surtout quand le débit lacustre est faible. Etant donné que les phosphates ont la caractéristique de s'adsorber facilement et avec une assez grande consistance sur les particules argileuses du sol, la part issue des eaux de ruissellement reste faible (Voir variation saisonnière).

5.1.16 Couleur

La couleur présente des variabilités spatiotemporelles irrégulières, enregistrant une valeur minimale de 10 UCA pour toutes les stations du mois de Mars 2011 et à différentes stations au reste des mois de prélèvement et une valeur maximale de 49 UCA à la S1 du mois de Novembre (fig. 22a).

Les valeurs temporelles moyennes de la couleur sont irrégulières. Comme plusieurs paramètres, subissent des augmentations et des diminutions, dont elles marquent un pic au mois de Février de 43.33 UCA (fig. 22b).

Les valeurs obtenues sont en conformité avec la valeur limite de JORA (2011) qui est de l'ordre de 200 mg/l Pt.

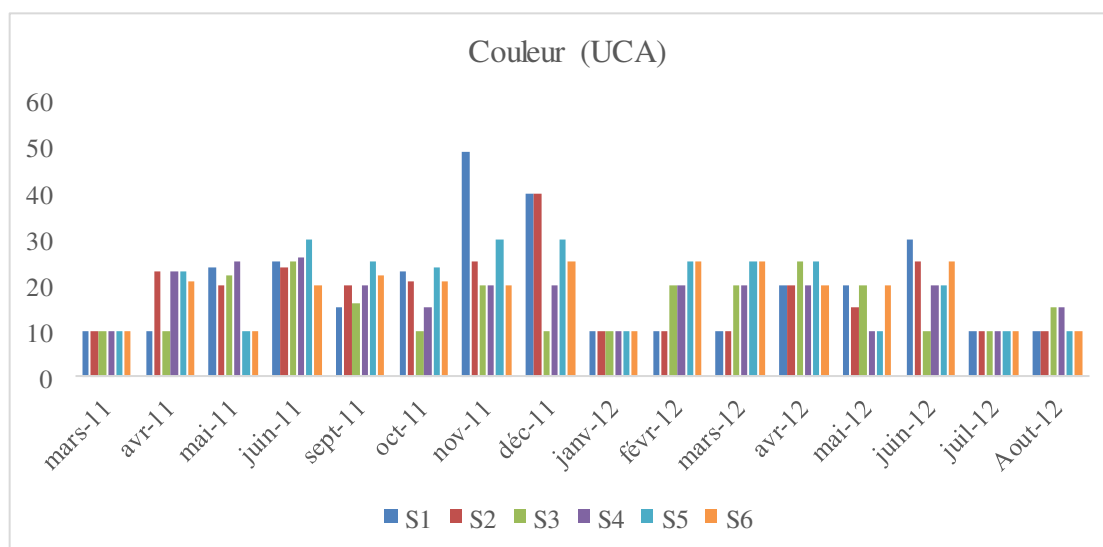


Fig. 22a : Variation spatiotemporelle de la couleur pendant la période d'investigation.

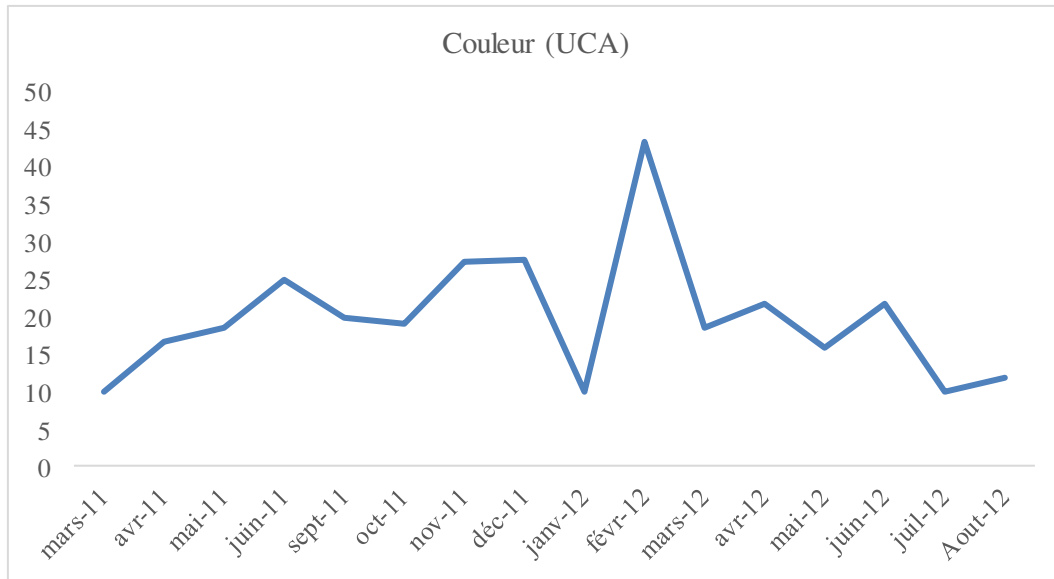


Fig. 22b : Variation mensuelle moyenne de la couleur pendant la période d’investigation.

5.1.17 Cyanure (CN⁻)

Selon les résultats obtenus, les variabilités spatiotemporelles de CN⁻ enregistrent une valeur minimale de 0 mg/l dans toutes les stations du mois de Mars et de Mai 2011 et dans la majorité des stations du reste des mois de prélèvement et une valeur maximale de 0.02 mg/l au mois de Novembre à la S6 (fig. 23a). Cette dernière valeur dépasse la norme fixée par le JORA (2011).

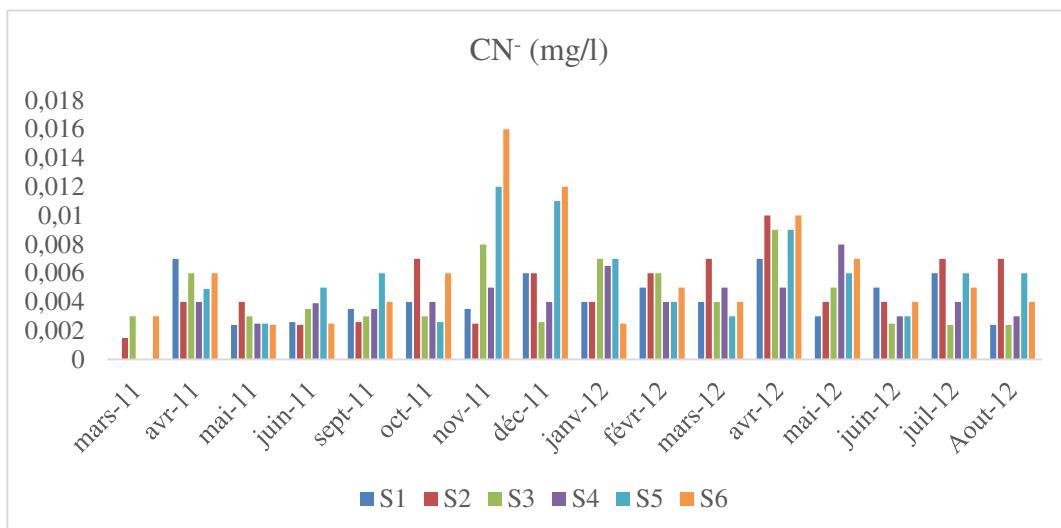


Fig. 23a : Variation spatiotemporelle du cyanure pendant la période d’investigation.

La fig. 23b montre que le taux moyen de CN^- est très faible, varie peu avec le temps et passe de 0.001 mg/l à 0.008 mg/l.

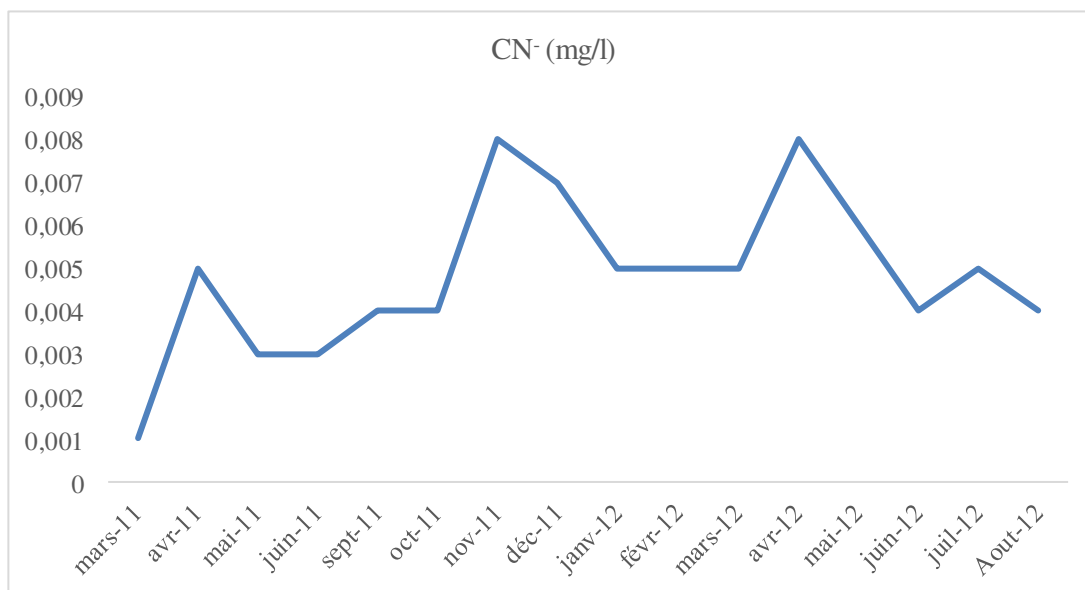


Fig. 23b : Variation mensuelle moyenne du cyanure pendant la période d'investigation.

Les valeurs obtenues sont sous la norme de la valeur limite d'OMS (0.07 mg/l) et celles des directives du conseil des communautés européennes (0.05 mg/l). Le JORA (2011), dans les eaux superficielles, la fixe à 100 $\mu\text{g/l}$, mais selon Rodier *et al.* (2009), cette dernière dose peut être nuisible pour les germes aérobies responsables de l'autoépuration et le poisson.

5.1.18 Eléments métalliques en traces

5.1.18.1 Fer total (Fe)

Un élément indésirable de l'eau a une relation avec la couleur de l'eau. Les taux de Fe suivaient une évolution spatiotemporelle irrégulière (fig. 24a) dont le maximal est observé au mois de Décembre (0.081 mg/l avec une valeur maximale de 0.120 mg/l à S1) et le minimal est observé au mois de Mars 2011 (0.003 mg/l). À ce dernier mois, le taux de Fe est égal à 0 mg/l dans toutes les stations à l'exception de la S6 (0.02 mg/l) (fig. 24b).

Les taux observés sont au-dessous de la valeur guide de 0.3 mg/l fixée par l'OMS, de celle adoptée par les directives du conseil des communautés européennes et qui est de l'ordre de 0.2 mg/l (Rodier *et al.*, 2009) et de la valeur guide fixée par le JORA (2011), qui est de l'ordre de 1 mg/l.

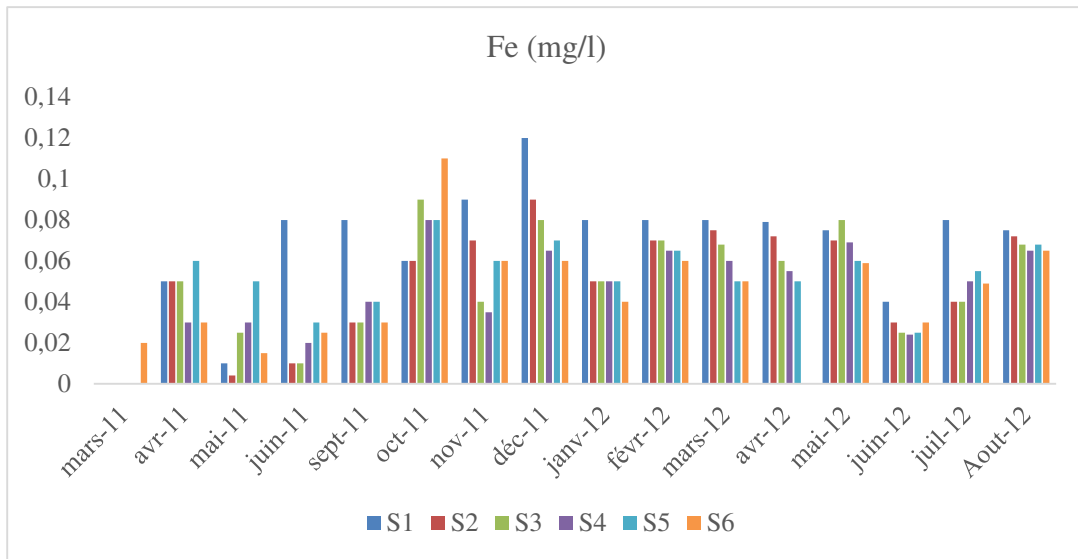


Fig. 24a : Variation spatiotemporelle du fer pendant la période d’investigation.

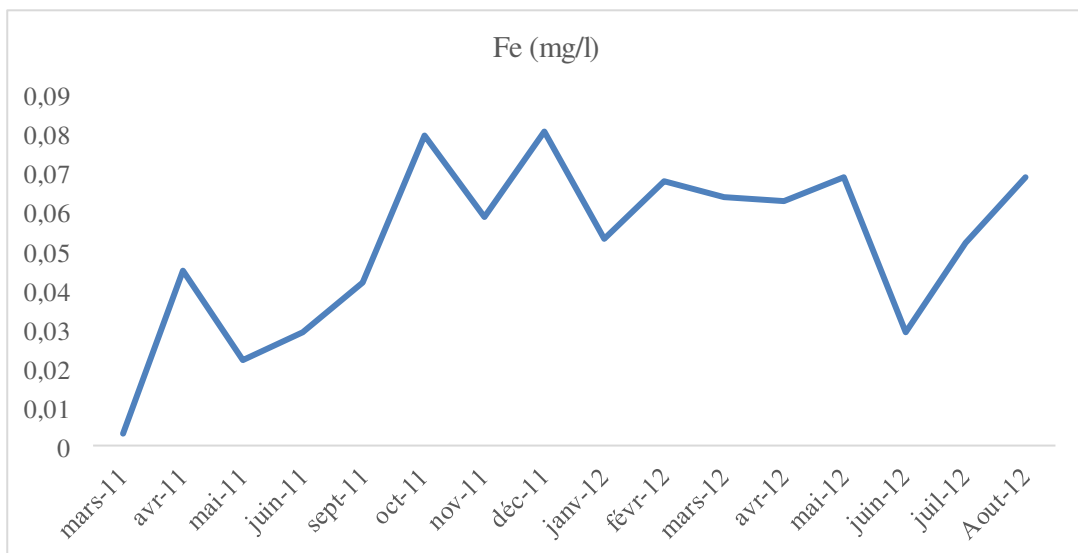


Fig. 24b : Variation mensuelle moyenne du fer pendant la période d’investigation.

5.1.18.2 Chrome (Cr)

Le taux de Cr présente une valeur nulle en plusieurs stations de mois de Mars 2011 (S1, S2, S5, S6), Juillet (S2, S3) et Novembre (S2). Il présente un écart-type entre les stations qui varie entre ± 0.001 et ± 0.019 (fig. 25a).

Selon les résultats mensuels moyens obtenus (fig. 25b), l’eau de SMB comprend de très faible quantité en chrome pendant toute la durée de prélèvement qui fluctue entre 0.003 mg/l et 0.03 mg/l.

Les taux obtenus sont conformes à la dose fixée pour les organismes aquatiques inférieures (0,05 mg/L) et pour les poissons (1 mg/l) (Rodier *et al.*, 2009). Cette dernière dose est la même fixée par le JORA (2011) pour les eaux de surface.

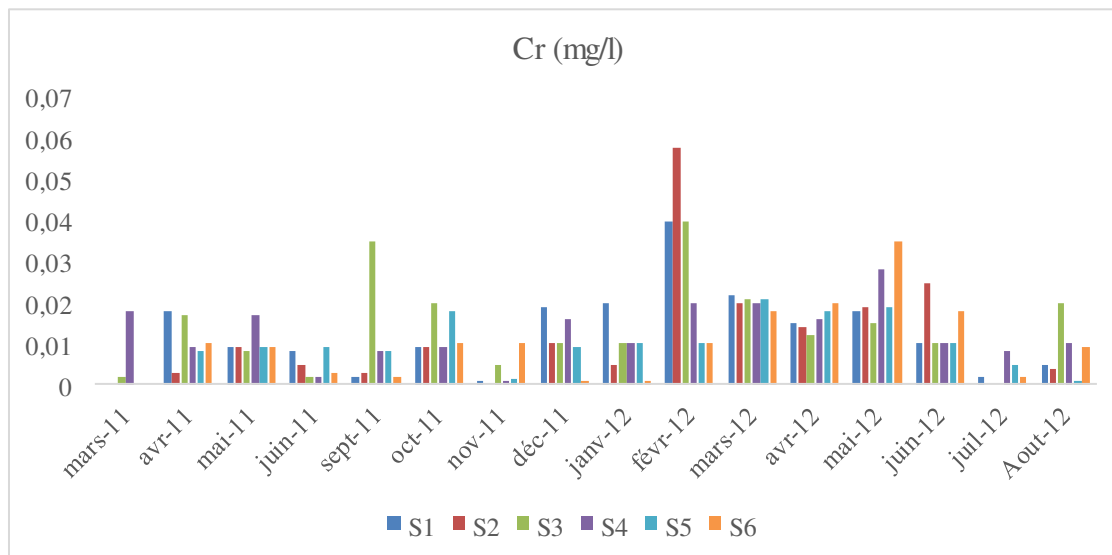


Fig. 25a : Variation spatiotemporelle du chrome pendant la période d'investigation.

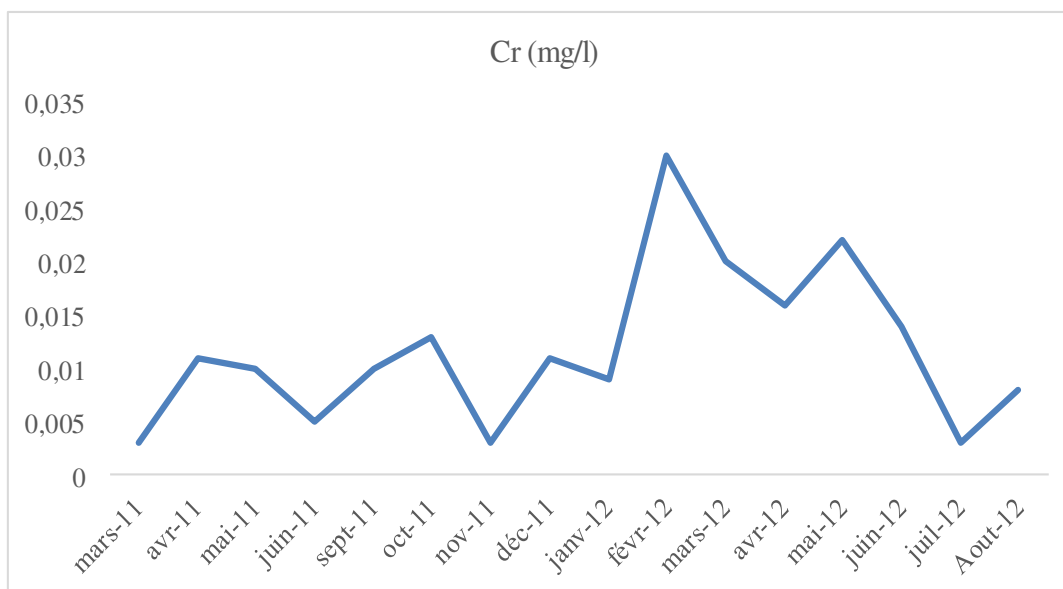


Fig. 25b : Variation mensuelle moyenne du Chrome pendant la période d'investigation.

5.1.18.3 Cuivre (Cu)

Le taux spatiotemporel de Cu varie entre 0 mg/l enregistré aux S1, S2, S5 et S6 du mois de Mars 2011 et 0.71 mg/l observé à S1 du mois d'Avril 2011 (fig. 26a). La fig. 26b montre que le taux de Cu subit une augmentation considérable de Mars 2011 à Mai 2011 (respectivement 0.017 à 0.407 mg/l), puis diminue légèrement au mois de Juin 2011. Ensuite il est proportionnel au temps jusqu'au Février 2012 où il chute légèrement vers une dose de 0.052 mg/l, puis il subit des augmentations et des diminutions pour le reste de la durée de prélèvement où il atteint une valeur pic de 0.347 mg/l au mois de Juillet.

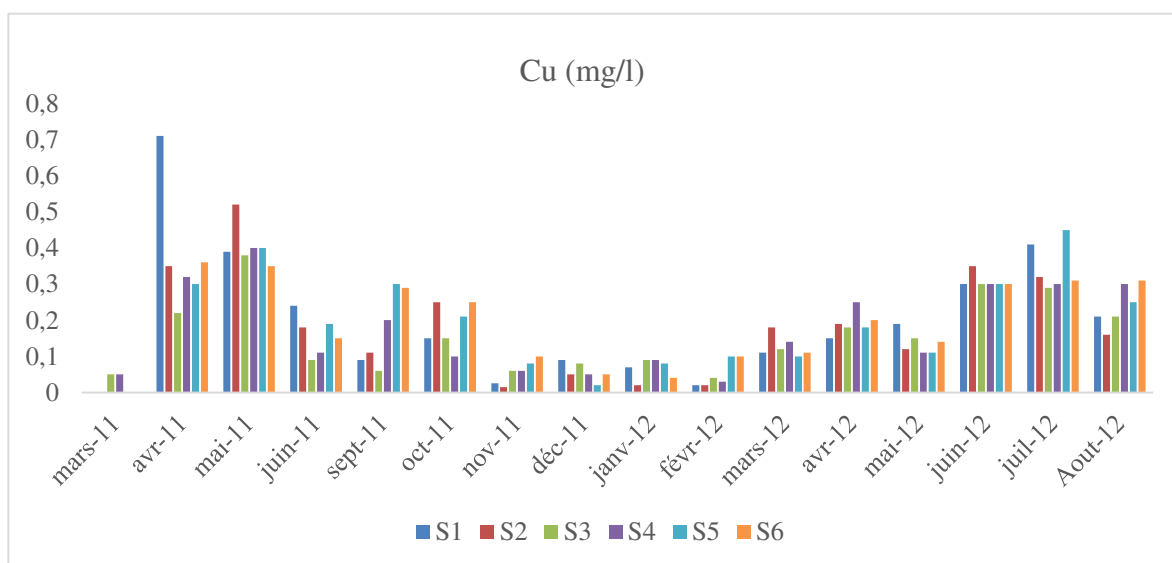


Fig. 26a : Variation spatiotemporelle du cuivre pendant la période d'investigation.

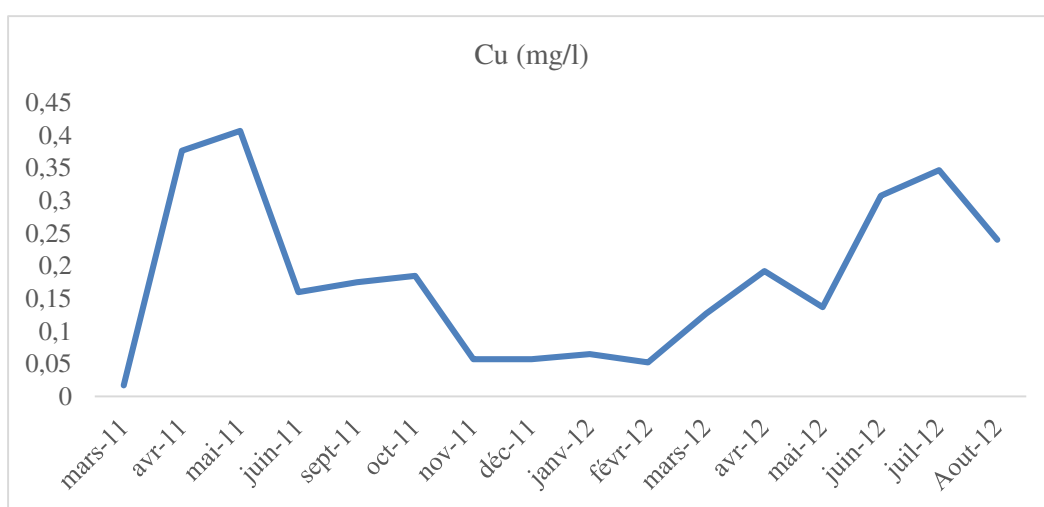


Fig. 26b : Variation mensuelle moyenne du cuivre pendant la période d'investigation.

D'après Rodier *et al.* (2009), la dose de Cu ne doit pas dépassée 1 mg/l dans les eaux naturelles. La vie aquatique peut être perturbée par des doses plus faibles, mais les conditions de toxicité varient suivant les espèces et la composition de l'eau (oxygène dissous, anhydride carbonique, température, calcium, magnésium, etc.). Cependant, le JORA (2011) fixe une dose limite de 2 mg/l. Delà, nous concluons que les doses obtenues ne présentent aucune toxicité sur la faune et la flore aquatique et sont conformes à la norme algérienne.

5.1.18.4 Nickel (Ni)

Les valeurs spatiotemporelles de Ni, retirées pendant la période de prélèvement, varient entre 0 mg/l enregistrée au mois de Mars 2011 en S1, S2 et S5 et 0.29 mg/l en S4 du mois de Mars 2012 (fig. 27a).

Selon la fig. 27b, le Ni présente des variations mensuelles irrégulières dont il atteint un pic au mois de Mars 2012. La valeur la plus faible est enregistrée au mois de Mai 2011.

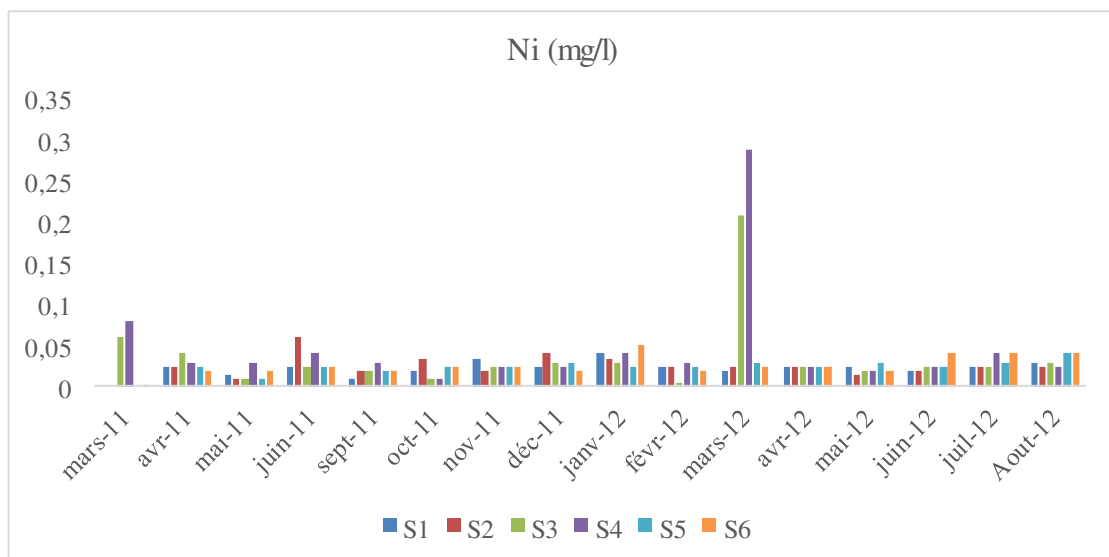


Fig. 27a : Variation spatiotemporelle du nickel pendant la période d'investigation.

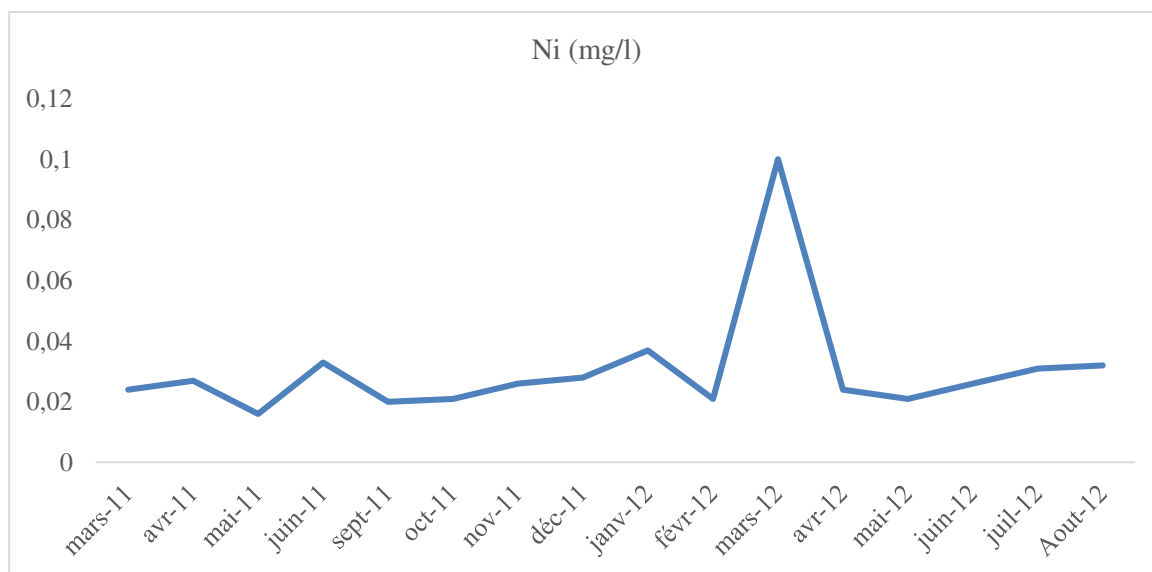


Fig. 27b : Variation mensuelle moyenne du nickel pendant la période d'investigation.

Selon Rodier *et al.* (2009), la quantité dans les eaux de surface ne doit pas dépassée 100 $\mu\text{g/l}$. Ainsi, ils indiquent qu'au-delà de 200 $\mu\text{g/l}$ peu posé des problèmes de santé publique. De là, nous pouvons dire que les doses retirées à la majorité des stations et pendant les différents mois de prélèvement, sont toxiques pour la faune et la flore, ainsi elles peuvent causées des problèmes de santé publique (baignade, consommation de poisson, etc.).

5.1.18.5 Zinc (Zn)

Les valeurs obtenues, à la majorité des stations et aux différents mois de prélèvement, sont très faibles. La variation spatiale varie entre 0 mg/l enregistrée à la S5 (mois Septembre) et 0.06 mg/l à la S6 (mois de Juin 2011) (fig. 28a).

Le taux de Zn subit des variations considérables similaires entre les mois (fig. 28b). Il subit des augmentations et des diminutions où la valeur mensuelle moyenne minimale est de l'ordre de 0.012 mg/l au mois de Septembre et la valeur maximale observée au mois de Juin 2011 (0.035 mg/l).

Les quantités observées sont très faibles pour causer une toxicité pour la faune, la flore et l'être humain (baignade, consommation de poisson). L'OMS recommande une valeur de 3mg/l (Rodier *et al.*, 2009) et le JORA (2011), une valeur de 5 mg/l pour les eaux superficielles.

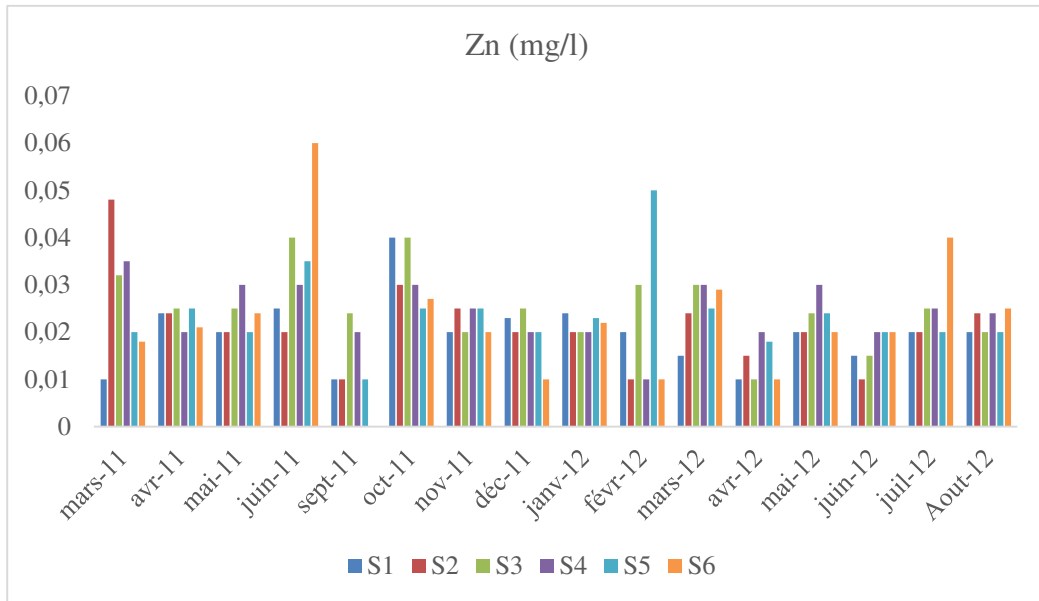


Fig. 28a : Variation spatiotemporelle du zinc pendant la période d'investigation.

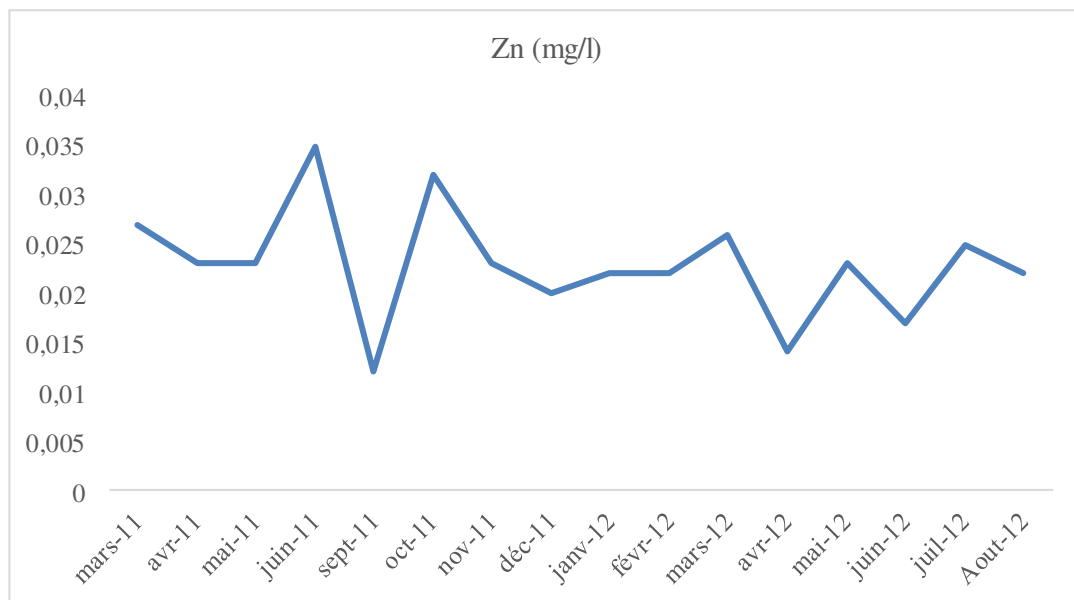


Fig. 28b : Variation mensuelle moyenne du zinc pendant la période d'investigation.

5.2 Variation saisonnière des paramètres physicochimiques

Les statistiques descriptives des paramètres physicochimiques, incluent la moyenne saisonnière (Moy), valeur maximale (Max), valeur minimale (Min) et écart type (SD) sont résumés dans le tableau 8.

De point de vue saisonnier, les valeurs de la température de l'eau obéissent parfaitement à la variation saisonnière dont elle atteint un maxima en été (25.36°C) et un minima en hivers (13.91°C), distinguant ainsi une saison chaude d'une saison froide. La variabilité saisonnière de la température de l'eau est liée exclusivement à la notion de temps et non aux stations d'échantillonnage (Da Silva et Sacomani, 2001 ; Mishra et Hasan, 2013).

Le pH varie d'une façon irrégulière dont il atteint un pic maximal en Eté. Ceci peut être expliqué par le taux de température élevé (fig.1) et le taux des précipitations très faible (fig.2). Les valeurs moyennes saisonnières de la CE de l'eau varient de 1468,46 à 1691,33 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Elles sont légèrement proportionnelles au temps. Forro et Metz (1987) et Da Silva et Sacomani (2001), ont étudié la relation existante entre le niveau d'eau et la CE et constatent que cette dernière est inversement proportionnelle au niveau d'eau. Dans notre cas, le maximum de CE en Eté pour le lac, correspond à une capacité minimale du lac, ainsi à l'accélération de la minéralisation de la matière organique par le processus bactérien (Da Silva et Sacomani, 2001 ; Smirnov, 1996).

Les valeurs moyennes saisonnières montrent que la salinité est proportionnelle au temps pour les saisons. La courbe a une allure droite de l'Automne à l'Hiver.

À l'exception du Printemps 2011 (509.58 mg/l), la DT subit une diminution de l'Automne au Printemps, puis elle marque un pic de 542.89 mg/l en Eté. La courbe saisonnière de Ca^{+2} présente la même allure que celle de la courbe de la DT à l'exception de l'Eté. La courbe saisonnière de la Mg^{+2} présente la même allure que celle de la courbe de la DT et elle se diffère de celle de Ca^{+2} pour l'Eté où elle enregistre une élévation.

Durant les cinq saisons étudiées, les concentrations en turbidité ont subi une légère augmentation entre le Printemps 2011 et l'Automne, ensuite les concentrations diminuent pendant l'Hiver et le Printemps 2012 puis augmentent de nouveau pour atteindre une valeur saisonnière moyenne de 6.93 mg/l. Les teneurs les plus élevées sont mesurées en Automne (7.11 mg/l) alors que les concentrations les plus faibles sont mesurées en Printemps 2012 (3.91 mg/l). Les résultats montrent que le Printemps 2011 présente un taux de turbidité plus élevé que celui du Printemps 2012, même supérieur à celui de l'Hiver, et ceci en raison du taux de précipitations important (fig. 2).

Les valeurs de TDS sont proportionnelles au temps dont la dose moyenne saisonnière minimale est observée en Printemps 2011 (748.19 mg/l) et la maximale en Eté (853.17 mg/l). Les CO_3^{2-} présentent des variations marquées relativement par une tendance à l'augmentation en période humide par rapport à la période sèche.

Les variations saisonnières montrent que, pendant l'Eté, le taux de HCO_3^- est élevé avec une valeur de 185.28 mg/l. Cette élévation peut être en raison des faibles précipitations (fig. 2) et de l'évaporation de l'eau (fig. 5) qui cause un faible volume d'eau provoquant une augmentation de l'alcalinité. Ceci est selon des observations faites par Munawar (1970), Islam (2007) et Mishra and Hasan (2013).

La valeur moyenne du Cl_2 subit une variation saisonnière proportionnelle au temps. A l'exception du Printemps 2011 où les valeurs moyennes sont très faibles (0.07 mg/l), les concentrations moyennes, augmentent légèrement de l'Automne à l'Hiver et fortement en Printemps et Eté. Le Cl_2 a pour origine, les produits de lessivage des voitures (Rodier *et al.*, 2009). Généralement c'est la période sèche ou il y a beaucoup de touristes.

Les valeurs de l'OD présentent une élévation pour la période humide (pic maximal de 9.95 mg/l) par rapport à la période sèche (pic minimal de 5.63 mg/l). Ceci en raison de l'élévation de la température de l'air qui cause la faible solubilité de l'oxygène (Rodier *et al.*, 2009) et la consommation accrue par les êtres vivants et les bactéries, qui se multiplient et sont très abondants en période sèche. Ainsi, peut être favorisée la réduction des nitrates en nitrites et des sulfates en sulfures.

L'élévation d'OD pendant l'Hiver a été observé par plusieurs auteurs (Mathew, 1978 ; Pejman *et al.*, 2009; El addouli *et al.*, 2011). Certes, la température de l'air et de l'eau sont des facteurs qui contrôlent la concentration d'OD dans l'eau douce, mais ne sont pas les seuls facteurs. Les autres facteurs responsables de la réduction des teneurs en OD sont l'action du vent et les activités anthropiques (Pejman *et al.*, 2009; Mishra et Hasan, 2013).

Les teneurs saisonnières moyennes en NO_3^- les plus élevées sont remarquées en Hivers et les concentrations minimales sont observées en Eté. L'augmentation des teneurs en NO_3^- dans les eaux du lac est enregistrée pendant la période humide, où se présente une très importante précipitation (fig. 2), par rapport à la période sèche. Ceci peut être due au lessivage des fertilisants utilisés dans les sols agricoles situés sur les bords du lac. Cependant la valeur moyenne faible relevée pendant l'Eté pourrait être attribuée à l'utilisation des NO_3^- par le phytoplancton et les plantes (cette période est caractérisée par une très forte végétation), est

due aux faibles taux d'OD, et puisque les NO_3^- représentent la forme la plus oxygénée de l'azote, peuvent jouer, en période de faible oxygénation, le rôle de donneur d'oxygène, évitant ainsi l'anaérobiose d'après Makhoukh *et al.* (2011) et Mishra et Hasan (2013). Également cette diminution des taux de NO_3^- pourrait être due probablement au phénomène de nitratisation des NO_2^- . Cette constatation a été également observée par plusieurs auteurs en traitant leurs milieux limniques (House *et al.*, 2001 ; Makhoukh *et al.*, 2011).

Les valeurs moyennes des NO_2^- , les plus faibles sont observées en Automne et en Hiver et les valeurs moyennes les plus élevées sont remarquées pendant les Printemps et en Été. Selon les résultats obtenus, les taux de NO_2^- sont inversement proportionnels aux taux de NO_3^- .

D'après Makhoukhe *et al.* (2011), les teneurs élevées à ce niveau sont imputées fondamentalement aux eaux polysaprobies issues des égouts et par le ruissellement. Ainsi en période humide, les eaux du lac sont beaucoup plus appauvries en azote nitreux grâce, d'une part, à l'effet de dilution assurée en permanence par les précipitations (fig. 2) et d'autre part à la bonne oxygénation de l'eau favorisant ainsi l'oxydation de nitrites en nitrates et en ammonium et à l'augmentation des lâchers de poissons.

Contrairement au NO_3^- , le PO_4^- présente des variations saisonnières marquées relativement par une tendance à l'augmentation en période sèche par rapport à la période humide, par une différence de plus de 1 mg/l.

Cet élément provient d'une multitude de sources, notamment la décomposition de la matière organique, le lessivage des terrains agricoles riches en fertilisants phosphatés, les phosphates qui proviennent aussi des eaux usées d'origines domestiques (sous forme de polyphosphates, etc.) et relargage du phosphore piégé en grande quantité dans les sédiments (Neal *et al.*, 2000; Petry *et al.*, 2002).

D'après Martin (1980), les agents atmosphériques, vent et pluie, représentent aussi des sources de phosphates surtout quand le débit lacustre est faible. Etant donné que les phosphates ont la caractéristique de s'adsorber facilement et avec une assez grande consistance sur les particules argileuses du sol, la part issue des eaux de ruissellement reste faible.

Les valeurs de Cl^- présentent des variations saisonnières marquées relativement par une tendance à l'augmentation en période sèche par rapport à la période humide. L'élévation pendant l'Été peut être due à la diminution progressive de la quantité d'eau et l'augmentation de la quantité d'excréta prévues par les différentes faunes aquatiques (Pandey *et al.*, 2007 ;

Mishra et Hasan, 2013). Les valeurs minimales de Cl^- pendant la saison des pluies sont dues à l'ajout de l'eau de pluie. Comme le taux de Cl^- est un indicateur de l'indice de pollution d'origine animale, un taux élevé indique une détérioration de la qualité de l'eau.

Les valeurs moyennes saisonnières de SO_4^{2-} se rapprochent. Elles sont très comparables, à l'exception du Printemps 2012 dont la courbe a chuté pour atteindre une valeur de 63.5 mg/l. Ces teneurs sont à l'origine d'une pollution organique et agricole (El addouli *et al.*, 2011).

La couleur présente des variations saisonnières marquées relativement par une tendance à l'augmentation en période humide par rapport à la période sèche.

La moyenne saisonnière du taux de CN^- est nulle en Printemps 2011 et l'Eté et enregistre une valeur de 0,1 mg /l pour le reste des saisons.

Concernant la variation saisonnière des éléments métalliques en traces, le taux moyen de Fe est proportionnel au temps jusqu'à l'Hiver où il marque un pic maximal. Ensuite, la courbe est inversement proportionnelle au temps. Le Cr présente un taux moyen très faible en Printemps 2011, puis augmente légèrement pour atteindre une valeur moyenne de 0.009 mg/l en Automne. Ensuite, il est proportionnel au temps (0.017 mg/l à 0.019 mg/l respectivement Hiver et Printemps 2012) jusqu'à l'Eté où il chute à 0.008 mg/l. Le Cu présente une élévation pendant la période sèche par rapport au période humide dont la valeur maximale est remarquée en Eté. Les valeurs saisonnières de Ni montrent que cet élément est très faible en période humide que la période sèche dont il atteint un pic de 0.048 mg/l en Printemps 2012. Les valeurs moyenne de Zn sont inversement proportionnelles au temps jusqu'à l'Hiver, ensuite la courbe présente une allure droite.

Selon Rodier *et al.* (2009), ces valeurs des éléments métalliques en traces obtenues ne provoquent pas de toxicité sur la faune et la flore aquatiques et ne causent pas des problèmes de santé publique (baignade, consommation de poisson, etc.), à l'exception de Ni. L'accumulation des métaux lourds, au long du lac SMB, peut dépendre en grande partie des sources communes de pollution, qui sont identifiés, comme le ruissellement agricole et les eaux usées domestiques.

Etude des paramètres physicochimiques du lac Sidi M'Hamed Benali

Tableau 8: Statistiques descriptives des paramètres physicochimiques de l'eau pour les cinq saisons de la période d'investigation.

Saisons	Printemps 2011					Automne					Hiver					Printemps 2012					Eté				
	Moy	Max	Min	SD		Moy	Max	Min	SD		Moy	Max	Min	SD		Moy	Max	Min	SD		Moy	Max	Min	SD	
T (°C)	21,33	27,17	14,17	5,45		19,78	24,17	13,83	5,34		13,91	19,00	10,83	4,44		20,18	24,22	15,20	4,58		25,36	26,78	22,53	2,44	
pH	7,93	8,19	7,52	0,29		7,60	7,89	7,44	0,25		7,93	8,05	7,79	0,13		7,57	7,71	7,34	0,20		8,58	9,20	7,47	0,97	
CE (µS/cm)	1468,46	1515,33	1387,00	56,45		1586,72	1633,67	1531,17	51,79		1619,28	1649,67	1600,83	26,52		1681,44	1702,67	1665,00	19,28		1691,33	1700,00	1682,67	12,26	
Turbidité (UNT)	6,02	7,91	3,29	2,42		7,11	11,70	3,14	4,31		5,90	11,07	2,91	4,50		3,91	5,68	1,65	2,06		6,93	7,23	6,45	0,42	
couleur (UCA)	17,54	25,00	10,00	6,17		22,00	27,33	19,00	4,63		26,94	43,33	10,00	16,67		18,61	21,67	15,83	2,93		14,44	21,67	10,00	6,31	
TDS (mg/l)	748,19	753,17	742,00	5,68		789,06	814,33	758,50	28,29		806,22	822,50	795,50	14,33		838,56	850,17	829,83	10,47		853,17	855,67	849,17	3,50	
DT (mg/l)	509,58	555,00	480,00	31,98		572,22	576,67	568,33	4,19		556,67	581,67	521,67	31,22		441,67	453,33	431,67	10,93		542,89	615,00	451,67	83,33	
Ca ²⁺ (mg/l)	300,00	380,00	225,00	65,95		360,56	396,67	321,67	37,58		344,44	418,33	281,67	69,01		267,22	285,00	245,00	20,37		262,78	295,00	231,67	31,68	
Mg ²⁺ (mg/l)	207,50	278,33	171,67	49,54		218,33	250,00	180,00	35,47		210,56	240,00	158,33	45,35		174,44	205,00	146,67	29,27		280,11	353,33	220,00	67,63	
CO ₃ ²⁻ (mg/l)	19,17	26,67	13,33	6,87		46,11	70,00	23,33	23,35		29,44	35,00	23,33	5,85		16,11	20,00	13,33	3,47		29,17	36,67	20,00	8,46	
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	143,13	165,00	120,00	20,87		130,67	133,33	128,33	2,52		145,00	155,00	128,33	14,53		110,00	116,67	105,00	6,01		185,28	205,00	173,33	17,21	
Salinité (‰)	0,73	0,80	0,70	0,06		0,80	0,80	0,80	0,00		0,80	0,80	0,80	0,00		0,83	0,90	0,80	0,06		0,90	0,90	0,90	0,00	
OD (mg/l)	7,56	7,79	7,40	0,20		6,73	6,80	6,58	0,12		9,95	11,95	7,78	2,09		5,63	5,90	5,42	0,25		5,65	5,79	5,46	0,17	
Cl ₂ (mg/l)	0,10	0,12	0,07	0,02		0,12	0,13	0,11	0,01		0,16	0,33	0,07	0,15		0,27	0,43	0,18	0,14		0,28	0,43	0,18	0,13	
NO ₃ ⁺ (mg/l)	3,86	5,35	2,59	1,22		3,61	3,81	3,30	0,27		4,30	4,99	3,89	0,60		3,23	3,68	2,80	0,44		3,19	3,31	3,05	0,13	
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0,23	0,31	0,13	0,08		0,04	0,05	0,02	0,01		0,06	0,07	0,05	0,01		0,29	0,30	0,29	0,01		0,30	0,30	0,30	0,00	
PO ₄ ⁻ (mg/l)	1,40	1,88	0,97	0,44		0,99	1,33	0,78	0,29		0,82	1,19	0,22	0,53		0,72	1,13	0,23	0,45		1,21	1,86	0,15	0,93	
SO ₄ ⁻ (mg/l)	69,96	73,17	66,33	3,11		68,89	70,50	67,33	1,58		69,67	71,00	67,83	1,64		63,50	67,83	60,00	3,98		70,00	70,67	69,33	0,67	
Cl ⁻ (mg/l)	516,94	600,33	434,50	82,92		495,67	505,33	479,00	14,50		439,17	487,83	356,67	71,83		454,56	534,00	412,67	68,83		592,50	610,83	556,00	31,61	
CN ⁻ (mg/l)	0,00	0,01	0,00	0,00		0,01	0,01	0,00	0,00		0,01	0,01	0,01	0,00		0,01	0,01	0,01	0,00		0,00	0,01	0,00	0,00	
Fe (mg/l)	0,025	0,045	0,003	0,017		0,060	0,080	0,042	0,019		0,067	0,081	0,053	0,014		0,065	0,069	0,063	0,003		0,050	0,069	0,029	0,020	
Cr (mg/l)	0,007	0,011	0,003	0,004		0,009	0,013	0,003	0,005		0,017	0,030	0,009	0,012		0,019	0,022	0,016	0,003		0,008	0,014	0,003	0,006	
Cu (mg/l)	0,240	0,407	0,017	0,185		0,139	0,185	0,057	0,071		0,058	0,065	0,052	0,007		0,152	0,192	0,127	0,035		0,298	0,347	0,240	0,054	
Ni (mg/l)	0,025	0,033	0,016	0,007		0,022	0,026	0,020	0,003		0,029	0,037	0,021	0,008		0,048	0,100	0,021	0,045		0,030	0,032	0,026	0,003	
Zn (mg/l)	0,027	0,035	0,023	0,006		0,022	0,032	0,012	0,010		0,021	0,022	0,020	0,001		0,021	0,026	0,014	0,006		0,021	0,025	0,017	0,004	

5.3 Analyse de corrélation entre les paramètres physicochimiques de l'eau

L'analyse de corrélation (Pearson et Lee, 1903) effectuée entre les différents paramètres physicochimiques étudiés, montre une forte corrélation significative entre tous les paramètres à l'exception de Ca^{+2} , CN^- , Cr, Ni et Zn.

Selon le tableau 9, la température (facteur physique limitant) présente une corrélation significative avec la majorité des paramètres étudiés. La corrélation négative avec la majorité des éléments métalliques traces sont significatifs. Ceci en raison du caractère exothermique des réactions de sorption, une augmentation de la température entraînerait une diminution de l'adsorption (Serpaud *et al.*, 1994). L'augmentation de la température entraîne également la diminution d'OD en raison de développement intense des espèces aquatiques (faune et flore).

Les meilleures corrélations positives pendant la période d'étude sont observées entre EC-TDS-Salinité- Cl_2 - Fe, DT- CO_3^- - SO_4^{-2} -Turbidité, OD- NO_3^- , Cu-T- NO_2^- - Cl^- et entre HCO_3^- - Mg^{2+} -pH. Les coefficients de corrélation significatifs entre les paramètres soulèvent l'hypothèse d'une source de contamination commune, d'une distribution homogène, et/ou d'un comportement similaire de ces éléments vis-à-vis des processus physicochimiques qui se déroulent dans le milieu. Cependant une différence de l'origine des apports de ces éléments en milieu aquatique n'est pas à exclure du fait de l'importance relative des sources naturelles et/ou anthropiques de chaque élément.

Etude des paramètres physicochimiques du lac Sidi M'Hamel Benli

Tableau 9 : Corrélation de Pearson entre les différents paramètres physicochimiques de l'eau du lac SMB.

Paramètres	T	pH	EC	DT	Turbidité	Salinité	TDS	OD	Couleur	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Fe	Cl ₂	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	SO ₄ ²⁻	CN ⁻	Cr	Cu	Ni	Zn	Cl ⁻	PO ₄ ⁻	
T	1.000																									
pH	0.129	1.000																								
EC	0.106	0.242	1.000																							
DT	-0.022	-0.130	-0.216	1.000																						
Turbidité	-0.130	0.216	0.036	0.408	1.000																					
Salinité	0.225	0.345	0.753	-0.003	0.123	1.000																				
TDS	0.249	0.207	0.933	-0.071	0.081	0.858	1.000																			
OD	-0.385	-0.046	-0.231	0.237	-0.248	-0.322	1.000																			
Couleur	-0.117	-0.098	0.195	-0.042	0.178	-0.162	0.089	0.474	1.000																	
Ca ²⁺	-0.370	-0.319	-0.101	0.596	0.302	-0.189	-0.171	0.215	0.082	1.000																
Mg ²⁺	0.371	0.202	-0.117	0.459	0.160	0.204	0.118	0.010	-0.114	-0.435	1.000															
Fe	-0.140	-0.313	0.554	0.234	0.226	0.504	0.547	-0.004	0.283	0.174	0.068	1.000														
Cl ₂	0.227	0.380	0.613	-0.256	-0.129	0.464	0.603	-0.174	0.096	-0.452	0.206	0.248	1.000													
CO ₃ ²⁻	-0.105	0.026	0.158	0.596	0.548	0.079	0.169	0.066	0.334	0.464	0.223	0.182	0.008	1.000												
HCO ₃ ⁻	0.182	0.697	-0.068	0.235	0.330	0.314	0.095	-0.095	-0.211	-0.279	0.555	-0.282	-0.028	0.015	1.000											
NO ₃ ⁻	-0.264	-0.022	-0.084	0.251	-0.111	-0.125	-0.157	0.527	0.059	0.428	-0.238	0.101	-0.164	-0.052	-0.190	1.000										
NO ₂ ⁻	0.389	0.220	0.093	-0.496	-0.189	0.276	0.235	-0.571	-0.481	-0.498	-0.024	-0.289	0.376	-0.509	0.104	-0.279	1.000									
SO ₄ ²⁻	0.128	0.259	-0.239	0.519	0.407	0.078	-0.129	0.276	0.151	0.423	0.103	-0.114	-0.373	0.325	0.397	0.397	-0.174	1.000								
CN ⁻	-0.231	-0.128	0.640	-0.038	0.288	0.384	0.539	-0.104	0.333	0.263	-0.289	0.690	0.129	0.336	-0.363	0.048	-0.150	-0.087	1.000							
Cr	-0.055	-0.236	0.490	-0.435	-0.371	0.227	0.409	0.274	0.540	-0.203	0.285	0.448	0.407	-0.280	-0.439	0.159	0.005	-0.250	0.240	1.000						
Cu	0.667	0.289	0.021	0.018	0.003	0.211	0.139	-0.379	-0.303	-0.049	0.041	-0.227	0.188	-0.191	0.167	0.237	0.571	0.355	-0.167	-0.148	1.000					
Ni	-0.261	-0.008	0.215	-0.246	-0.064	0.033	0.191	-0.208	-0.132	-0.346	0.092	0.163	0.543	-0.133	-0.163	0.030	0.206	-0.649	0.048	0.163	-0.150	1.000				
Zn	0.011	0.099	-0.499	0.034	0.247	-0.353	-0.512	0.073	-0.086	-0.332	0.398	-0.082	0.007	-0.144	0.104	-0.053	-0.060	-0.048	-0.404	-0.215	-0.087	0.201	1.000			
Cl ⁻	0.255	0.266	-0.152	0.384	0.226	0.215	0.058	-0.473	-0.634	0.071	0.329	-0.252	0.149	0.062	0.425	0.036	0.460	0.207	-0.352	-0.529	0.635	0.160	0.021	1.000		
PO ₄ ⁻	0.237	-0.025	-0.483	0.302	-0.362	-0.167	-0.352	0.159	-0.357	-0.199	0.530	-0.168	0.129	-0.079	0.049	0.129	0.123	0.061	-0.429	-0.311	0.213	0.102	0.382	0.342	1.000	

CHAPITRE III

EVALUATION DE LA QUALITE BIOLOGIQUE

DU LAC SIDI M'HAMED BENALI

L'évaluation de la qualité de l'eau par monitoring biologique comporte deux grandes catégories :

- les tests biologiques (bioessais) qui comprennent des tests écotoxicologiques, des tests de bioaccumulation, de biodégradation, d'eutrophisation, etc. purement expérimentaux ;
- les indicateurs biologiques (bioindicateurs) qui sont basés en grande partie sur l'analyse des communautés et relèvent de l'observation *in situ*.

La plupart des évaluations de la qualité de l'eau sont basées sur des changements de structure des communautés (richesse taxonomique, densité, diversité, proportion entre groupes d'organismes) et sur la présence ou l'absence d'espèces indicatrices caractéristiques d'un certain degré de pollution.

Les bioindicateurs peuvent appartenir à de nombreux groupes d'organismes : bactéries, champignons, algues, protozoaires, rotifères, cladocères, copépodes, macrophytes, insectes, crustacés, mollusques, annélides, poissons, etc. (Sladeczek, 1973 ; Herricks et Cairns, 1982 ; De Pauw *et al.*, 1992).

En milieu lacustre, les oligochètes (Särkkä, 1992 et Särkkä, 1994), les chironomidae (Saether, 1979), le phytoplancton sont des indicateurs couramment utilisés. Les poissons et les macrophytes sont également parfois considérés. Les organismes zooplanctoniques sont également utilisés par de nombreux auteurs (Gannon et Stemberger, 1978 ; Sladeczek, 1983 ; Siegfried *et al.*, 1989 ; Berzins et Pejler, 1989). Certains cladocères comme *Bosmina longirostris* et *Chydorus sphaericus* sont communément utilisés comme indicateurs de conditions eutrophes (Gannon et Stemberger, 1978). Les rotifères présentent les taux de croissance les plus élevés ainsi que des turnovers importants des populations (Wetzel, 2001). Dès lors, ils répondent plus rapidement aux changements environnementaux que les crustacés et semblent être des indicateurs plus sensibles aux changements de la qualité du milieu.

Dans ce chapitre, nous avons procédé à l'évaluation de la qualité de l'eau en fonction des changements de structures des communautés zooplanctoniques (richesse taxonomique) et sur la présence ou l'absence de taxons indicateurs caractéristiques d'un certain degré de pollution. Ainsi la réalisation d'un test de toxicité aigüe de l'eau du lac SMB via *Daphnia magna straus*.

1. ETUDES DES ZOOPLANCTONS DU LAC SIDI M'HAMED BENALI

1.1 Technique de prélèvement et conditionnement des échantillons de zooplanctons

L'échantillonnage de zooplanctons a été effectué de Mars 2011 à Aout 2012 à l'exception de Juillet et Aout 2011 (cinq saisons : Printemps, Automne 2011, Hiver, Printemps et Été 2012), sur une fréquence mensuelle. Tous les échantillons ont été prélevés dans la matinée entre 8h et 10h. Il est à noter que les prélèvements ont été faites en même temps que ceux des analyses physicochimiques et dans les mêmes stations (voir page 40).

L'échantillonnage a été effectué par un trait horizontal au moyen d'un filet à plancton de 55 μm (fig. 29). L'extrémité de filet comporte un récipient doté d'un filtre de même diamètre dont les espèces concentrées ont été vidées dans une bouteille en verre propre.

De retour au laboratoire, les échantillons ont été filtrés au moyen d'un filtre de 55 μm . Le zooplancton ainsi récolté était ensuite récupéré et anesthésié selon les recommandations de Marneffe, (2000) dans un volume de 35 ml d'eau sursaturée en CO_2 (V/V: eau minérale + eau de soda commerciale). Le filtrat est fixé au moyen de formaldéhyde (4%) (Marneffe, 2006a et Marneffe, 2006b). Les échantillons fixés sont conservés à l'abri de la lumière préalablement à l'envoi au laboratoire d'Ecologie Animale et Écotoxicologie de l'Université de Liège (Belgique).



Fig. 29 : Filet à plancton de 55 μm utilisé dans les prélèvements.

1.2 Méthode d'étude des zooplanctons

1.2.1 Identification des rotifères et des cladocères

L'identification des individus de rotifères et de cladocères est ensuite effectuée sous une loupe binoculaire (OLYMPUS, SZ60) ou un microscope à contraste de phase (OLYMPUS, BX50) pour la totalité de l'échantillon.

L'identification se fait jusqu'à l'espèce ou seulement le genre pour les taxons les plus difficiles au moyen des clefs d'identification de Pontin (1978), Pourriot et Francez (1986), Nogrady et Segers (2002), Dumont (2006), pour les rotifères et Amoros (1984), Kororchinsky (1992) et Smirnov (1996), pour les cladocères.

1.2.2 Utilisation des rotifères comme bioindicateurs

Les rotifères ont ensuite été classés en fonction de leur indice saprobique sur base de la classification établie par Sladeczek (1983). Cet auteur a classé 620 espèces de rotifères vivant en Tchécoslovaquie, leur attribue une valence saprobique et une valeur indicatrice, et les classes sur cette base suivant 5 catégories : les xénosaprobies (milieu sans charge organique), les oligosaprobies (légèrement polluée), les bêta-mésosaprobies (modérément polluée), les alpha-mésosaprobies (lourde polluée) et les polysaprobies (extrêmement polluée). Chaque zone a des conditions optimales pour certaines espèces et communautés d'organismes.

Sladeczek (1983) a également déduit l'intervalle de taux de DBO₅ de l'eau pour chaque classe suivant le type de milieux où les rotifères se rencontrent.

Selon le tableau 10, une espèce oligosaprobe se rencontre uniquement dans des milieux où la DBO₅ est comprise entre 1 et 2.5 mg/l. Une espèce oligo betamesosaprobe se rencontre dans des milieux oligo et beta mesosaprobe mais avec une fréquence supérieure dans les milieux oligosaprobies alors qu'une espèce beta oligosaprobe se rencontre dans ces mêmes milieux mais a une fréquence plus élevée dans les milieux betamesosaprobies.

La valeur indicative de chaque espèce (annexe 3) varie de 1 (espèces trouvées dans tous types de milieux avec une fréquence comparable) à 5 (espèce trouvée uniquement dans un type de milieu).

Tableau 10: Classification des espèces suivant Sladeczek (1966).

Type de milieu	DBO₅
Xénosaprobe	0-1 mg/l
Oligosaprobe (pas de pollution organique)	1 – 2.5 mg/l
Betamesosaprobe (pollution organique faible)	2.5 – 5 mg/l
Alphamesosaprobe (pollution organique faible)	5 – 10 mg/l
Polysaprobe (très forte pollution organique)	10 – 50 mg/l

1.3 Traitements statistiques des données

Afin de déceler la relation de corrélation pendant la période de prélèvement entre l'occurrence des zooplanctons identifiées et les paramètres physicochimiques de l'eau du lac SMB, nous avons procédé au test de corrélation de Pearson (Pearson et Lee, 1903) ou le Coefficient de corrélation de Pearson avec une limite de confiance de 95% et une valeur de $p < 0,05$. Le calcul a été réalisé à l'aide du logiciel SYSTAT 13,0.

1.4 Résultats et discussion de l'étude zooplanctonique

1.4.1 Composition spécifique et structure des communautés

L'analyse de la composition spécifique des échantillons nous a permis de répertorier 50 taxons de zooplanctons d'eau douce. La liste faunistique des taxons identifiés dans le lac SMB au cours de 16 mois de prélèvement est présentée dans le tableau 11. Sur la liste faunistique, figurent neuf familles de rotifères représentées par :

- **Brachionidae**, représentée par 12 espèces appartenant au genre Euchlanis, Keratella, Mytilina, Notholca, Brachionus et Epiphanes ;
- **Asplanchnidae**, représentée par 3 taxons appartenant au genre Asplanchna dont un taxon on n'a pas pu déterminer l'espèce ;
- **Synchaetidae**, représentée par 6 espèces appartenant au genre Syncheaeta et polyarthra ;
- **Lecanidae**, représentée par 6 espèces appartenant au genre lecané ;
- **Notommatidae**, représentée par 2 espèces appartenant au genre Cephalodella, Eosphora ;
- **Bdelloïdidae**, représentée par 3 espèces appartenant au genre Rotaria et Ceratotrocha ;
- **Testudinellidae, Collothecidae et Gastropodidae** sont représentées seulement par un seul taxon appartenant respectivement au genre, Testudina, Collotheca Pelagica, Bdelloïde et Ascomorpha. Pour les deux derniers taxons, on n'a pas pu déterminer l'espèce.

En ce qui concerne les cladocères, nous sommes arrivés à identifier 14 espèces appartenant à cinq familles :

- **Daphniidae** représentée par 4 espèces appartenant au genre Daphnia et Ceriodaphnia ;
- **Bosminidae** représentée par une seule espèce appartenant au genre Bosmina ;
- **Chydoridae** représentée par 7 espèces appartenant au genre Anchistropus, Graploterberis, Dunhevedia, Oxyella et Allona ;
- **Macrothricidae et Sididae** sont représentées par un seul genre Macrothricidae et diaphanosoma respectivement.

Tableau 11 : Liste faunistique des espèces de rotifères et de cladocères échantillonnées dans le lac SMB de Mars 2011 à Août 2012.

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Espèces
Rotifera	Monogononta (Plate, 1889)	Ploima (Hudson et Gosse, 1886)	Brachionidae	<i>Euchlanis dilatata</i> (Ehrb, 1832) <i>Lophocaris naias</i> (Wulfert, 1942) <i>Keratella valga</i> (Ehrb, 1834) <i>Mytilina ventralis</i> (Ehrb, 1832) <i>Notholca squamula</i> (Muller, 1786) <i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851) <i>Keratella quadrata</i> (Muller, 1786) <i>Brachionus angularis</i> (Goss, 1851) <i>Brachionus calyciflorus</i> (Pallas, 1766) <i>Brachionus Quadridentatus</i> (Hermann, 1783) <i>Brachionus urceolaris</i> (Muller, 1733) <i>Epiphanes senta</i> (Muller, 1733)
			Gastropodidae	<i>Ascomorpha</i> sp.
			Asplanchnidae	<i>Asplanchna Herriki</i> (Guerne, 1888) <i>Asplanchna brightwelli</i> (Gosse, 1850) <i>Asplanchna</i> sp.
			Synchaetidae	<i>Polyarthra dolichoptera</i> (Idelson, 1925) <i>polyarthra remata</i> (Skorikov, 1896) <i>Polyarthra major</i> (Burckhardt, 1900) <i>Polyarthra vulgaris</i> (Carlin1943) <i>Polyarthra Mineur</i> (Voigt, 1904) <i>Syncheaeta bicornis</i> (Smith, 1904)
			lecanidae	<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851) <i>Lecane luna</i> (Muller, 1776) <i>Lecane lunaris</i> (Ehbr, 1832) <i>Lecane Stenroosi</i> (Meissner, 1908) <i>Lecane aeganea</i> (Harring, 1914) <i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)
			Notommatidae	<i>Cephalodella giba</i> (Ehrenberg, 1830) <i>Eosphora najas</i> (Ehrb, 1830)
			Testudinellidae	<i>Testudina platina</i> (Hermann, 1783)
			Collothecidae	<i>Collothea Pelagica</i> (Rousselet, 1893)
			Bdelloïdae	<i>Bdelloïde</i> sp. <i>Rotaria rotatoria</i> (pallas, 1766) <i>Rotaria neptunia</i> (Ehrenberg, 1830) <i>Ceratotrocha cornigera</i> (Bryce, 1893)
			Cladocera	Branchiopoda (Latreille, 1817)
Daphniidae	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (Müller, 1785) <i>Daphnia ambigua</i> (Scourfield, 1946) <i>Daphnia cucullata</i> (Sars, 1862) <i>Daphnia longispina</i> (Müller, 1785)			
Bosminidae	<i>Bosmina longirostris</i> (Müller, 1785)			
Chydoridae	<i>Anchistropus Emarginatus</i> (Sars, 1862) <i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer, 1848) <i>Dunhevedia crassa</i> (King, 1853) <i>Oxynella Tenuicaudis</i> (Sars, 1862) <i>Alona rectangula</i> (Sars, 1862) <i>Alona guttata</i> (Sars, 1862) <i>Alona quadrangularis</i> (Muller, 1785)			
Macrothricidae	<i>Macrothricidae</i> Sp.			

1.4.2 Evolution spatiotemporelle du zooplancton

L'ensemble des observations menées au cours de la période d'investigation est synthétisé dans le tableau 12. Ce dernier présente la fréquence d'apparition ou occurrence (nombre d'échantillons contenant les espèces/nombre total d'échantillons) x 100) des espèces de rotifères et de cladocères échantillonnées dans le lac SMB au cours des 16 mois de prélèvement. Les valeurs dans les cases du tableau 12, indiquent le nombre de stations où l'espèce est présente, les cases vides montrent que l'espèce est absente.

Le lac SMB est clairement dominé par les rotifères ; les cladocères sont moins abondants. L'espèce de rotifère dominante dans le lac est *Keratella cochlearis*, est présente dans toutes les stations et à tous les mois de prélèvements (100% d'occurrence) avec une fréquence remarquable à l'exception des mois de Septembre au Décembre. Suivie par les *bdelloides sp.* qui sont présents dans plus de la moitié des prélèvements (60.4%) et pendant toutes les saisons ; ils sont présents dans tous les mois à l'exception du mois de Décembre avec une fréquence très importante au mois de Mai 2011, Octobre, Juin 2012 et Juillet et presque dans la majorité des stations. Il est à noter que les 3 espèces de bdelloides : *Rotaria rotatoria*, *Rotaria neptunia* et *Ceratotrocha cornigera* sont déterminées que dans les 4 premiers mois des prélèvements, mais vu la difficulté de l'identification des bdelloides lorsqu'ils sont anesthésiés, en raison de leur contraction, on n'a pas pu faire leur identification dans les échantillons des autres mois, malgré leurs présences en fortes fréquences (Octobre, Juin 2012 et Juillet) sous forme enkystés (à l'exception du mois de Décembre). Ce qui nous a conduit de ne pas les citer dans le tableau 12 et les présentés sous *bdelloides sp.* Nos observations laissent présager que ce taxon regroupe plusieurs espèces. L'espèce *kerratella quadrata* est présente dans 43.7% d'échantillons avec une fréquence très importante en Printemps 2011, Juin 2012 et Juillet 2012 et elle est absente en Automne à l'exception du mois de Septembre où elle marque une seule présence à S2, absente en Hiver et début du Printemps 2012. *Lecane bulla*, *lecanella lunaris*, *asplanchna brightwelli*, *polyarthra vulgaris*, *polyarthra dolichoptera* sont souvent également rencontrées (approximativement dans 1/3 des prélèvements) avec une fréquence relativement importante pour plusieurs stations pendant toute la période de prélèvement. Pour le reste des espèces, la fréquence est variable (rare, relativement fréquente, très fréquente) dans les différentes stations et pendant les différents mois de prélèvement.

En ce qui concerne les cladocères, *Bosmina longirostris* est l'espèce la plus fréquente, présente dans 65.6% des prélèvements, est pratiquement marqué par une présence dans toutes les saisons (absente en Juin 2011, 2012 et Septembre). Pour certains mois (du mois de Novembre au mois

de Février et Aout) elle domine les zooplanctons de point de vue de biomasse, dans la majorité des stations. Suivie par *Daphnia longispina* qui a marqué une présence de 36.4% des échantillons prélevés ; elle est très fréquente au mois d'Avril 2011 où elle domine les cladocères et d'Avril 2012 dont elle domine les zooplanctons ; elle est absente en automne. De manière générale et au cours de cette étude, l'effectif total mensuel des taxons répertoriés dans chacune des 6 stations littorales du lac, a varié considérablement en fonction du temps (fig. 30).

L'analyse de la courbe suivante (fig. 30) montre que la plus grande diversité de taxons est observée au mois de Juin (où il est enregistré le pic le plus élevé), Avril et Mai 2011 avec un effectif respectivement de 30, 28 et 26. L'augmentation de la biomasse est essentiellement due au genre *Keratella*. Ensuite, nous avons remarqué une baisse de l'allure de la courbe au cours des mois de Septembre à Décembre, dont l'effectif le plus faible de la période de prélèvement est enregistré au cours du mois de Novembre (4 taxons) et Décembre (3 espèces). À partir du mois de Décembre, nous avons constaté une augmentation progressive du nombre d'espèces, dont le nombre a varié considérablement (plus au moins 1 unité) en fonction du temps dont le pic le plus important est observé au mois de Juillet avec 20 taxons puis la courbe a chuté au mois d'Aout dont on a enregistré un nombre de 11 taxons.

C'est particulièrement au cours du Printemps 2011 que nous avons pu enregistrer une grande diversité d'espèces (un effectif important). L'effectif le plus faible est enregistré au cours de l'Automne.

Selon les résultats obtenus, nous avons constaté une diminution du nombre de taxons du zooplancton dans la période de basses températures. Cette constatation a été observée par plusieurs auteurs en traitant leur milieu limnique (Bonetto et Ferrato, 1966 ; Paggi et Jose de Paggi, 1990 ; Hann 1995, Sandilands et Hann 1996, Nurminen et Horppila 2002, Pedrozo et Rocha, 2005, Hamaidi et *al.*, 2008).

Aussi le même constat a été fait par Bouzidi *et al.* (2010), dans le cadre de leur travail portant sur l'étude des copépodes, cladocères, rotifères du lac SMB en 2008. Les auteurs mentionnent également, une grande abondance des rotifères à partir du mois de Janvier puis ces populations zooplanctoniques sont totalement absentes en Septembre. Ces observations confirment nos résultats, bien que nous avons enregistré quelques rotifères au mois de Septembre, mais l'effectif reste très faible jusqu'au mois de Décembre.

Evaluation de la qualité biologique du lac Sidi M'Hamed Benali

Tableau 12 : Répartition et la fréquence d'apparition des espèces de rotifères et de cladocères échantillonnées dans le lac SMB de Mars 2011 à Aout 2012.

Taxons	mars-11	avr-11	mai-11	juin-11	sept-11	oct-11	nov-11	déc-11	janv-12	févr-12	mars-12	avr-12	mai-12	juin-12	juil-12	août-12	Occur. (%)
<i>Ascomorpha sp</i>	2	2	2						1	4							11,4
<i>Asplanchna Herriki</i>				1													1,04
<i>Asplanchna sp</i>	1	6	2	3	1						4		4	6			28,1
<i>Cholotheca</i>				1													1,04
<i>Euchlanis dilatata</i>		1	2	1					6								10,4
<i>Keratella valga</i>		1		2	6	6			1		2				2	6	27,0
<i>Lecane bulla</i>		3	5	4		2			2	1		5	6	6	3	1	39,5
<i>Lecane luna</i>	1	5							2	1	2	6	4	1	3	1	27,0
<i>Lecane lunaris</i>		3	2	1		1	1		2		2	6	3	2	6	3	33,3
<i>Lecane Stenroosi</i>				1											1		2,08
<i>Mytilina ventralis</i>		3	4							4					3		14,5
<i>Notholca squamula</i>				1					2	1	5	2	1				12,5
<i>Polyarthra</i>		4	2	2		5			6	5		2		5	6		38,5
<i>polyarthra remata</i>		5	1	3					5	3							17,7
<i>Eosphora najas</i>				2													2,08
<i>Keratella cochlearis</i>	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	100
<i>Keratella quadrata</i>	6	6	6	6	1								4	6	6	1	43,7
<i>Brachionus angularis</i>	1	2		6				2					1		1		13,5
<i>Brachionus</i>		1	1	5									1	2			10,4
<i>Polyarthra Mineur</i>										1					4		5,21
<i>Asplanchna</i>		5	2	2							4	1	4	6	6	4	35,4
<i>Brachionus</i>			1	2													3,13
<i>Brachionus</i>		2	2	1									5	4	2		16,6
<i>Lecane cornuta</i>									1								1,04
<i>Polyarthra major</i>				1													1,04
<i>Polyarthra vulgaris</i>		3	2	2	2	6			6	1	1			4	6		34,3
<i>Cephalodella giba</i>			2														2,08
<i>Testudina platina</i>				2							1	3	5	3	2		16,6
<i>Epiphanes senta</i>				1													1,04
<i>Lecane aeganea</i>		2								1		1					4,17
<i>Lophocaris naias</i>									3	1	2	1	3	5	4		19,7
<i>Syncheaeta bicornis</i>	1	1		4	1				3	5				6	6	1	29,1
<i>Bdelloide sp</i>	3	1	5	6	4	6	3		4	1	5	1	4	5	4	6	60,4
<i>Alona guttata</i>												2					2,08
<i>Alona quadrangularis</i>		2	2														4,17
<i>Alona rectangula</i>	2	2	4	1							1	4	1	1			16,6
<i>Anchistropus</i>			1														1,04
<i>Bosmina longirostris</i>	6	1	1			5	6	6	6	6	6	6	2		6	6	65,6
<i>Ceriodaphnia</i>	4	2															6,25
<i>Daphnia ambiga</i>	2	2	1	1							2	6	1	1			16,6
<i>Daphnia cucullata</i>				1						1	4	6		5			17,7
<i>Daphnia longispina</i>	6	6	2	1						1	5	6	2	6			36,4
<i>Dunhevedia crassa</i>	5																5,21
<i>Graptoleberis</i>		2	1														3,13
<i>Macrothricidae sp.</i>	1	1	1														3,13
<i>Oxynella Tenuicaudis</i>			1														1,04
<i>Diaphanosoma</i>				1	1										5	1	8,33
Total mensuel de taxons	15	28	26	30	8	8	4	3	16	17	16	17	18	19	20	11	

Occur : Occurrence.

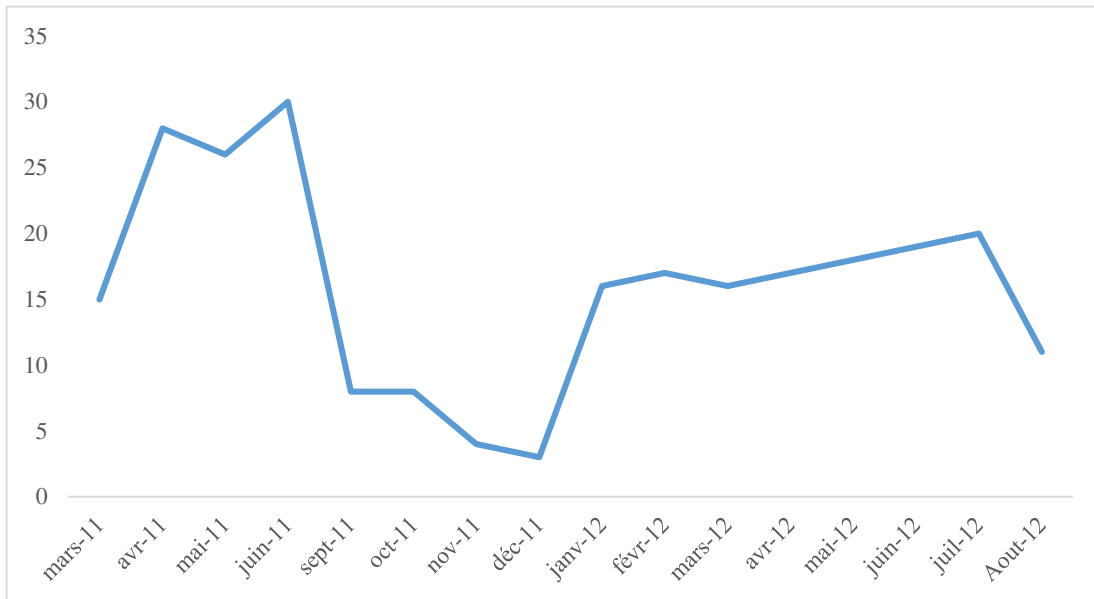


Fig. 30 : Variation temporelle de la richesse spécifique totale en taxons (rotifères et cladocères) de la période de prélèvement dans le lac SMB.

Des variations interannuelles importantes sont observées ce qui n'a rien d'étonnant quand nous voyons la variabilité de l'environnement dans ce réservoir et les impacts anthropologiques et météorologiques variables d'une année à l'autre.

D'après plusieurs auteurs (Pedrozo et Rocha, 2005 ; Wetzel, 2001 ; etc.), plusieurs facteurs déterminants expliquent des successions zooplanctoniques, qui sont les temps de diapause, les taux de reproduction et de développement dépendant de la température, de la quantité et de la qualité de la nourriture, les phénomènes de compétition et la prédation. La nourriture et la température ont ainsi une influence prépondérante sur la survie et la reproduction des rotifères. Wetzel (2001), a expliqué, en grande partie, les changements saisonniers qui s'opèrent dans leur communauté. Selon cet auteur, l'augmentation du taux de reproduction avec la température résulte plutôt d'une augmentation du nombre d'œufs portés que d'une augmentation de la fréquence de ponte. Au cours de notre étude, nous avons constaté que les conditions printanières de température et de ressources nutritives (autant en quantité qu'en qualité) paraissent donc optimales pour le développement intense des zooplanctons. La pression de grazing exercée par le zooplancton à la fin de l'Été (mois d'Aout) entraîne l'apparition d'une phase d'eau claire en même temps que des changements importants dans la composition du phytoplancton, changements qui, à leur tour, ont des incidences sur la composition du zooplancton.

Les limites de ressources en nourriture, pour lesquelles il n'y a plus de croissance des organismes zooplanctoniques, varient d'une espèce à l'autre (Stemberger et Miller, 1998).

Les relations de compétition sont complexes (chaque espèce par ses spécificités semble notamment occuper une niche alimentaire particulière) et demandent encore à être affinées, mais les fréquences (les biomasses) importantes de rotifères observées aux Printemps 2011 et 2012 ne sont plus observées par la suite lorsque les cladocères (compétition et prédation) sont abondants, le plancton automnale et hivernal est étant dominé par les cladocères de point de vue biomasse. Quand les ressources en nourriture sont limitées (phytoplanctons), les cladocères sont des compétiteurs nettement supérieurs aux rotifères (Wetzel, 2001). Ce qui explique la dominance de *Bosmina longirostris* des zooplanctons du mois de Novembre au mois de Février et Aout (période faible en nutriments ou en phytoplanctons). Outre cette compétition pour la nourriture, Burns et Gilbert (1986), ont démontré que les daphnies peuvent entraîner la mort ou des lésions graves chez *Keratella cochlearis* quand leur longueur est supérieure à 2 mm et leur densité comprise entre 1 et 5 ind./l. Néanmoins, les cladocères de tailles plus modestes (tel les *Bosmina*) n'ont pas ce type d'effets. Ce qui interprète la diminution de taux de rotifères de point de vue biomasse et essentiellement en *Keratella cochlearis* en période d'abondance des Daphnies. Selon Vanni (1986), dans les milieux riches en nutriments, on constate souvent que l'augmentation des biomasses des cladocères du genre *Daphnia* entraîne une déplétion des biomasses d'algues de petite taille ayant pour conséquence la diminution des cladocères appartenant au genre *Bosmina*. Ce qui explique l'abondance de point de vue biomasse de *Daphnia longispina* au mois d'Avril 2011 et 2012 (période riche en nutriments) dont elle domine les zooplanctons. Ceci explique même l'absence de *Bosmina longirostris* au mois de juin 2011 et 2012. Ainsi la présence des *Sididae Diaphanosoma Brachyrum* peut-être la cause de l'absence de *Bosmina longirostris* au mois de Septembre. Cependant, la persistance de cette dernière espèce en présence de *Daphnia* dans les autres mois de prélèvement est en raison de la recherche active de nourriture par cette espèce vis-à-vis d'une nourriture de grande qualité (souvent des flagellés) (Vanni, 1986).

Il ne faut toutefois pas perdre de vue qu'en dépit de leur biomasse faible, les rotifères représentent souvent, du fait de leur turnover élevé, une part importante de la productivité annuelle. Dans le Mirror Lake, par exemple, Makarewicz et Likens (1979), ont montré que bien que les copépodes constituent 55% du zooplancton en biomasse, ils représentent seulement 19% de la productivité zooplanctonique (croissance lente sur une année), alors que les rotifères représentent 40% de la productivité annuelle. Wallace et Snell (2001), estiment qu'en termes

de production, les rotifères peuvent compter pour plus de 50%. La fig. 31 montre qu'il existe de grande différence dans la richesse des rotifères et des cladocères entre les 16 mois de prélèvement et que l'espèce de rotifère domine en termes d'effectif dans tous les mois d'études. L'effectif de rotifères le plus élevé est observé au mois de Juin 2011 et le plus faible au mois de Décembre. Cependant les cladocères enregistrent un effectif maxima au mois de Mai 2011 et minima au mois de Septembre au Janvier (automne et début d'hiver). Les caractéristiques alliées à des temps de génération courts, donnent aux rotifères un potentiel de croissance élevé, ce qui explique certainement et en grande partie le fait qu'ils se développent rapidement au Printemps, puisqu'une population de rotifères peut doubler en moins de deux jours, alors qu'elle est en semaines pour les cladocères (avec des durées de vie des organismes du même ordre de grandeur). Ce décalage temporel d'apparition des rotifères d'une part et des cladocères d'autre part est très visible sur la fig. 31. C'est ainsi que les rotifères de petite taille avec des temps de générations courts compensant leur faible fécondité par opposition aux cladocères qui avec des temps de génération longs mais une fécondité plus élevée (Pourriot et Meybeck, 1995).

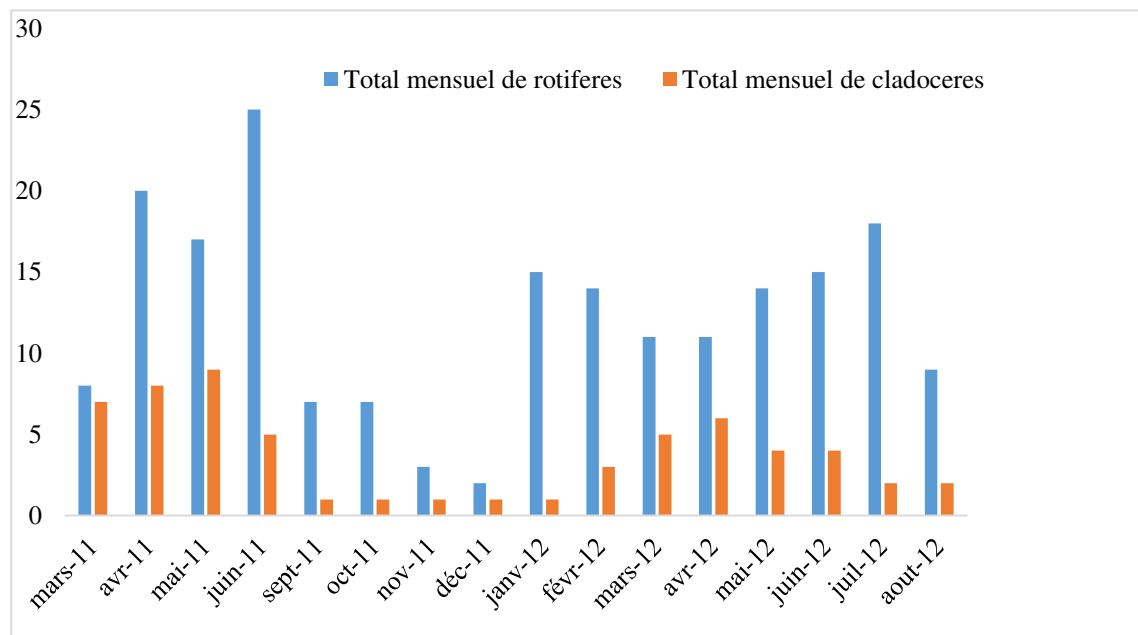


Fig. 31 : Richesse spécifique totale mensuelle de rotifères et cladocères pendant la période de prélèvement dans le lac SMB.

1.4.3 Évaluation de l'état trophique du lac

1.4.3.1 Évaluation de qualité biologique de l'eau en utilisant les rotifères

La qualité biologique du lac SMB est évaluée en se basant sur l'indice de saprobicité des espèces de rotifères identifiées indiqué par Sladeczek (1983) (tableau 13). Selon la fig. 32, la majorité des taxons de rotifères recensés appartient au milieu oligomesosaprobic à betamesosaprobic. Selon la littérature (Sladeczek, 1983), ce milieu a une DBO₅ comprise entre 1 et 5 mg/l.

Les taxons les plus recensés sont indicateurs d'un milieu oligo betamesosaprobic, présentant un pourcentage de 38% ; suivis par des taxons betamesosaprobic avec un pourcentage de 28%. Puis les oligomesosaprobic (14%). Ensuite les taxons indicateurs d'un milieu beta oligomesosaprobic, dont appartient l'espèce *Keratella cochlearis* (le plus fréquent), et betas alpha mesosaprobic avec un pourcentage de 7%. Cependant juste quelques espèces recensées sont alphamesosaprobic et betaxenosaprobic, respectivement sont *Epiphanes santa* et *Polyarthra minour* présentes par une même et une faible fréquence (3%).

La fig. 33, nous rapporte le pourcentage cumulé des mois en fonction de l'indice saprobique. Elle montre que la dominance des taxons oligosaprobic à betamesosaprobic se maintient au fil du temps.

Keratella cochlearis et *Keratella quadrata* sont des espèces eurythermes, leur présence est marquée par une grande abondance de point de vue effectif et biomasse, surtout en période riche en nutriment. Elles sont connues par leur activité bactériophage (source de nourriture potentielle), phytophage, détritivore, et sont indicatrices d'une contamination bactérienne et d'un développement intense des phytoplanctons dans le lac (Bogdan *et al.*, 1980; May, 1983 ; Vasconcelos, 1994). Ces espèces ont un indice saprobique de 1.7 et 1.5 respectivement. D'après Vasconcelos (1994), l'espèce de *Keratella cochlearis* tolère les teneurs faibles en O₂ et s'adapte donc bien aux endroits où les bactéries prolifèrent.

Par ailleurs Gannon et Stemberger (1978), Sladeczek (1983), Marneffe *et al.* (1996a) et Zébazé *et al.* (2005), ont tous pu établir une relation entre un effectif élevé des espèces appartenant au genre *Brachionus* et un niveau trophique élevé. Au cours de cette étude, quatre espèces de *Brachionus* (*angularis*, *calyciflorus*, *urceolaris* et *quadrangularis*) ont été identifiées avec une fréquence plus au moins élevée pour les trois premières espèces surtout en Printemps.

Tableau 13 : Illustration de l'index saprobique des rotifères répertoriés dans le lac SMB pendant la période d'investigation.

Taxons	Indice Saprobie (S)
<i>Ascomorpha sp</i>	δ
<i>Asplanchna Herriki</i>	δ
<i>Asplanchna sp</i>	δ
<i>Cholotheca Pelagica</i>	δ
<i>Euchlanis dilatata</i>	$\delta - \beta$
<i>Keratella valga</i>	$\delta - \beta$
<i>Keratella quadrata</i>	$\delta - \beta$
<i>Lecane bulla</i>	$\delta - \beta$
<i>Lecane luna</i>	$\delta - \beta$
<i>Lecane lunaris</i>	$\delta - \beta$
<i>Lecane Stenroosi</i>	$\delta - \beta$
<i>Mytilina ventralis</i>	$\delta - \beta$
<i>Notholca squamula</i>	$\delta - \beta$
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	$\delta - \beta$
<i>polyarthra remata</i>	$\delta - \beta$
<i>Eosphora najas</i>	$\beta - \delta$
<i>Keratella cochlearis</i>	$\beta - \delta$
<i>Brachionus angularis</i>	$\beta - \alpha$
<i>Brachionus calyciflorus</i>	$\beta - \alpha$
<i>Polyarthra Mineur</i>	$\beta - x$
<i>Asplanchna brightwelli</i>	β
<i>Brachionus Quadridentatus</i>	β
<i>Brachionus urceolaris</i>	β
<i>Lecane cornuta</i>	β
<i>Polyarthra major</i>	β
<i>Polyarthra vulgaris</i>	β
<i>Cephalodella giba</i>	β
<i>Testudina platina</i>	β
<i>Epiphanes senta</i>	α

Ces espèces ont un indice saprobique de 2,2 à 2,5 appartenant à la beta à alpha mesosaprobic. Selon Brznis et Pejler (1989), Attayde et Bozelli (1998), Saksena (2006) et Dulic *et al.* (2009), ces espèces sont associées à la pollution organique moyenne à élever. Ainsi, elles peuvent atteindre des densités remarquables dans des eaux eutrophes (Doohan, 1975 ; Starkweather, 1996 et Marneffe *et al.*, 1996a).

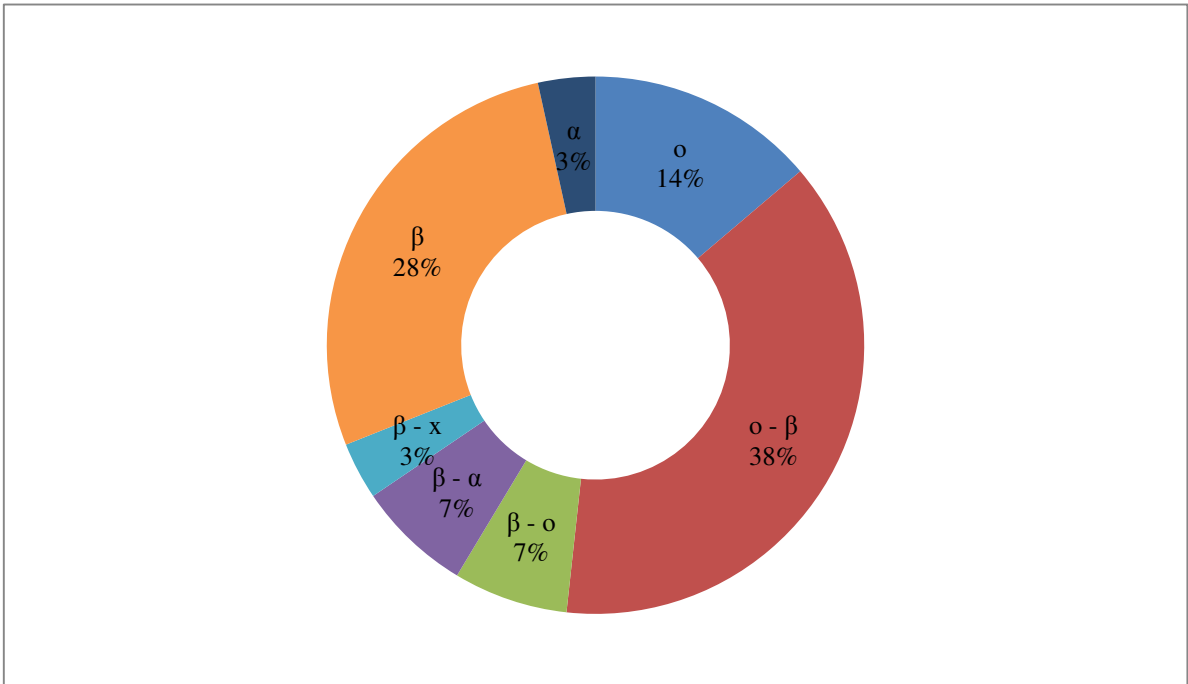


Fig. 32 : Répartition des espèces de rotifères en fonction de l'indice saprobie.

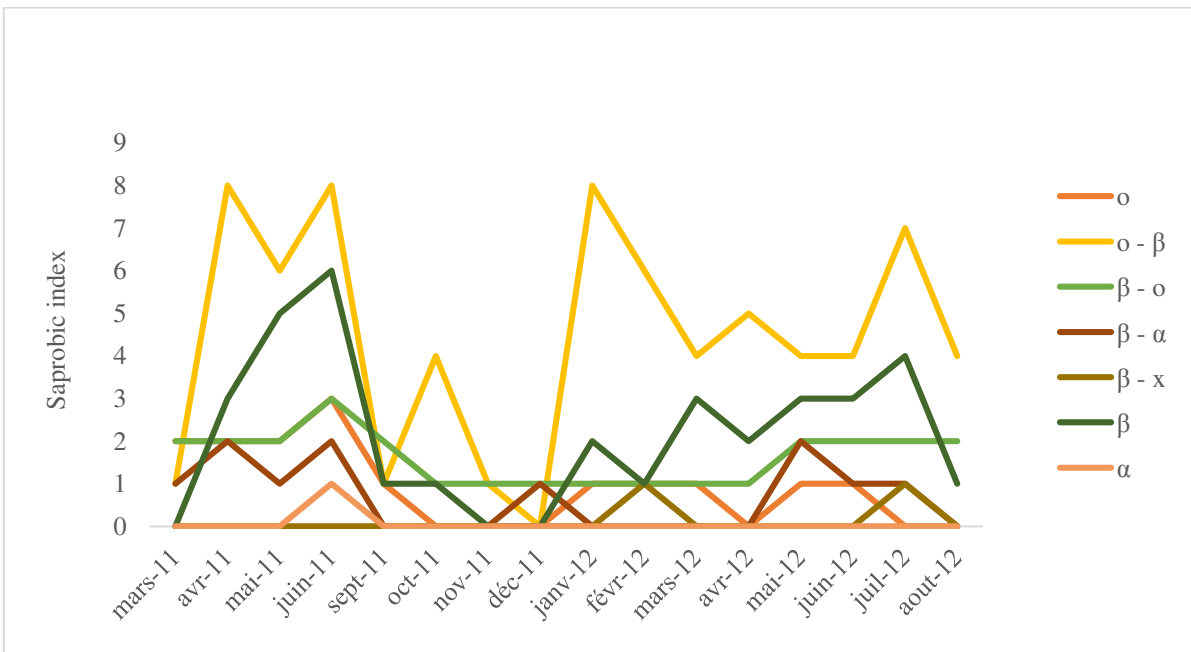


Fig. 33 : Variation temporelle de l'indice saprobie durant la période d'investigation.

On note également que les 3 espèces de bdelloïdes envisagées d'être identifiées, *Rotaria rotari*, *Rotaria neptunia* et *Ceratotrocha cornigera*, appartient au milieu polysabrobic à alpha mesosabrobic et ont un indice de saprobity très élevé de 3,2 à 3,8 (Sladeczek, 1983).

1.4.3.2 Évaluation de qualité biologique de l'eau en utilisant les cladocères

Certes les rotifères et d'après plusieurs auteurs (Maemets, 1983 ; Sladeczek, 1983 ; Marneffe *et al.*, 1996a ; Marneffe *et al.*, 1996b ; Zébazé *et al.*, 2005 ; Saksena, 2006 ; etc.) répondent plus rapidement aux changements environnementaux que les crustacés et semblent être des indicateurs plus sensibles aux changements de la qualité du milieu, mais ceci n'exclue pas l'importance des cladocères comme bioindicateurs de qualité de l'eau. Plusieurs chercheurs (Thouvenot *et al.*, 1999 ; Gannon et Stemberger, 1978 ; Horeau *et al.*, 2005 ; Zébazé *et al.*, 2005) ont déterminé la qualité de plusieurs plans d'eau en se basant sur la présence de certains cladocères (tel les Daphniidae, Bosminidae, Sididae, Chydoridae, Llyocryptidae) connus par leur activité bactériovore, phytophage et détritivore. Wylie et Currie (1991), ont démontré que 16 à 21% du carbone nécessaire aux cladocères proviendrait de leur activité de prédation sur les bactéries.

Bosmina longirostris, l'espèce la plus fréquente, qui domine pour certains mois quantitativement les zooplanctons dans la majorité des stations pendant la période de prélèvement, est une espèce bactériovore, phytophage et détritivore (Thouvenot *et al.*, 1999 ; Horeau *et al.*, 2005 ; Zébazé *et al.*, 2005) est indicatrice des conditions eutrophes (Gannon et Stemberger, 1978). D'après Dulic *et al.* (2009), elle est classée parmi les espèces indicatrices des milieux betamesosabrobic.

La présence de plusieurs espèces de daphniidae (*Daphnia longispina*, *Daphnia cuculata*, *Daphnia ambigua*) avec une fréquence plus au moins importante surtout en printemps 2011 et 2012 peut être également expliqué par la présence des bactéries en forte dose (charge bactérienne importante) et de phytoplanctons. Ceci en raison de leur activité bactériovore et phytophage (Thouvenot *et al.*, 1999, Horeau *et al.*, 2005 ; Zébazé *et al.*, 2005). La présence des bactéries a été confirmée par l'apparition de l'espèce *Diaphanosoma brachyrum* (Horeau *et al.*, 2005) et ceci en fin de printemps au début de l'hiver.

Selon Horeau *et al.* (2005), la majorité des espèces de cladocères identifiées sont indicatrices d'une contamination bactérienne et d'un développement intense des phytoplanctons dans le lac.

1.4.4 Analyse de corrélation entre l'occurrence de zooplanctons et les teneurs en physicochimies de l'eau du lac

L'action des paramètres physicochimiques est probablement à l'origine de la diversité et les distributions spatiales des espèces zooplanctoniques.

Selon le tableau 14, il existe une interaction entre l'occurrence des zooplanctons et les paramètres abiotiques de l'eau. D'après Veerendra *et al.* (2012) ; Al-Badaii et Shuhaimi-Othman (2014) et Matta et Kumar (2015), ces interactions sont directement ou indirectement soumises à des influences complexes. Ils sont les résultats des changements qualitatifs et quantitatifs.

L'occurrence de zooplanctons a montré une corrélation négative non significative avec la CE ($r = -0,196$, $P = 0,466$), le Mg^{+2} ($r = -0,005$, $P = 0,986$) et la couleur ($r = -0,125$, $P = 0,644$) qui sont faiblement corrélés négativement. Ainsi, elle montre une corrélation négative non significative avec la dureté, la turbidité, la salinité, les TDS, le Ca^{+2} et le CN^{-} qui sont moyennement à faiblement corrélés négativement. Cependant, elle montre une corrélation négative significative avec le Fe et le CO_3^{-2} qui sont modérément corrélés négativement ($r = -0,518$, $P = 0,040$ et $r = -0,523$, $P = 0,037$ respectivement).

Egalement l'occurrence de zooplanctons montre une corrélation positive non significative avec le reste des paramètres, qui sont modérément (0.470, 0.332 respectivement T et pH) à faiblement corrélés (0,068, 0,045, 0,084, 0,045, 0,020, 0,055, respectivement DO, HCO_3^{-} , SO_4^{-2} , Cr, Ni, Cl⁻), à l'exception de NO_2^{-} ($r = 0,512$, $P = 0,043$) et Cu ($r = 0,554$, $P = 0,026$) qui ont présentés une corrélation positive significative avec les espèces (tableau 15).

Tableau 14 : Corrélation de Pearson entre l'occurrence de zooplanctons et les teneurs en physicochimies de l'eau du lac SMB.

Paramètres	T°C	pH	EC	DT	Turb.	Sali.	TDS	OD	Coul.	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Fe	Cl ₂
Occur	0.470	0.332	-0.196	-0.445	-0.316	-0.236	-0.204	0.068	-0.125	-0.479	-0.005	-0.518	0.144
Paramètres	CO ₃ ⁻²	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	SO ₄ ⁻²	CN ⁻	Cr	Cu	Ni	Zn	Cl ⁻	PO ₄ ⁻	Occur
Occur	-0.523	0.045	0.224	0.512	0.084	-0.382	0.045	0.554	0.020	0.297	0.055	0.251	1.000

Occur : Occurrence ; Turb : Turbidité ; Sali : Slinité ; Coul ; Couleur.

Tableau 15 : Matrice des probabilités de Bonferroni de l'occurrence de zooplancton et les paramètres abiotiques du lac SMB.

Paramètre	T°C	pH	EC	DT	Turb.	Sali.	TDS	OD	Coul.	Ca ²⁺	Mg ⁺²	Fe	Cl ₂
Occur	0.066	0.209	0.466	0.084	0.233	0.380	0.449	0.803	0.644	0.061	0.986	0.040	0.594
Paramètre	CO ₃ ⁻²	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	SO ₄ ⁻²	CN ⁻	Cr	Cu	Ni	Zn	Cl ⁻	PO ₄ ⁻	
Occur	0.037	0.867	0.404	0.043	0.758	0.145	0.868	0.026	0.940	0.264	0.839	0.348	

Occur : Occurrence ; Turb : Turbidité ; Sali : Slimité ; Coul ; Couleur.

1.4.5 Nouveaux taxons identifiés

En effet, de nombreux taxons ont été identifiés dans le lac SMB au cours de cette étude : *Ascomorpha sp.*, *Asplanchna Herriki*, *Cholotheca Pelagica*, *Euchlanis dilatata*, *Lecane bulla*, *Lecane lunaris*, *Lecane Stenroosi*, *Mytilina ventralis*, *Notholca squamula*, *Polyarthra dolichoptera*, *polyarthra remata*, *Brachionus angularis*, *Polyarthra Mineur*, *Asplanchna brightwelli*, *Brachionus urceolaris*, *Lecane cornuta*, *Polyarthra major*, *Polyarthra vulgaris*, *Cephalodella giba*, *Testudina platina*, *Lecane aeganea*, *Lophocaris naias*, *Syncheaeta bicornis*, *Allona gutata*, *Allona quadrangularis*, *Allona rectangularis*, *Anchistropus Emarginatus*, *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Daphnia ambiga*, *Daphnia cuculata*, *Daphnia longispina*, *Dunhevedia crassa*, *Graploteberis testudinaria*, *Macrotrhricidae Sp.*, *Oxynella Tenuicaudis*, *Rotaria neptunia* et *Ceratotrocha cornigera*. Ces taxons n'ont jamais été rapportés auparavant dans les quelques études de nature ponctuelle effectuées jusqu'à présent dans le lac SMB.

Ce travail nous a permis d'identifier 50 taxons concernant uniquement les rotifères et les cladocères, ce qui constitue un apport supplémentaire en matière de biodiversité de cette retenue d'eau, lorsqu'on se réfère aux travaux réalisés par Boudiffa (1993), qui mentionne dans son recensement un effectif de 7 espèces de rotifères et 2 espèces de cladocères et celle de Bouzidi *et al.* (2010), en 2008, qui mentionnent un recensement zooplanctonique de 20 espèces concernant les cladocères (5 espèces) et les rotifères (15 espèces).

Sur les 50 espèces de rotifères identifiées, 7 espèces (*Asplanchna herriki*, *Cholotheca Pelagica*, *Lecane cornuta*, *Lecane stenroosi*, *Lecane aeganea*, *Syncheaeta bicornis*, *Polyarthra mineur*) sont, pour la 1^{ère} fois signalées en Algérie en se référant aux travaux réalisés par Hamaidi *et al.* (2008) et Hamaidi *et al.* (2011).

2. TEST DE TOXICITE AIGUË SUR *DAPHNIA MAGNA STRAUS*

Ce test permet de déterminer la concentration qui en 24h et/ou 48h immobilise 50% des daphnies mises en expérimentation. Cette concentration, dite concentration efficace, est désignée par la CE₅₀- 24h ou 48h.

Les indications et les précautions concernant le prélèvement, le stockage, la préparation des échantillons et l'élaboration des bioessais, ont été suivis selon les recommandations de la ligne directrice ISO 5667-16 (1998).

2.1. Technique de prélèvement, de stockage et de transport des échantillons pour le test éco-toxicologique

Pour le test de toxicité aiguë sur *Daphnia magna straus*, les échantillons de l'eau du lac SMB ont été prélevés de la même méthode que celles des analyses physicochimiques dans des bouteilles en verre stérile. Le prélèvement a été effectué au cours de la dernière semaine du mois de Mai 2012. Pour ce test, 3 stations ont été choisies (S1, S3, S6), en se basant sur leur position et les risques particuliers de pollution pouvant existés.

Le transport des échantillons au laboratoire d'analyse est effectué au frais à 4°C (glacière) et le plus rapidement possible.

Les tests éco-toxicologiques des échantillons d'eau du lac SMB ont été effectués dans la journée, juste après le prélèvement, afin d'éviter tout risque de modification éventuelle de la composition initiale des échantillons. Selon ISO 5667-16 (1998), les tests éco-toxicologiques doivent être effectués sans retard après le prélèvement, afin d'éviter toute modification de la composition initiale par des réactions physiques (séparation de phases, décantation, volatilisation, etc.), chimiques (oxydation, hydrolyse, photo-dégradation, précipitation) et/ou par des processus biologiques (dégradation, assimilation).

2.2 Choix du test et d'espèces utilisées dans les bioessais

Pour réaliser le test d'évaluation de la toxicité aiguë de l'eau du lac SMB, nous avons choisi une espèce de cladocère, *Daphnia magna straus* (fig. 34), réputée d'élevage relativement facile, son rôle clé dans la chaîne trophique, production de jeunes régulière et assez élevée, reproduction parthénogénétique assurant une population stable génétiquement (Carpenter et Kitchell, 1993 ; Altindag *et al.*, 2008 ; Bessi et El Alami, 2009) et d'être plus sensible à l'égard de certains toxiques. De plus, sa distribution planétaire et son rôle dans l'écosystème aquatique (consommateur primaire, intermédiaire entre les algues et les poissons) en font un indicateur intéressant de l'impact potentiel d'un polluant sur l'environnement. Cette espèce est largement

utilisée dans les tests de toxicité aquatique (tests d'immobilité 24 ou 48 heures OCDE 202 et ISO 6341 ou tests de reproduction OCDE 202 et ISO 10706) (Santiago *et al.*, 2002).

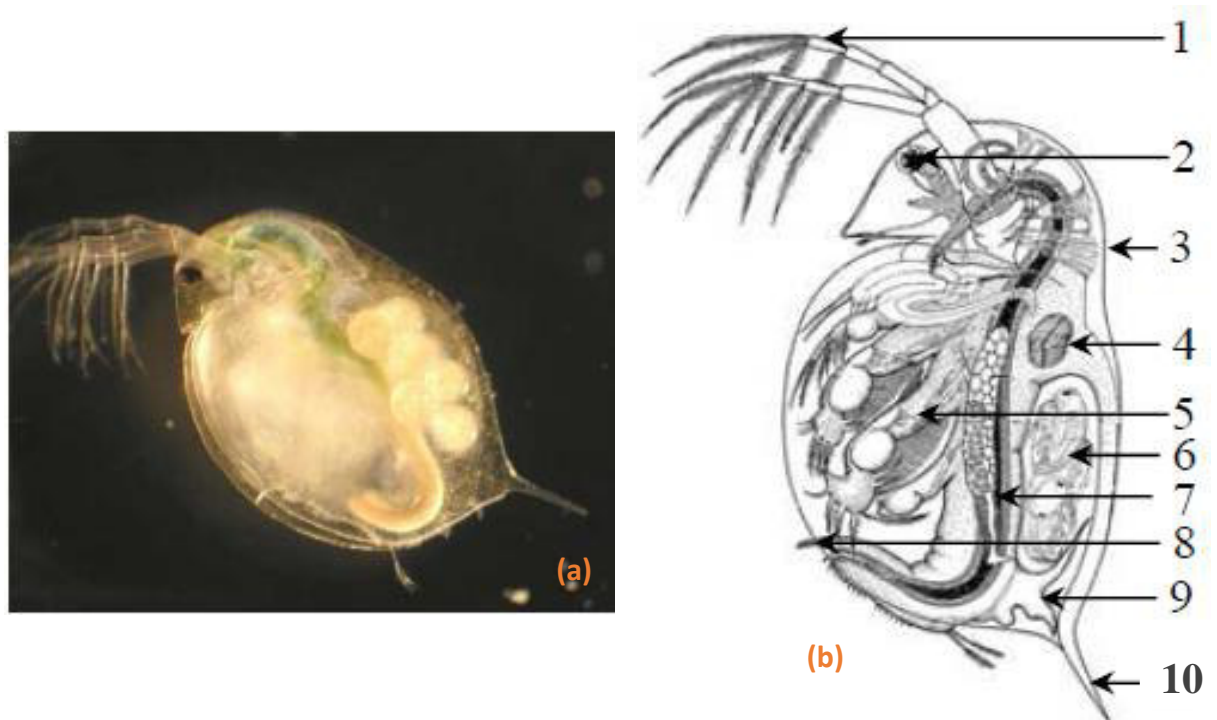


Fig. 34 : (a) Photo de *Daphnia magna*, femelle adulte. (b). Anatomie de *Daphnia magna* (1) Antennes, (2) Œil, (3) Carapace, (4) Cœur, (5) Appendices Thoraciques, (6) Poche ncubatrice, (7) Tube digestif, (8) Anus, (9) Appendices caudaux, (10) Epine apicale (Ebert, 2005).

La pertinence du choix de test de toxicité aiguë sur *Daphnia magna* est appréciée selon des critères (objectif de l'étude, la simplicité de mise en œuvre, la reproductibilité, la sensibilité relative envers les micropolluants, le pouvoir de discrimination, la rapidité, la représentativité écologique, la normalisation des protocoles opératoires et le coût) cités dans le tableau 16.

Les espèces de Daphnies pour ce test, ont été obtenues à partir d'un élevage au sein de laboratoire d'Ecologie de département des Sciences de l'Environnement de la faculté des sciences de la nature et de la vie de l'université Djillali Liabes de Sidi Bel Abbès.

Tableau 16 : Critères généraux de faisabilité de test retenu en comparaison avec d'autres tests (Santiago *et al.*, 2002).

Critère	<i>Daphnia magna</i>	<i>Vibrio fischeri</i>	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>
	Toxicité aiguë	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Rapidité du test	++	+++	+++*
Manipulations (transferts / pipetage)	+++	++	++
Facilité de lecture	++	+++	+
Représentativité écologique (eau douce)	+++	--	++
Invariabilité génétique	++	+	++
Applicabilité aux divers types d'échantillons de l'environnement	+++	+	++
Volume d'échantillon nécessaire	+	+++	+(++)
Entretien (élevage, culture)	-	+++	+
Prix	modéré	modéré	modéré / élevé
Critères d'appréciation : +++ très favorable ; ++ bon ; + satisfaisant ; - peu favorable ; -- déconseillé ;			
* Relativement rapide pour un test de toxicité chronique.			

2.3 Méthodes et techniques d'analyses

Avant de procéder aux essais, les échantillons sont ramenés à température ambiante et homogénéisés par agitation manuelle. Ensuite nous avons mesuré le pH, l'OD et la CE. Ces mesures permettent de s'assurer de manière rapide que certaines exigences pour la survie à court terme des organismes sont satisfaites.

Afin de réduire l'interférence des matières en suspension, nous avons laissé les échantillons à tester, se décanter pendant 2 heures à température ambiante. Ensuite, nous avons prélevé par pipetage à mi-distance entre la surface des matières décantées et la surface du liquide. La décantation a été réalisée dans un bécher de grande surface afin de favoriser l'oxygénation et l'équilibre entre les phases gazeuses.

Les conditions générales et les modes opératoires préconisés pour le test sur daphnies sont récapitulés au tableau 1 de l'annexe 4.

Pour déterminer la CE₅₀ (24h et 48h), une série de dilutions de l'eau du lac (des trois stations) dans l'eau minérale de Lalla Khedidja est effectuée (0, 25, 50, 75, 100% v/v). Pour chacune de ces dilutions, 5 individus de daphnies ont été exposés - après rinçage dans un bain intermédiaire afin de limiter le risque de dilution des solutions à tester par le milieu d'élevage - et quatre répliques ont été effectués (soit un total de 20 individus par concentration testée).

En ce qui concerne les daphnies, elles ont toutefois été placées dans un volume final de 10 ml. Les tubes ont ensuite été recouverts d'un parafilm et incubés à l'obscurité à 20°C pour une durée de 24h et 48h.

Les tests de toxicité de 24h et 48h ont été effectués sur les daphnies après validation au moyen d'une substance de référence - dichromate de potassium $K_2Cr_2O_7$ - dont la toxicité à leur égard est connue. La solution mère de $K_2Cr_2O_7$ est obtenue par addition de 100 mg de ce dernier à 100 ml d'eau désionisé; ensuite 1ml de cette solution est mélangé à 99 ml d'eau minérale de lalla khedidja (tableau 2, annexe 4). Les concentrations en $K_2Cr_2O_7$ testées sont : 0 ; 0.32 ; 0.56 ; 1 ; 1.8; 3.2 mg/l. Le $K_2Cr_2O_7$, nous permet de vérifier la sensibilité de la souche utilisée et la validité du test.

2.4 Lecture des résultats

Après 24 heures, le nombre de daphnies immobilisées est compté dans chaque tube (immobilisation signifie inaptitude à la nage pendant 15 secondes après une légère agitation, même si les antennes bougent encore). Pour la détermination d'une CE_{50-48h} , les tubes sont replacés dans l'obscurité à 20°C pour 24h encore et la lecture est répétée.

Les résultats de cet essai sont validés si les conditions ci-dessous sont simultanément satisfaites :

- Le pourcentage d'immobilisation observé chez les témoins doit être $\leq 10\%$ en fin d'essai,
- La teneur en oxygène dissous à la concentration la plus basse ayant induit une immobilisation de 100% doit être ≥ 2 mg/l en fin d'essai,
- La variation du pH durant l'essai à la concentration la plus basse ayant induit une immobilisation de 100% doit être inférieure à l'unité,
- La concentration d'effet CE_{50-24h} du $K_2Cr_2O_7$ est comprise entre 0.6 et 2.1 mg/l.

Selon Santiago *et al.* (2002), les réponses mesurées incluent les effets additifs de toutes les composantes chimiques, physiques et biologiques de l'échantillon pouvant affecter le potentiel de survie de l'organisme.

2.5 Expression des résultats et méthode de calcul

L'évaluation des résultats repose sur l'examen des données brutes puis sur une description des données sous forme de graphiques (histogrammes et courbes) par le biais du logiciel de Microsoft Excel 2013. Cette évaluation sert à déterminer la relation concentration-réponse.

Les CE_{50} et CE_{20} (concentration provoquant un effet sur 50% et 20% de la population respectivement) sont déterminées en utilisant le logiciel probit EPA93 (vers. 1.5), avec des limites de confiance de 95%.

Les réponses des organismes pour chaque concentration au terme du test, exprimées en pourcentage d'inhibition par rapport aux témoins, sont calculées de la manière suivante :

$$\text{Inhibition de la mobilité (\%)} = \frac{\text{Nombre de daphnies immobiles}}{\text{Nombre total de daphnies exposées}} \times 100$$

Les résultats sont également exprimés en unité toxique (UT). Cette dernière est calculée selon la formule :

$$\text{UT}_{(50/20)} = 100 / \text{CE}_{(50/20)} (\% \text{ volume}).$$

2.6 Résultats et discussion de test de toxicité aiguë vis-à-vis *Daphnia magna* straus

2.6.1 Résultats et discussion des paramètres physicochimiques

Les résultats d'analyses physicochimiques des eaux de S1, S3 et S6, figurés dans le tableau suivant montrent que l'eau du lac est favorable pour les bioessais.

Tableau 17 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques de l'eau des trois stations à tester.

Stations	Paramètres pH	CE ($\mu\text{S/cm}$)	OD (mg/l)
S1	7,65	1706	5,6
S3	7,74	1704	5,3
S6	7,69	1704	5,2
Normes pour <i>Daphnia magna</i>	6,8 - 9,0 ¹	CE ₁₀₋₂₄ = 6000 ¹ US/Cm	$\geq 2^1$ mg /l

¹ ISO 6341 (1996)

Le pH et l'OD contrôlés dans les échantillons à tester après chaque durée d'exposition, ne présentent aucun dépassement aux normes.

2.6.2 Taux de CE₅₀-24h d'exposition de *Daphnia magna straus* au K₂Cr₂O₇

Selon la fig. 35a, le taux d'immobilité est nul dans le témoin (eau minérale de lalla Khedidja) dont la mobilité correspond à 100%. Ce que signifie, que cette eau est un milieu favorable pour le développement et la survie des daphnies à tester (tableau 2, annexe 4).

Après 24h d'exposition au K₂Cr₂O₇, nous constatons l'absence d'immobilité à 0.32 mg/l, ce que signifie que le milieu est favorable et la non toxicité de K₂Cr₂O₇ à faible dose. A 0.56 mg/l, l'immobilité touche le 35% des daphnies et le milieu est devenu défavorable pour les espèces testées. Le milieu devient de plus en plus défavorable et les conditions de vie sont stressantes à 1 mg/l dont l'immobilité atteint 70% des espèces. Ensuite le milieu devient de plus en plus toxique dont l'immobilité est totale (100%) aux concentrations 1.8 et 3.2 mg/l.

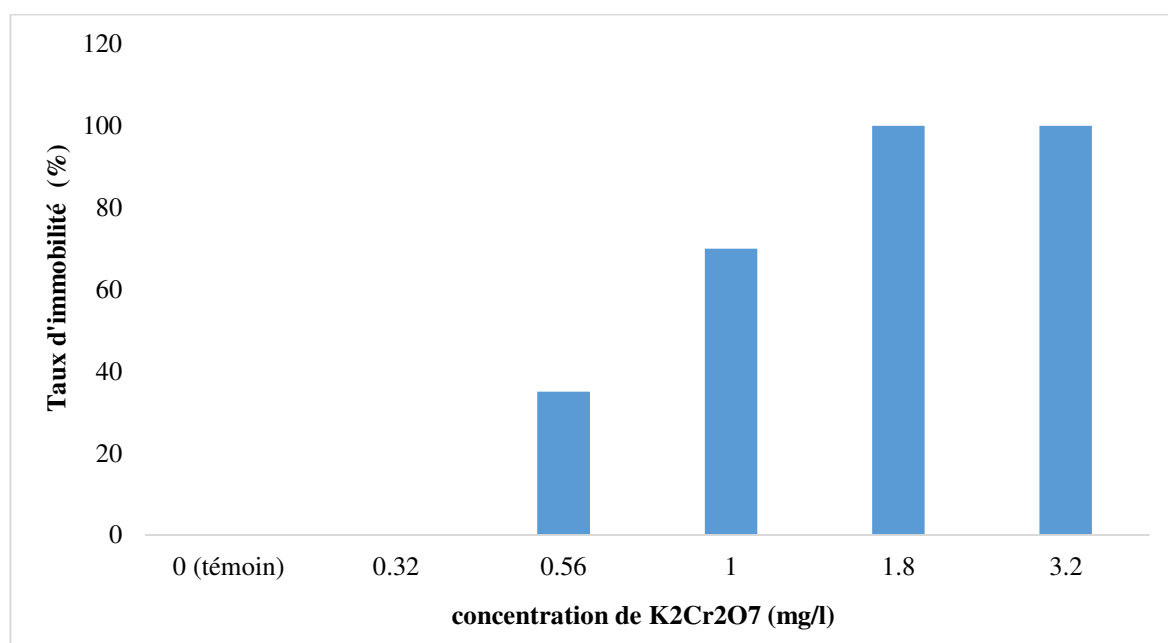


Fig. 35a : Taux d'immobilité après 24h d'exposition de *Daphnia magna straus* au K₂Cr₂O₇.

La courbe concentration-effet (concentration-taux d'immobilité) illustrée dans la fig. 35b, montre que le taux d'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna straus* après 24h d'exposition au toxique de référence de K₂Cr₂O₇, est proportionnel aux concentrations de K₂Cr₂O₇. Notons, que les concentrations 1.8 et 3.2 mg/l se distinguent nettement avec une forte toxicité par rapport aux autres concentrations.

La valeur de la concentration efficace de $K_2Cr_2O_7$ qui cause 50% d'immobilité des daphnies après 24h d'exposition ($CE_{50-24 h}$) est déterminée par le biais du logiciel probit EPA93, elle est de l'ordre de 0.71 mg/l. cette valeur est comprise dans l'intervalle fixé par ISO 6341 (1996) qui est de l'ordre de [0.6-2.1 mg/l]. Ceci signifie que ce test est valide.

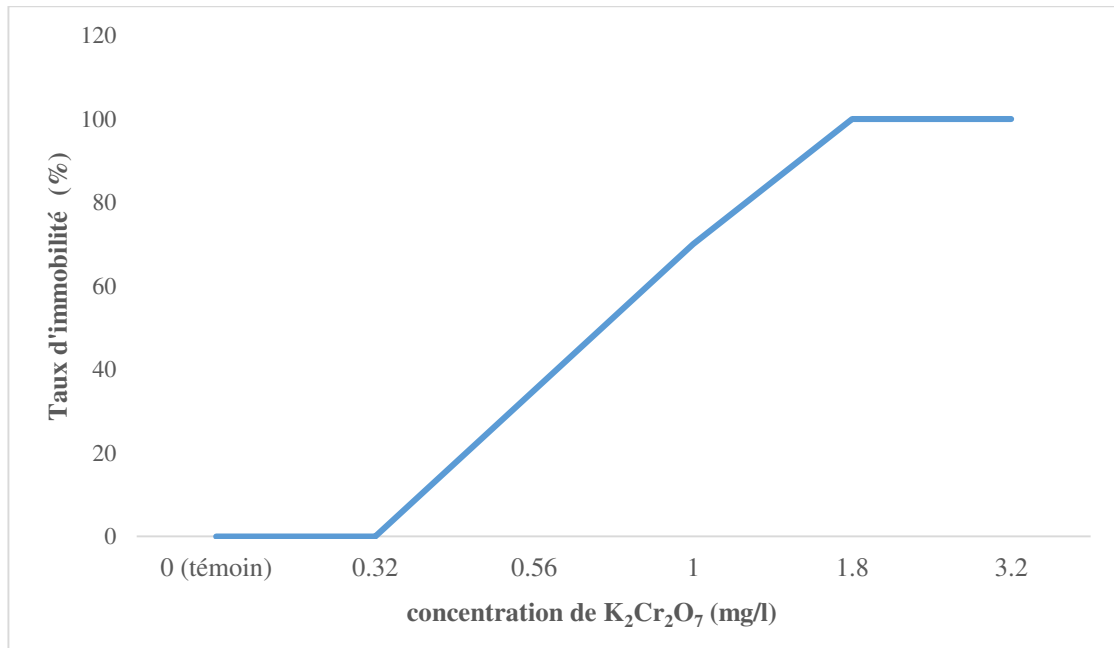


Fig. 35b : Taux d'immobilité des daphnies après 24 h d'exposition en fonction de la concentration du toxique de référence de $K_2Cr_2O_7$.

2.6.3 Taux de $CE_{(50/20)}$ -24h et 48h d'exposition aux eaux des trois stations du lac

Les résultats obtenus montrent que le taux d'immobilité est nul dans le témoin négatif (eau minérale de lalla khedidja), ainsi que la mobilité est totale (100%) après 24h d'exposition aux eaux des trois stations étudiées (S1, S3, S6). Ceci est observé pour tous les bioessais réalisés.

La fig. 36a montre que le taux d'immobilité est nul dans le témoin négatif (eau minérale de lalla Khedidja) après 48h d'exposition.

Nous constatons également que le taux d'immobilité des espèces en S1 commence à partir de la dilution de l'eau la plus faible (25%), mais reste très faible (5%) ; par contre pour les deux autres stations, il est nul. Ensuite, le taux d'immobilité pour les différentes stations, augmente avec l'augmentation des concentrations d'eau à analyser dont les taux les plus élevés sont enregistrés toujours à la S1.

Cette immobilité dans les 3 stations étudiées s'explique par leur position et les pollutions pouvant existées. Il y a contamination de l'eau du lac en polluants minérales et organiques, surtout au niveau de la S1 (un site défavorable pour le développement et la survie des daphnies) qui est située tout près de la canalisation qui ramène l'eau d'Oued Mekerra (qui est très polluée et considérée comme égout à ciel ouvert). La S3 à son tour est très touchée par les activités anthropiques et la S6 caractérisée par une forte fréquentation des pêcheurs mais aussi à proximité de l'entrée d'Oued Mekerra (fig. 6).

De là, on déduit que les conditions de vie dans le lac et spécifiquement pour les 3 sites étudiés sont stressantes et défavorables pour la survie des daphnies testées. L'eau du lac est supportable par 80% des espèces testées en S1 et 90% des espèces testées en S3 et S6.

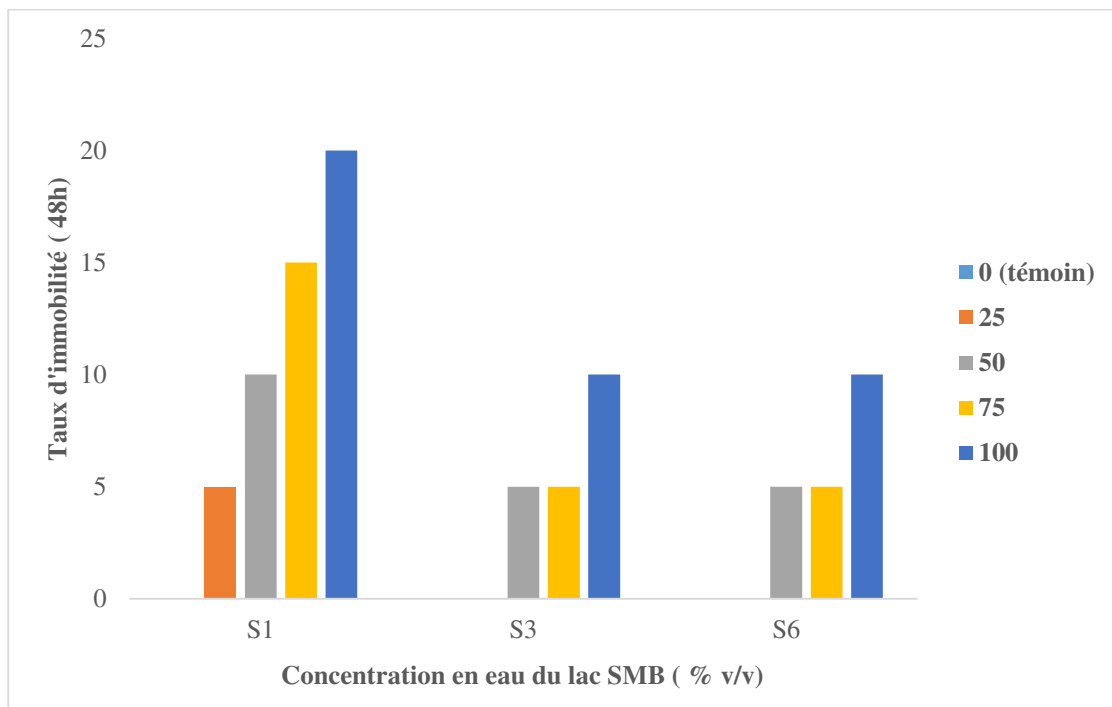


Fig. 36a : Evolution de l'immobilité de *Daphnia magna straus* après 48h d'exposition pour les différentes stations.

Les données expérimentales des essais d'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna straus* pendant 48h d'exposition ont permis de tracer des courbes concentration-effets (apport en eau du lac % v/v - inhibition de la mobilité) pour chacun des échantillons étudiés (fig. 36b). Ces courbes permettent d'apprécier les effets des eaux du lac SMB vis-à-vis de *Daphnia magna straus*, sur la base de la gamme des apports en eau de S1, S3, S6 testées.

La fig. 36b montre que les courbes d'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* suivent la même tendance pour les échantillons représentés ; l'inhibition est proportionnelle à la concentration en eau des trois stations. Notons, que la station S1 se distingue nettement avec une forte inhibition par rapport aux autres stations après 48h d'exposition. Les stations S3 et S6 présentent des taux identiques et ne présentent aucun effet sur la mobilité des daphnies jusqu'à un apport en eau de l'ordre de 25% (v/v) où la mobilité de *Daphnia magna straus* est atteinte dans 5% des cas.

Par ailleurs, l'analyse de cette figure permet de procéder à une première classification des échantillons en terme d'écotoxicité vis-à-vis de *Daphnia magna straus*. En procédant au classement sur la base d'une écotoxicité décroissante, on aboutit à l'ordre suivant : S1 > S3 et S6 (S3 = S6) et ceci après une durée d'exposition de 48h.

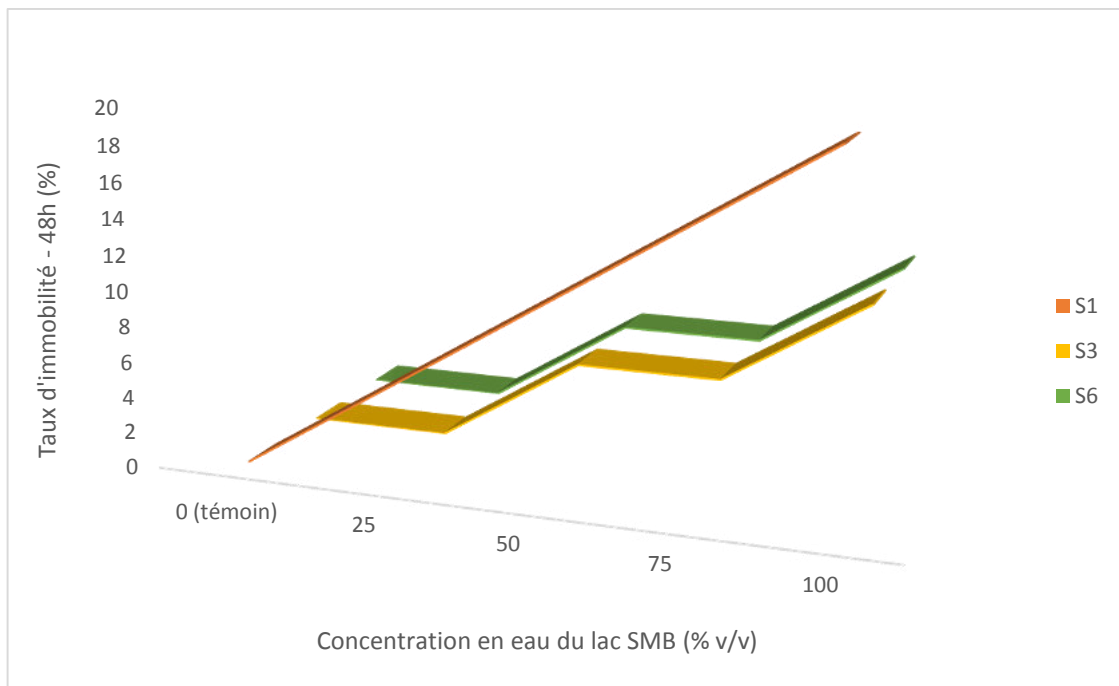


Fig. 36b : Inhibition de la mobilité de *Daphnia magna straus* en fonction de l'apport en eau (% v/v) après 48h d'exposition.

Il est nécessaire de mentionner que le pourcentage d'immobilisation de *Daphnia magna straus* est valide si le pourcentage d'immobilisation observé chez les témoins est inférieur ou égal à 10% en fin d'essai (ISO 6341, 1996). Ceci confirme la validité de notre test.

Selon les résultats obtenus pour les trois stations et par le biais du logiciel probit EPA93, nous déduisons que la CE_{50} pour la S1 et les CE_{20} et CE_{50} pour les S3 et S6 sont non mesurables. Ainsi la valeur de la $CE_{20-48h} = 100\%$ (eau de lac non diluée). Nous déduisons également que l'UT de l'échantillon est $UT_{20} = 1$.

En comparant les résultats obtenus des trois stations au tableau de classification de la qualité éco-toxicologique (tableau 18) proposé par Santiago *et al.* (2002), nous déduisons que l'eau du lac des trois stations les plus perturbées est non toxique.

Tableau 18 : Classification de la qualité éco-toxicologique (Santiago *et al.*, 2002).

Classe d'écotoxicité	I. Non toxique	II. Peu toxique	III. Toxique	IV. Très toxique
<i>Daphnia magna</i> <i>straus</i>	CE_{50} non mesurable (ou $CE_{20} > 50\%$)	$CE_{50} > 50\%$	$CE_{50} < 50\%$	$CE_{50} < 10\%$
<p>S1 : $CE_{20} = 100\% > 50\%$ \longrightarrow Non Toxique</p> <p>S3 : CE_{20} et CE_{50} non mesurable \longrightarrow Non Toxique</p> <p>S6 : CE_{20} et CE_{50} non mesurable \longrightarrow Non Toxique</p>				

CHAPITRE IV

ETUDE DE CONTAMINATION EN MICROPOLLUANTS DE POISSONS ET CREVETTES

1. Méthodes de prélèvement et traitement des espèces à analyser

1.1 Méthodes de prélèvement et traitement de poissons du lac Sidi M'Hamed Benali

Afin d'étudier le niveau de contamination des organismes vivants en micropolluants du lac SMB, des échantillons de poissons ont été pêchés. Les quatre espèces de poissons : *Barbus barbus* (Barbeau), *Cyprinus carpio* (Carpe commune) *Hypophthalmichthys molitrix* (Carpe argentée) et *Rutilus rutilus* (Gardon) ont été choisies en raison de leurs fréquences, leurs abondances et leur taux de consommation par la population (notamment les pêcheurs de loisir). Elles ont été pêchées au cours de la dernière semaine du mois de Mai 2012, au large du lac SMB à l'aide d'un filet de pêche de poisson par des pêcheurs professionnels de l'école de pêche de Beni Saf, sous la responsabilité de la direction de la pêche de Sidi Bel Abbes, ensuite transportées au laboratoire d'analyse dans une glacière à une température de 4°C.

De retour au laboratoire, les échantillons de poissons, ont été préparés sous forme de filets sans peau à l'aide d'un scalpel stérile, broyés et finalement congelés à -80°C. Après congélation, les échantillons sont placés dans des ballons en verre spécifiques pour lyophilisateur. Ensuite les ballons sont placés dans un lyophilisateur de marque Tel Star, à une température de -80°C et une pression atmosphérique comprise entre 1 et 100 millibars (une condition nécessaire pour assurer une bonne lyophilisation) pendant 48h.

Une pesée des échantillons a été faite avant et après lyophilisation, pour y déterminer le poids frais et le poids sec. Les échantillons lyophilisés sont congelés à -80°C à l'abri de la lumière préalablement à l'envoi au laboratoire d'Ecologie Animale et Écotoxicologie de l'Université de Liège (Belgique). La lyophilisation a été faite au sein du laboratoire de Biotoxicologie de département de Biologie, faculté des Sciences de la Nature et de la Vie de l'Université Djillali Liabes de Sidi Bel Abbes.

Pour tous les échantillons, seul le muscle (partie consommée) a été analysé.

1.2 Méthodes de prélèvement et traitement de poissons et crevettes de Belgique

Afin d'établir une comparaison des niveaux de contamination suivant les origines, trois autres

espèces de poisson et une espèce de crevette fraîches ont été achetées dans une grande surface de commerce à Liège (Belgique). Elles sont représentées par *Pangasius bocourti* (Panga, Vietnam), *Pleuronectes platessa* (Plie, Nord-Est de l'Atlantique), *Gadus morhua* (Cabillaud, Norvège), *Penaeus vannamei* (Crevette à pattes blanches, Equateur).

De retour au laboratoire, les échantillons de poissons ont été préparés sous forme de filets sans peau à l'aide d'un scalpel et pour les crevettes, les muscles de la partie abdominale ont été prélevés, tout en les débarrassant de leur cuticule. Les tissus musculaires sont placés dans un vial en verre préalablement taré. Avant de passer à l'étape suivante, nous déterminons le poids frais de chaque échantillon placé dans chaque vial, puis nous refermons les vials par un bouchon troué revêtu de microfibrilles de verre (VWR Filter 691) afin de laisser passer l'air et favoriser le vide d'air.

Les échantillons placés dans les vials, sont plongés dans de l'azote liquide pendant 15 min, pour mieux les congeler. Après congélation, les vials sont placés dans un lyophilisateur de marque Cryotec, à une température de -80°C et une pression atmosphérique comprise entre 1 et 100 Millibars (une condition nécessaire pour assurer une bonne lyophilisation) pendant 72 heures. Une pesée des échantillons a été faite pour y déterminer le poids sec.

Pour tous les échantillons, seul le muscle (partie consommée) a été analysé.

2. Méthodes et techniques d'analyses des micropolluants des espèces à analyser

2.1 Extraction des lipides

2.1.1 Extraction par l'Accelerated Solvant Extractor (ASE)

a. Monter les cellules et au moyen d'une pince, prendre un filtre ASE, le placer à l'entrée de la cellule et l'enfoncer légèrement, le pousser au fond à l'aide de l'instrument d'insertion. Ensuite tarer les cellules vides munies de leurs filtres ;

b. Ajouter dans les cellules tarées 500 mg de muscle d'échantillon lyophilisé à extraire à l'aide d'une spatule. Ensuite au moyen de la balance de précision (AT261 METTLER TOLEDO), peser à nouveau les cellules et calculer le poids sec d'échantillon par différence entre le poids et la tare de la cellule. Il est à noter que les cellules 1 et 2 sont réservées au Blanc matrice (blanc cabillaud) et au quality control (QC). La matrice pour ce dernier est des muscles de *Penaeus monodon* ;

c. Dans chaque cellule, ajouter à la pointe d'une spatule bleue de Na₂SO₄ anhydre, (environ 0.5g) et 50 µl de PCB 112. Le Na₂SO₄ anhydre et le PCB 112 sont additionnés même aux

cellules de Blanc et QC. Le QC, est dopée également avec 50 µl d'une solution hexanique de PCBs, PBDEs et pesticides (PCB mix 3, lindane, DDT, DDE, PCB 112, PBDE 47 et 99) à 100 pg/µl. Le Na₂SO₄ anhydre aide à la déshydratation complète des échantillons et le surrogate (PCB 112) permet de quantifier les éventuelles pertes qui se produiraient lors des différentes étapes de purification des PCBs. La quantité de PCB 112, dépend du volume final, dans le cas de notre étude, nous avons une concentration en 112 de 50 pg/µl, pour un volume final étant de 100 µl, nous prélevons donc 50 µl de PCB 112 ;

d. Fermer les cellules (serrer fort) et placer les sur le plateau de l'ASE DIONEX 200 du dessus, numéro vers le bas et placer sur le plateau de l'ASE du dessous des vials de récolte de 40 ml sans le bouchon, préalablement annotés du numéro de l'échantillon et tarés. Ainsi placer 2 vials vides en plus sur le plateau de l'ASE du dessous afin d'éliminer les déchets ;

e. Vérifier s'il reste suffisamment de solvant d'extraction des lipides Hexane/Dichloromethane (90%/10%) dans l'ASE et lancer l'ASE. La méthode d'extraction se fait à chaude et sous pression élevée de la matière sèche. Les conditions d'extraction sont définies par méthode 20 (programmer par le laboratoire d'Écologie Animale et d'Ecotoxicologie de l'Université de Liège pour ses matrices) et sont les suivantes :

- Temps de chauffage de la cellule : 6 min (sans préchauffage) ;
- Température du four : 125°C ;
- Pression : 1500 psi ;
- Durée du cycle d'extraction : 5 min ;
- Volume de rinçage : 60% du volume de la cellule, ce paramètre est ajuste automatiquement ;
- Temps de purge à l'azote [xp500leae 241] : 300 s ;
- Solvant : Hexane / Dichloromethane (90/10) ;
- Nombre de cycle : 1.

2.1.2 Evaporation de l'extrait par TURBOVAP

Après la phase d'extraction, placer les vials de récupération dans le TURBOVAP LV Zymarck pour une évaporation sous un flux d'azote, à une température de 45°C jusqu'à poids constant pendant environ 30 min. La pression évolue par palier toutes les 5 min de 5 psi à 20 psi. Lorsqu'ils sont bien sec relancer l'évaporation 3 min à 20 psi et peser les vials. Une troisième évaporation intervient dans les mêmes conditions que la seconde, puis peser de nouveau les vials. Regarder la différence entre les deux pesées, si bon, passer à la suite.

Calculer le poids de lipides de l'échantillon par différence entre le poids obtenu et la tare du tube de récolte.

2.2 Reprise des extraits de lipides à purifier

2.2.1 Reprise des échantillons

Ajouter à l'aide d'une micropipette automatique Eppendorf à chaque vial, 2 ml d'hexane. Homogénéiser l'échantillon par agitation manuelle puis le transvaser dans un tube à essai correspondant à chaque échantillon. Ensuite, rincer avec 1 ml d'hexane supplémentaire qui est versé à son tour dans le tube à essai. L'échantillon est homogénéisé par agitation au Vibramax 110 HEIDOLPH pendant 2 min.

2.2.2 Clean-up acide pour pesticides

Cette étape de purification est destinée à éliminer les matières organiques (les lipides, les lipoprotéines, les glucides, etc.) qui ont été extraites en même temps que les micropolluants (Jensen *et al.*, 1972 ; Fiedler *et al.*, 2007).

- a. Dans chaque tube à essais contenant l'extrait lipidique d'échantillon en solution hexanique, ajouter 2ml d'un mélange d'H₂SO₄ concentré à 98%. Puis vortexer 2 min au Vibramax 110 HEIDOLPH et centrifuger 3 min à 3000 t/min à 6°C ;
- b. Récupérer le maximum de surnageant et ajouter 3ml d'hexane au culot afin de récupérer le maximum de lipide et pesticide. Puis Vortexer les tubes pendant 2min et centrifuger 3 min à 3000 t/min à 6°C. Récupérer le surnageant (hexane) de chaque tube et l'ajouter à celui prélevé à l'étape précédente ;
- c. Concentrer, sous flux d'azote à un volume de 1 ml environ à l'aide du dispositif d'évaporation Visidry SUPELCO muni d'aiguilles TERUMO Neolus 21G 0.8 mm.

2.2.3 Clean-up Florisil pour pesticides et chlordecone (Képone)

Cette étape de purification est destinée à éliminer la plupart des molécules polaires (la plupart des chlordanes) susceptibles d'être présentes dans l'extrait et qui pourraient interférer avec les molécules d'organochlorées (non-polar) lors de l'analyse en chromatographie gazeuse à haute résolution (UNEP, 2004 ; Fiedler *et al.*, 2007).

- a. Des microcolonnes contenant 1 gr de Florisil (SUPELCO SupercleanTM ENVI Florisil SPE, Tubes 6 ml) sont placées sur le dispositif de purification Visiprep SPE SUPELCO préalablement muni de valves de contrôle du flux et de liners d'écoulement. Elles sont ensuite conditionnées à l'aide de solvants de moins en moins polaires. Pour ce faire, on les élue successivement avec : 5 ml d'acétone, 5 ml du mélange hexane/acétone 1:1 (V/V) et 12 ml d'hexane. Les solvants ayant servi au conditionnement sont éliminés. Ensuite placer dans le dispositif de purification Visiprep SPE SUPELCO des tubes de récoltes de l'éluat (tubes à essais) portant le numéro de l'échantillon ;

- b. L'extrait préalablement amené à un volume de 1 ml est déposé en tête de colonne ;
- c. Rincer les tubes avec 6 ml d'hexane et ensuite les déposer en tête de colonne ;
- d. Eluer avec 6 ml d'hexane/diethyl éther 85/15 pour récupérer la totalité de l'échantillon (nous utilisons d'autres tubes) ; évaporer juste à sec les échantillons sous flux d'azote à l'aide du dispositif d'évaporation Visidry SUPELCO muni d'aiguilles TERUMO Neolus 21G 0.8 mm. Ensuite reprendre les extraits dans 50 µl d'hexane et 50 µl de solution hexanique de Mirex à 100 pg/µl (PCB 209 à 100 pg/µl).

Il est nécessaire de savoir que les tiges des liners d'écoulement plongent bien dans les tubes à essais de récolte de l'éluât avant de procéder à l'élution de l'échantillon. Lors du conditionnement et jusqu'à la fin de l'élution de l'échantillon, les colonnes ne doivent jamais aller à sec ;

- e. Transvaser les extraits dans des vials d'injection avec insert. Les vials sont hermétiquement scellés avec un bouchon muni d'un septum à l'aide de la pince à sertir. Puis placer les échantillons dans le congélateur (-80°C) s'ils ne sont pas immédiatement injectés ;
- f. Une courbe de calibration, est réalisée avec les solutions hexaniques suivantes : PCB mix 3 (500 pg/µl, 250 pg/µl, 100 pg/µl, 50 pg/µl, 25 pg/µl, 12.5 pg/µl, 6.25 pg/µl, 3.125 pg/µl, 1.5625 pg/µl).

2.3 Analyse chromatographique par GC-ECD et quantification

Les extraits sont analysés par chromatographie en phase gazeuse à haute résolution à l'aide d'un chromatographe Trace GC Thermoquest équipé d'un détecteur à capture d'électrons au ⁶³Ni (GC-ECD) et une colonne capillaire (DB5-MS Agilent ; longueur 60 m ; ID 0.25 mm ; épaisseur de fil 0.25 µm). Les Conditions d'injections sont comme suite :

- Gaz vecteur : Hydrogène - 130 Kpa ;
- Gaz Make-up : Ar/CH4 (95 :5) – 40 ml/min
- Programmation de températures :
 - 60°C (2 min) à 160°C à raison de 20°C/min ;
 - 160°C (3 min) à 280°C à raison de 2,5°C/min ;
 - 280°C (10 min) à 300°C à raison de 20°C/min ;
 - 300°C (10 min) ;
- ECD température : 300°C.

Les résultats, sont analysés grâce au programme Chromcard en faisant d'abord une intégration de la courbe de calibration. Ensuite, nous procédons à intégrer le chromatogramme de chacun

des échantillons. Les résultats générés par GC-ECD, sont en pg/ μ l dans l'extrait injecté. La détermination de la concentration en ng/g de poids frais (ou de poids des lipides ou sec), s'obtient en multipliant la concentration à l'injection, le facteur XF. Le facteur XF pour obtenir la concentration de l'échantillon frais est déterminé par la formule ci-après :

$$XF = \frac{VF}{PF \times 10 \times (\%112)}$$

Vf: Volume final (μ l); PF: Poids frais (g); % 112: Pourcentage de récupération du 112 par rapport à la solution de départ. Ce pourcentage, doit être compris entre 70 et 130%.

Les molécules quantifiées par cette méthode sont les congénères PCB 28 (2,4,4'-trichlorobiphényle), PCB 52 (2,2',5,5'-tétrachlorobiphényle), PCB 101 (2,2',4,5,5'-pentachlorobiphényle), PCB 118 (2,3',4,4',5-pentachlorobiphényle), PCB 138 (2,2',3,4,4',5'-hexachlorobiphényle), PCB 153 (2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphényle) et PCB 180 (2,2',3,4,4',5,5'-heptachlorobiphényle). Elles sont souvent regroupés sous l'appellation de congénères "traceurs", ont été choisis et utilisés en mélange car à base des concentrations de ces congénères que les normes alimentaires concernant les teneurs en PCBs maximales admissibles sont basées (Arrêté 6/3, 2002 ; JO L 364, 2006).

2.4 Confirmation des identifications en GC-MS

Afin de confirmer l'identification du pic de pp'-DDE détecté en GC-ECD, nous avons réinjecté les extraits de poissons et de crevettes sur un GC-MS (Gas Chromatography Mass Spectrometry). La méthode d'analyse suivie permet de détecter d'autres pesticides. Les composés suivants ont également été analysés : le DDT et ses métabolites (o, p'-DDT, p, p'-DDT, p, p'-DDE), HCB, α -, β -, γ -HCH (Lindane), aldrine, dieldrine. Les composés de PBDE analysés comprenaient des congénères : BDE-28, -47, -66, -85, -99, -100, -153, -154, -183. Pour chaque séquence d'analyse, un blanc de procédure et de standard Quality Control (Wellington Laboratoires) ont été inclus et la séquence d'injection a été fixé comme suit : 5 courbes d'étalonnage externe pour les pesticides, les PCBs et un échantillon à blanc, un QC et sept échantillons inconnus. Les points d'étalonnage externe complémentaires ont été insérés entre le jeu d'échantillons inconnus pour terminer la séquence d'injection.

Les échantillons ont été analysés par GC-MS en utilisant une trace GC Ultra, couplée à un piège à ions QIT 1100 (Thermo Scientific) avec un groupe d'injection sans division et le mode ionisation par impact électronique (EI). Un volume de 1 µl par échantillon a été injecté. Une colonne capillaire de 20 m Restek Rxi-5ms (0,25 mm de diamètre interne, 0,25 µm épais manteau) a été utilisée pour séparer les composés cibles.

Les conditions chromatographiques ont été fixées comme suit : chauffage à 60°C pendant 2 min, puis une première rampe à 15 °C/min jusqu'à ce qu'on atteigne 160°C et maintenir pendant 1 min, suivie par une seconde rampe de température de 6 °C/min jusqu'à atteindre 265°C pendant 1 min et la troisième rampe de température de 50 °C/min jusqu'à atteindre une température finale de 300°C, tenue pendant 10 min. Avant de refroidir l'appareil pendant 2 min sous une pression de 130 kpa. La température de l'injecteur est fixée à 290°C avec un débit de division de 25 ml/min et le temps de fractionnement de 1 min sous une pression de 200 kpa pendant 1 min. Helium (He, Air Liquide, Belgique) a été utilisé comme gaz vecteur à un débit de 1,1 ml/min. La température de la ligne de transfert a été fixée à 300°C.

Les analyses réalisées permettent l'identification des molécules visées par la méthode, mais non leur quantification, le standard interne prévu pour cette méthode (Mirex) étant absent de nos extraits, ceux-ci ayant été préparés au départ pour la quantification en GC-ECD.

3. Résultats et discussion des micropolluants dans les espèces à analyser

3.1 Résultats et discussion des analyses de polychlorobiphényles (PCBs)

Dans cette étude, seuls 7 congénères traceurs de PCBs ont été recherchés et quantifiés dans les échantillons : PCBs 28, 52, 101, 118, 153, 138, 180. L'analyse de ces résultats se base sur les recommandations de la norme belge d'Arrêté Royal du 6/3/2002 (2002) qui stipule l'interdiction de commercialiser des poissons (y compris les coquillages et crustacés) dont la somme totale des teneurs en congénères traceurs (28, 52, 101, 118, 153, 138, 180) excède 75 ng/g PF. Ainsi, sur les recommandations de la commission européenne (2006), qui a également réglementée les doses de PCBs acceptables dans les poissons et dans les huiles et graisses de poissons ; ces normes alimentaires fixent des valeurs de 100 ng/g PF. et 200 ng/g PL. pour la somme des 6 congénères (PCBs 28, 52, 101, 138, 153, 180). Pour les espèces de poissons sauvages issus de la pêche d'eau douce, cette norme est de 125 ng/g PF. pour la somme des 6 congénères étudiés.

Les résultats obtenus montrent que les différentes espèces étudiées sont contaminées par les PCBs. Ces derniers étant des composés de nature lipophile, il nous a paru intéressant d'exprimer

ces teneurs aussi bien par rapport au poids frais (PF) des animaux et par rapport au poids de lipides (PL) qu'ils contiennent. Les résultats d'analyses de la quantification des congénères de PCBs (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) étudiés par rapport au poids frais sont illustrés dans la fig. 37.

Nous constatons que les échantillons de poissons du lac SMB sont contaminés par les 7 traceurs à l'exception de *R. rutilus* (5 traceurs) et présentent des concentrations plus importantes par rapport aux échantillons du marché belge à l'exception de *P. bocourti* qui présente une contamination par 6 traceurs en quantité remarquable.

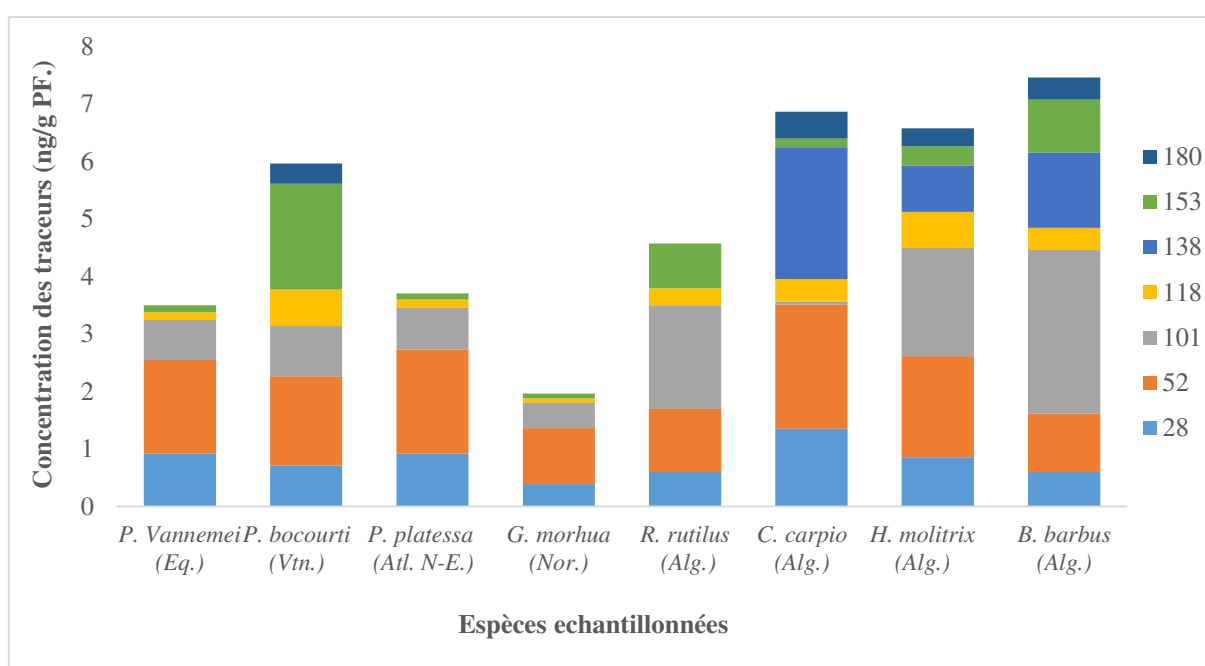


Fig. 37 : Niveau de contamination des échantillons à analyser par des congénères traceurs de PCBs (ng/g PF.).

Par ailleurs ces résultats, montrent que la majeure partie des échantillons du lac SMB présentent des concentrations de PCB 101, 138 et 180 plus importante que celles des autres échantillons. Le PCB 138 marque une absence dans les espèces belge et *R. rutilus* (Alg.), tandis que le PCB 180 marque une absence dans *P. vannemei* (Eq.), *P. platessa* (Atl. N-E.), *G. morhua* (Nor.), *R. rutilus* (Alg.). Ces congénères à haut degré de chloration se trouvent typiquement dans des mélanges commerciaux comme par exemple les Aroclor 1254 et 1260. Etant donné que la production de PCBs à haut niveau de chloration n'est pas réalisée en Algérie, leur présence dans les muscles des poissons du lac, serait due soit à une source d'émission proche (urbaine

contaminée ou agricole) soit, plus probablement à des dépositions atmosphériques, l'Algérie étant à 35° de l'hémisphère Nord, les congénères les plus chlorés ont tendance à s'y déposer (Wania et Mackay, 1996). Nous notons également que le patron de contamination des échantillons du lac SMB est assez variable. Ceci s'expliquerait certainement par une autre approche, qui serait beaucoup plus précise portant spécifiquement sur le sexe, l'âge et le poids de l'individu. Ceci a été démontré par Vives *et al.* (2005), dans leur étude sur la contamination des truites par les PCBs 153 et 138, dont ils ont montrés qu'il y a plus de congénères chlorés IUPAC 153 et 138 dans les vieilles truites par rapport aux plus jeunes. D'après ces auteurs, l'âge pourrait être un facteur d'augmentation de bioaccumulation de ces substances. Rypel *et al.* (2007), rapportent qu'il y a une différence significative du niveau de contamination en fonction du sexe chez plusieurs espèces (*Micropterus salmoides*, *Micropterus punctulatus* et *Ictalurus punctatus*), d'après cette étude, les femelles présentent de faible niveau de contamination par rapport aux mâles, dû au fait que les femelles rejettent les PCBs lors des pontes. Mais ces auteurs signalent que ceci n'est pas toujours le cas pour toutes les espèces de poissons. Or, dans notre cas, les échantillons de poissons prélevés du lac SMB sont des pools de plusieurs individus d'âge et de sexe indéterminés.

Plusieurs études montrent que ce sont les congénères PCBs 153, 138, 101, 52 qui présentent des valeurs de concentrations élevées chez les poissons (Antunes et Gil, 2004 ; Johnson *et al.*, 2007 ; Vives *et al.*, 2005 ; Bayarri *et al.*, 2001).

Les échantillons achetés sur le marché belge présentent quant à eux des proportions élevées des congénères 28 et 52. Le faible degré de chloration de ces congénères indique que les échantillons du marché belge proviennent de zones non soumises à l'influence d'émissions proches de PCBs. Le *P. bocourti* (Vtn) se distingue toutefois des autres échantillons trouvés en grande surface de par leur contamination en PCB180 et leur proportion élevée en PCB 153, qui montre qu'elle est bien typique de milieux contaminés par les PCBs.

Les concentrations globales des différents congénères de PCBs par rapport au poids frais pour la somme des 7 et 6 congénères traceurs sont illustrées dans la fig. 38. Les résultats montrent que les valeurs de la somme des concentrations de la majorité des échantillons de poissons du lac SMB sont plus importantes, ainsi qu'aucune concentration dans l'ensemble des résultats ne dépasse les normes européennes (Arrêté 6/3, 2002 ; JO L 364, 2006). La somme des 7 et des 6 congénères de PCBs quantifiés, nous a permis de classier chaque espèce par rapport au niveau de contamination respectivement par ordre d'importance décroissant : *B. barbuis* , *C. carpio*, *H. molitrix*, *P. bocourti*, *R. rutilus*, *P. platessa*, *P. vannemei*, *G. morhua*.

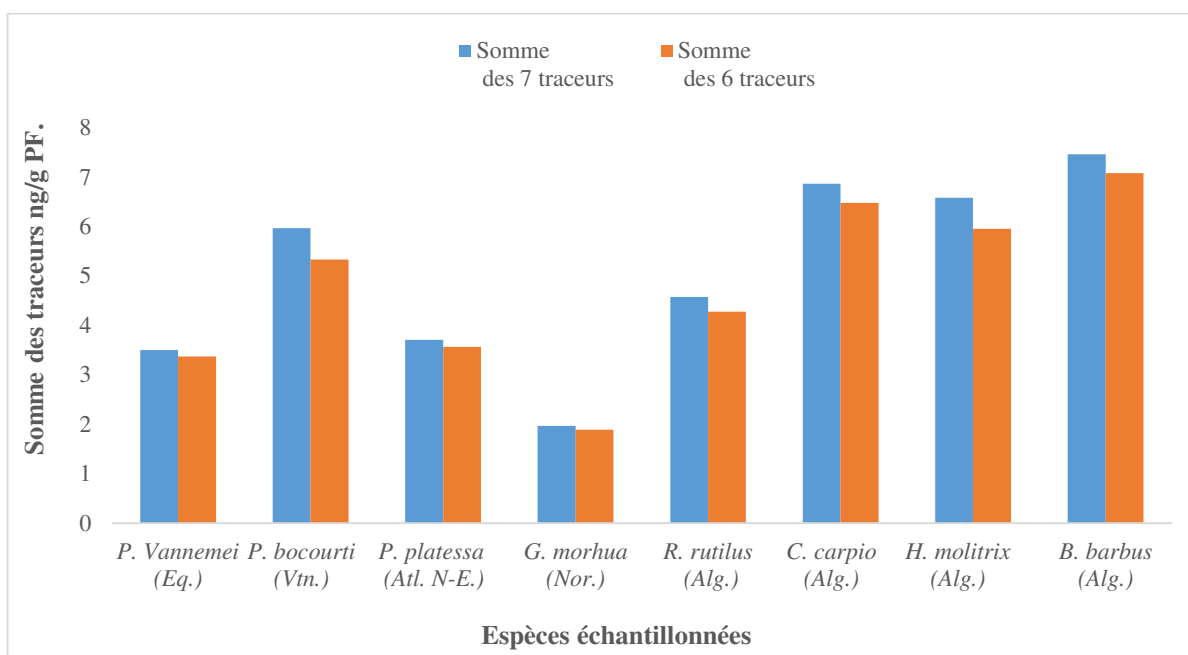


Fig. 38. Concentrations globales des différents congénères de PCBs, exprimées en ng/g PF. pour la somme des 7 et des 6 congénères traceurs.

Il nous a tout de même paru intéressant d'exprimer les résultats en fonction du contenu en lipides des échantillons. La fig. 39 ci-dessous, présente les niveaux de concentrations de sept congénères de PCBs (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) étudiés, exprimés par rapport au poids de lipides de chaque échantillon. Nous remarquons que le *P. bocourti* présente une cumulée des 6 congénères par rapport au poids des lipides le plus important par rapport aux autres échantillons du commerce belge. Les échantillons de poissons du lac SMB présentent des niveaux de contamination faible dont l'espèce *R. rutilus*, présentent des niveaux de contamination généralement inférieurs à tous les échantillons étudiés. Cette différence de concentration de contamination entre les espèces étudiées (poissons et crevette), est due à la différence de la teneur en matières grasses (Hugla *et al.*, 1995 ; Hugla *et al.*, 1999 ; Manirakiza *et al.*, 2002 ; Debier, 2006) dont elles enregistrent des taux supérieures dans *H. molitrix* et *B. barbuis*.

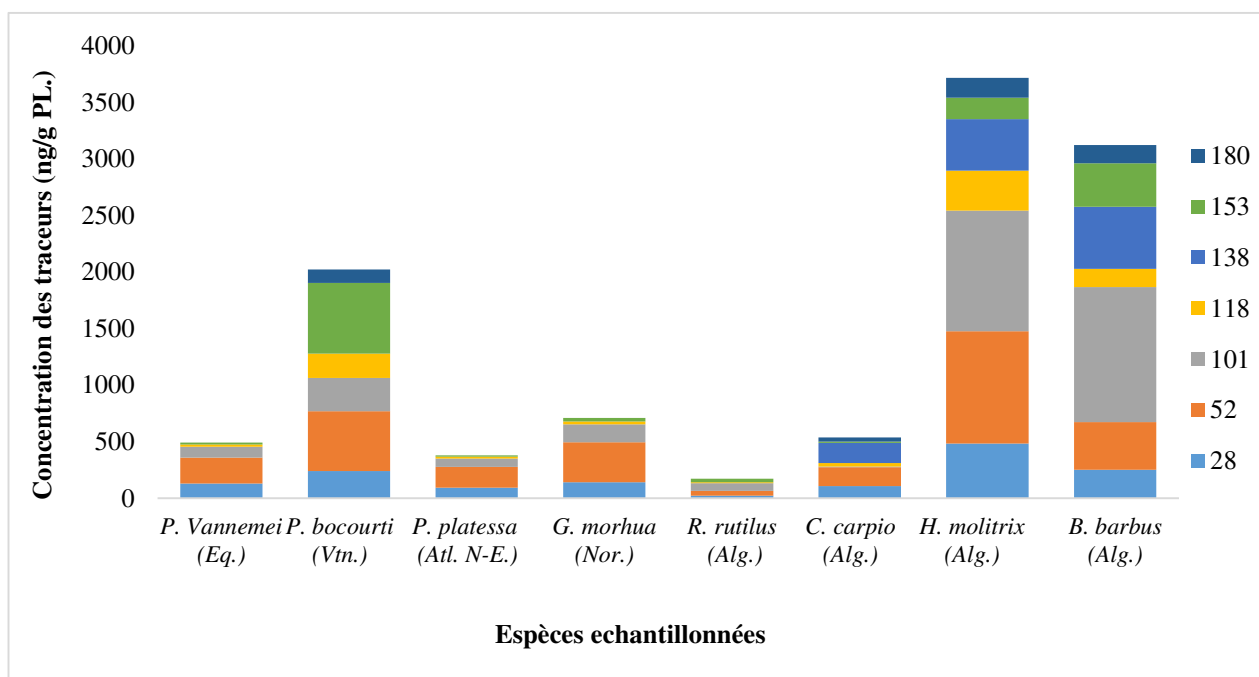


Fig. 39 : Niveau de contamination des échantillons à analyser par des congénères traceurs de PCBs (ng/g PL).

Les concentrations globales des différents congénères de PCBs par rapport au poids de lipides pour la somme des 6 congénères traceurs (fig. 40) ne dépassent pas la norme européenne (JO L 364, 2006). A la lumière de ces données, nous nous rendons compte que les pangas du Vietnam proviennent d'un environnement vraisemblablement plus contaminé que les autres. En effet, malgré un contenu lipidique très bas, cette espèce accumule des niveaux non négligeables de PCBs.

Il est nécessaire à mentionnée, qu'il est possible que la concentration en PCBs dans les organismes étudiés sont supérieures aux concentrations trouvées ; car le muscle (partie consommable) n'est généralement pas considéré comme l'organe montrant les taux de bioaccumulation les plus marqués. D'autres organes, comme le foie et les gonades, peuvent montrer des taux de contamination largement supérieurs au muscle (Hugla *et al.*, 1995 ; Hugla *et al.*, 1999 ; Debier, 2006).

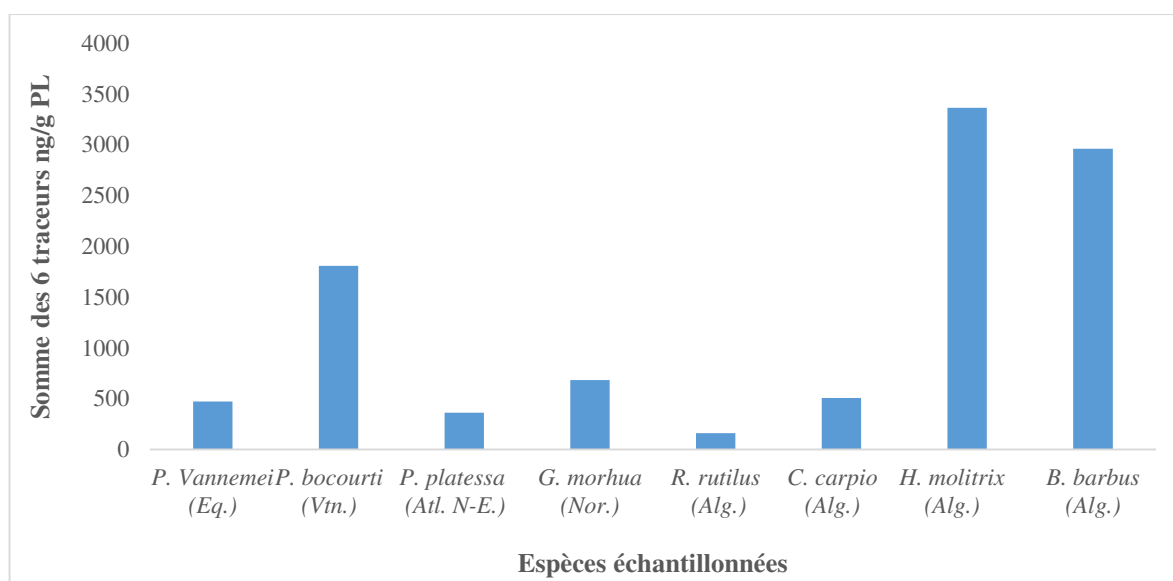


Fig. 40 : Concentrations globales des différents congénères de PCBs, exprimées en ng/g PL. pour la somme des 6 congénères traceurs.

3.2 Résultats et discussion d'analyse de polybromodiphényléther- 47 (BDE-47)

Au cours de l'analyse des PCBs par GC-ECD, nous avons identifiées des pics de BDE-47 dans deux poissons du lac SMB (fig. 41). Les concentrations enregistrées sont inférieures à la valeur guide fixée par la loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE) de 1999 et qui est de l'ordre de 88 ng/g PF. dans les tissus de poissons.

La présence de ce congénère peut être due d'un transport et d'un dépôt atmosphérique (Gouin et Harner, 2003).

Selon plusieurs auteurs (Stapleton *et al.*, 2004a ; Stapleton *et al.*, 2004b ; Stapleton et Baker, 2003), sa présence dans les poissons peut être due à la débromation de BDE-99 (un congénère de pentaBDE). Ce dernier n'est pas détecté par GC-ECD mais détecté par GC-MS (tableau 19).

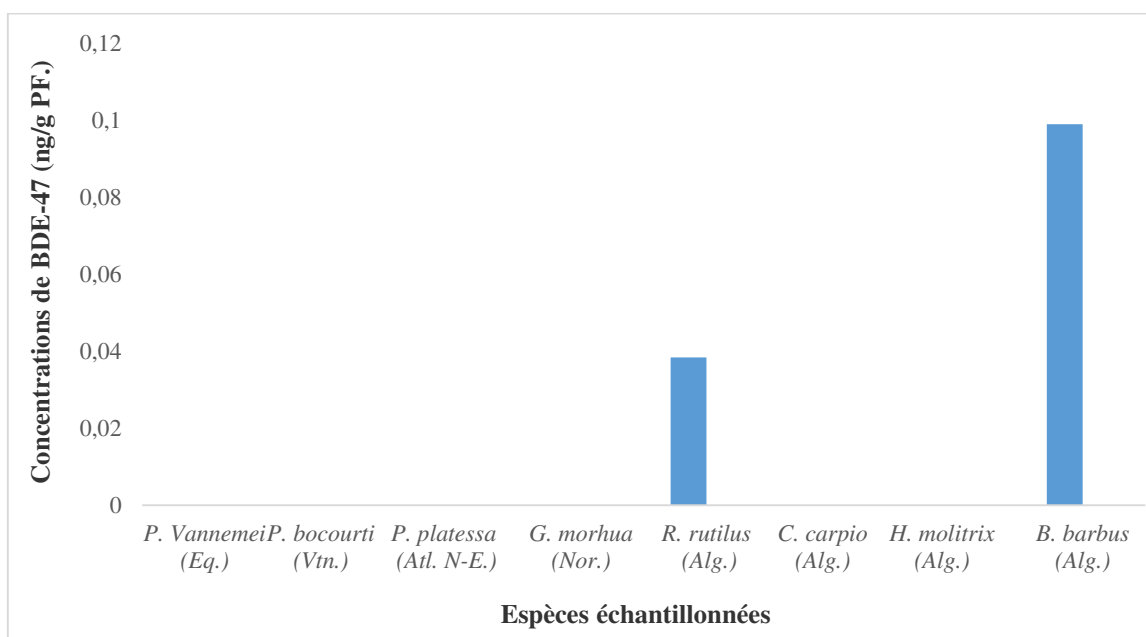


Fig. 41 : Niveau de contamination des échantillons analysés par le congénère BDE-47 (ng/g PF.).

3.3 Résultats et discussion d'analyses des pesticides (DDT, pp'DDE et Lindane)

Le contaminant organochloré, le DDT et ses principaux métabolites possèdent des propriétés physicochimiques similaires à celles des PCB. Pour cela, l'analyse de certains métabolites tel que le pp'DDE peut être effectuée selon le même protocole analytique que les PCB (Crain *et al.*, 2002).

L'évaluation du niveau de contamination en pesticides, des espèces échantillonnées par le Lindane (γ HCH), le pp'DDE et le DDT ont été réalisés également par GC- ECD. Les valeurs des concentrations des muscles de nos échantillons sont exprimées par rapport au poids frais. Les valeurs des concentrations de l'insecticide Lindane (fig. 42), sont faibles d'une manière globale, elles sont notamment bien moins élevées que celles trouvées par El Nemr *et al.* (2004), en traitant leurs échantillons prélevés du marché d'Egypte. Les auteurs montrent que les valeurs des concentrations qu'ils ont trouvées ne présentent pas de danger pour la consommation. En les comparant avec nos résultats, on déduit qu'aucun de nos échantillons ne présente donc de danger pour la consommation humaine.

Nous notons cependant que les échantillons du lac SMB présentent des concentrations plus importantes que celles des produits commercialisés en Belgique.

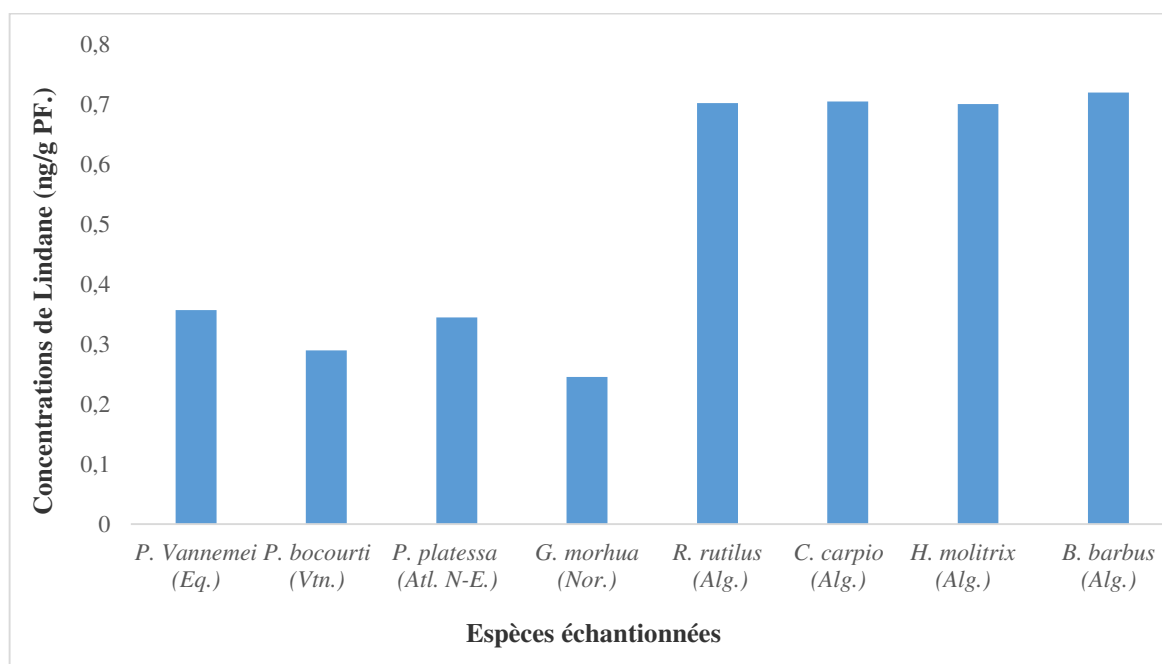


Fig. 42 : Niveau de contamination des échantillons par le Lindane.

Les concentrations des pesticides de DDT et pp'DDE dans les échantillons, sont présentées dans la fig. 43 et 44. Les valeurs des concentrations de pp'DDE, de façon générale, sont plus importantes dans les muscles des poissons du lac SMB, alors que les concentrations de DDT présentent des valeurs faibles. Les résultats des espèces *B. barbus*, *C. carpio*, *H. molitrix*, *R. rutilus*, prélevées dans le lac SMB, montrent que le milieu est/ou a été exposé à une contamination par le DDT qui a subi des dégradations et des métabolisations pour aboutir à d'autres composés tels le pp'DDE. Les valeurs de ces concentrations en pp'DDE, sont comparables à celles que présentent El Nembr *et al.* (2004), de même que celles rencontrées en Europe et aux USA, qui ont mis en évidence des concentrations de 55 ± 22 ng/g PF. (El Nembr *et al.*, 2004).

Les résultats d'El Nembr *et al.* (2004), montrent une concentration en DDTs total (somme des deux pesticides) supérieure à celle que nous avons enregistrée. Nous notons que les valeurs enregistrées dans les échantillons du lac sont toutes supérieures à la limite recommandée en DDTs total, par les autorités canadiennes de 14 ng/g pour les produits de consommation (poissons sauvages) (Saffran, 2001). Par contre les concentrations enregistrées au niveau des espèces du marché belge, sont toutes en dessous de la limite recommandée.

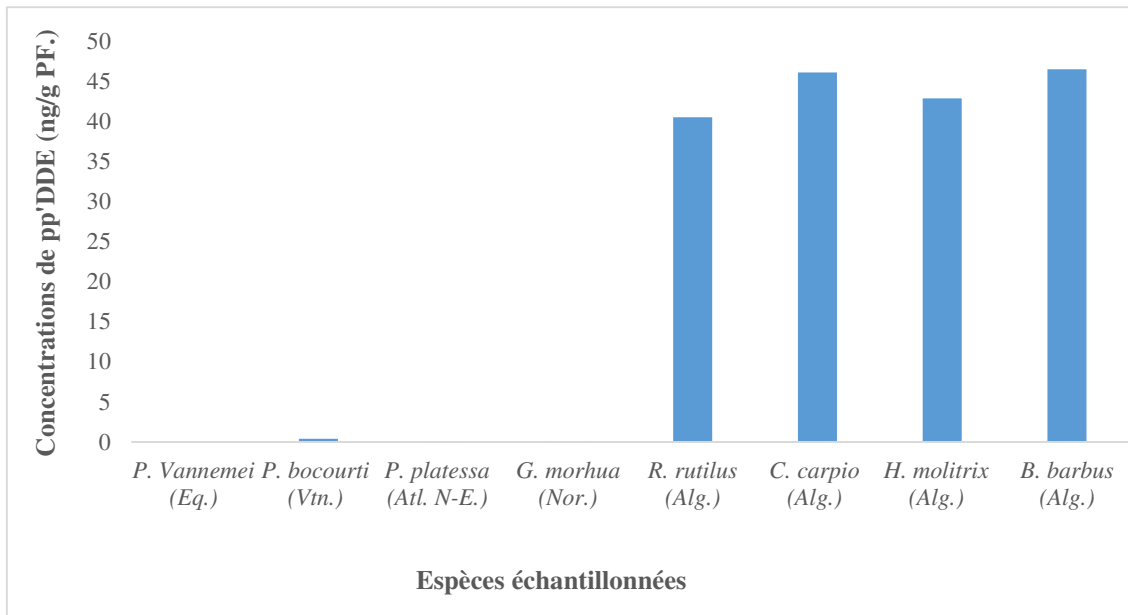


Fig. 43 : Niveau de contamination des échantillons par le pp'DDE.

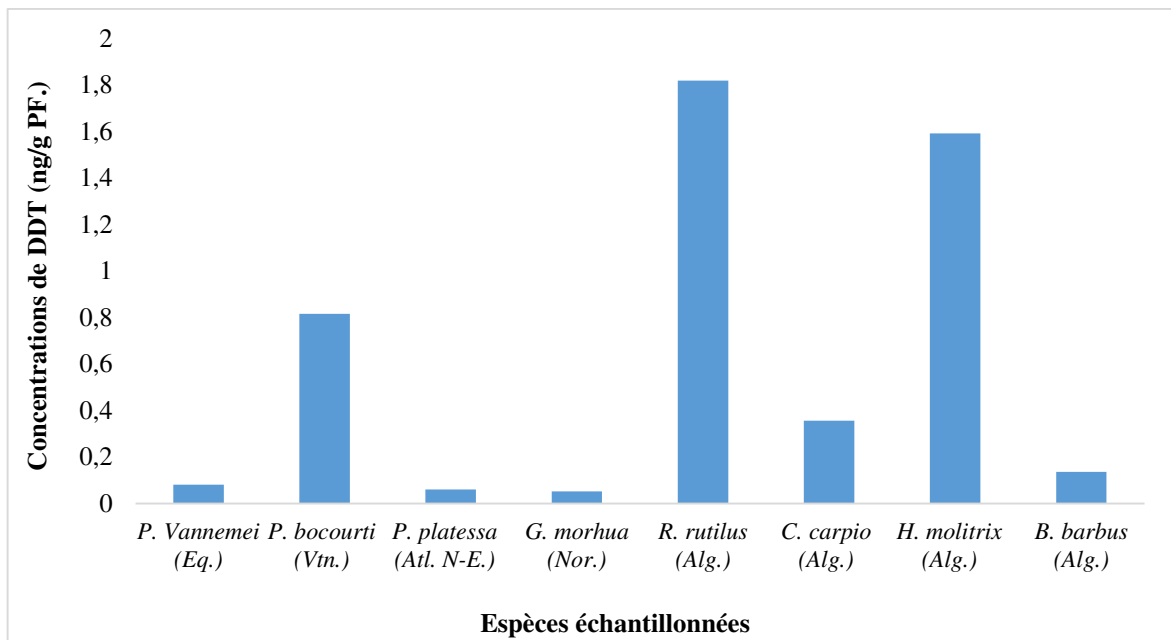


Fig. 44 : Niveau de contamination des échantillons par le DDT.

3.4 Détermination des micropolluants par GC-MS (test de confirmation)

Afin de confirmer l'identification du pp'DDE, qui a montré des concentrations élevées dans les échantillons du lac SMB, tous les produits à étudier à l'exception de *C. carpio* (Alg.), ont été analysés en GC-MS. La méthode utilisée, nous a permis d'obtenir des renseignements sur la présence de divers contaminants environnementaux (tableau 19).

Cette analyse a permis de confirmer la contamination des échantillons par le DDT et le pp'DDE d'une part, et de détecter certains polluants non recherchés en GC-ECD d'autre part.

Nous remarquons notamment, la présence dans tous les échantillons de nombreux pesticides chlorés. Dans le cas des PBDEs, nous constatons en plus de BDE-47 identifiée par GC-ECD, la présence de congénères à différents degré de bromation dans la plupart des échantillons. Bien que nous n'ayons pu quantifier les quantités présentes dans les échantillons, on notera tout de même que les aires des pics de PBDEs étaient en général toutes très petites.

Tableau 19: Micropolluants dans les échantillons de poissons et crevettes identifiés par GC-MS.

Composés recherchés	<i>P. vannemei</i> (Eq.)	<i>P. bocourti</i> (Vtn.)	<i>P. platessa</i> (Atl. N-E.)	<i>G. morhua</i> (Nor.)	<i>R. rutilus</i> (Alg.)	<i>H. molitrix</i> (Alg.)	<i>B. barbus</i> (Alg.)
α HCH							
HCB							
β HCH							
γ HCH (Lindane)							
Heptachlore							
Aldrin							
Dieldrine							
Endosulfan							
Endosulfan 2							
DDD							
pp'DDE							
pp'DDT							
op'DDT							
PBDE 28							
PBDE 47 tetra							
PBDE 66							
PBDE 85							
PBDE 99 penta							
PBDE 100 penta							
PBDE 153 hexa							
PBDE 154 hexa							
PBDE183 hepta							

■ : Molécules détectées ; □ : Molécules non détectées.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Le lac SMB est considéré comme l'une des plus importantes réserves naturelles de l'Ouest algérien qui est face aujourd'hui au risque de pollution anthropiques d'une part et aux problèmes de dégradation causés par les crues annuelles de l'Oued Mekerra d'autre part.

Le présent travail s'insère dans le cadre de l'évaluation de la qualité physicochimique, biologique et le niveau de contamination de l'eau et de poissons de cette retenue. Ce qui a permis de mettre en évidence la caractérisation de ce biotope.

Le régime hydrobiologique du lac pendant la période d'investigation est caractérisé par une large variation des paramètres physicochimiques. Les résultats d'analyses révèlent une variation spatiotemporelle mensuelle et saisonnière bien définie. Les valeurs obtenues au cours de la période d'étude montrent que le lac subit une pollution anthropique et naturelle pendant la période sèche et humide.

Les valeurs de la CE enregistrées montrent que le lac est chargé en minéraux. Selon les valeurs de HCO_3^- , l'eau du lac est de type d'eau dure et considérée comme étant de valeur productive élevée (Moyle, 1949). Le HCO_3^- classe l'eau sous la catégorie élevée de types de nutriments (Philipose, 1960). Nous constatons également qu'elle est faiblement polluée en nitrite. Les valeurs des éléments métalliques en traces obtenues et selon plusieurs auteurs ne provoquent pas de toxicité sur la faune et la flore aquatique à l'exception de Ni. La présence de certaines substances toxiques tel le Cr, le Ni et le CN^- , nous obligent d'être plus prudent dans l'utilisation de ce réservoir (irrigation, baignade et la consommation des poissons).

Les résultats de l'analyse physicochimique permettent de conclure que la qualité de ces eaux est moyenne et ne peuvent donc être utilisées pour l'irrigation des cultures au voisinage du lac. Ces eaux peuvent par bioaccumulation et sous certaines conditions climatiques, constituer des risques de transfert de pollution en cas d'usage agricole.

L'analyse de la richesse spécifique des échantillons nous a permis de répertorier 50 taxons de zooplanctons (rotifères et cladocères) d'eau douce dont 38 taxons sont nouveau pour le lac SMB et 7 pour la première fois, signalées en Algérie.

La qualité biologique du lac SMB est évaluée en premier lieu en se basant sur l'indice de saprobicité des espèces de rotifères identifiées indiqué par Sladeczek (1983).

La majorité des espèces de rotifères recensées appartient au milieu oligomesosaprobic à betamesosaprobic et sont observées pendant toute la période de prélèvement ce qui indique que l'eau du lac est légèrement au modérément polluée. La présence de *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Bosmina longirostris*, *Daphnia longispina*, *Daphnia cuculata*, *Daphnia ambigua* et *Sididae diaphanosoma brachyrum* indique une contamination bactérienne avec le développement intense de phytoplancton dans le lac, en particulier en Printemps 2011 et 2012 et l'été. La dominance des espèces typiques des milieux faibles en matières organiques putrescibles révèle que le lac est exposé à la pollution et ne subit pas de forte pollution organique.

L'analyse statistique des différents paramètres physicochimiques étudiés, montrent une corrélation significative entre tous les paramètres à l'exception de Ca^{+2} , CN^- , Cr, Ni et Zn. Cela indique que la majorité des paramètres partagent une source de contamination commune, ont une distribution homogène, et/ou ont un comportement similaire vis-à-vis des processus physicochimiques qui se déroulent dans le milieu commun. Ainsi que l'effet des facteurs physicochimiques sur la répartition des effectifs et des richesses spécifiques des peuplements zooplanctoniques, a été exploré par le biais de cette analyse. Il en ressort une organisation quantitative des zooplanctons qui s'est avérée être bien gouvernée par la T, pH, DO, HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cr, Ni, Cl^- (une corrélation positive non significative), NO_2^- et Cu (une corrélation positive significative).

A l'instar de ce que nous avons fait pour caractériser la qualité des eaux du lac, des tests de toxicité aiguë ont été réalisés en plaçant des daphnies de l'espèce *Daphnia magna straus* dans de l'eau provenant de la S1, S3 et S6 du lac. Les résultats montrent que le taux d'immobilité après 24h d'exposition est nul dans les trois stations. Cependant après 48h d'exposition il enregistre des doses proportionnelles aux concentrations des eaux testées. Les taux d'immobilités des daphnies sont nettement plus élevés dans la S1 dont la $\text{CE}_{20-48\text{h}}$ est de 100%. Cette valeur classe l'eau du lac comme non toxique selon la classification de la qualité écotoxicologique des normes ISO 6341 (Santiago *et al.*, 2002). Les résultats obtenus montrent que l'eau du lac est supportable par 80% des espèces testées en S1 et 90% des espèces testées en S3 et S6, ce qui a permis de déduire que les conditions de vie dans ce réservoir sont stressantes et défavorables pour la survie des espèces, mais non toxique.

Les niveaux de contamination des poissons par les micropolluants, montrent que les valeurs de concentrations mesurées, respectent les niveaux limites établis par les réglementations sauf dans le cas des DDTs global pour lesquels nous mesurons des niveaux environ trois fois

supérieurs à la limite recommandée pour la consommation humaine. En comparaison avec les espèces du marché belge, nous constatons que les échantillons du lac présentent des niveaux de contaminations en micropolluants supérieurs. Le test de confirmation par GC-MS a décelé la présence de divers contaminants environnementaux. Ces polluants persistants dans le lac sont d'origine urbaine ou agricole. Pour les PCBs et PBDEs peut être due également à des dépositions atmosphériques.

A la lumière de ces résultats, nous déduisons que le lac SMB est exposé à la pollution minérale et organique d'origine naturelle et anthropique, ainsi que les conditions de vie dans cette retenue sont stressantes et défavorables pour la survie des espèces, mais il considéré comme non toxique. Néanmoins, la présence de niveaux élevés en certains éléments toxiques et en pesticides organochlorés doit inciter à la prudence quant à la consommation des poissons de ce lac de retenue.

Au vu des résultats obtenus, il nous paraît pertinent de mieux détailler la contamination des poissons du lac SMB notamment en fonction de l'âge et du sexe des individus. Une étude plus détaillée de la contamination des poissons du lac et une évaluation de sa consommation par les populations locales serait également utile afin de réaliser une évaluation du risque pour l'homme et pour l'environnement.

De même, des mesures des micropolluants dont les niveaux sont inquiétants (Cu, Ni et pesticides chlorés dont DDTs), seraient à effectuer a des moments choisis de l'année où le débit de l'Oued est contraste. En effet, ce type de cours d'eau est sujet à des fortes variations de débit qu'il serait judicieux de corrélérer aux fluctuations des nouveaux de contaminants.

Enfin, si on garde à l'esprit que l'eau du lac SMB, abouti dans le lac de barrage Sarno, d'où elle est pompée pour sa potabilisation, il serait utile de vérifier les niveaux de ces micropolluants problématiques au niveau de ce lac de barrage, d'autant que les normes environnementales utilisées dans ce travail sont moins strict que celles relatives aux eaux probabilisables.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abarnou A. et V. Loizeau, 1994. La bioaccumulation : l'exemple des PCB. *Oceanis*, 20:29-45.

Abarnou A., T. Burgeot, M. Chevreuil, F. Leboulenger, V. Loizeau, A. Madoulet-Jaouen, C. Minier, 2000. Les contaminants organiques : quels risques pour le monde vivant?. Fascicule Seine-Aval, p.35.

Al-Badaii F. et M. Shuhaimi-Othman, 2014. The impact of Anthropogenic Pollution and Urban Runoff Associated with Spatial and Seasonal Variation on the Water Quality in the Semenyih River, Malaysia. *World Applied Sciences Journal*, 32(6): 1061-1073.

Altindag A., B. Ergönül, M. S.Yigit, Baykan O., 2008. The acute toxicity of lead nitrate on *Daphnia magna* strauss. *African Journal of Biotechnology*. 7(23). 4298-4300.

Amoros C., 1984. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises, Crustacés Cladocères, Association française de Limnologie, Lyon I, 3 et 4 (5) : 1-63.

Angeli N., D. Pont, R. Pourriot, 1995. Hétérogénéité spatiale et migration du plancton. *In* : R. Pourriot, et M. Meybeck. *Limnologie générale*. Masson, Paris, 411-440.

Angelier E., 2000. *Ecologie des eaux courantes*. Lavoisier, Technique et Documentation, Paris, 199.

Antunes P. et O. Gil, 2004. PCB and DDT contamination in cultivated and wild sea bass from Ria de Aveiro, Portugal. *Chemosphere*, 54: 1503–1507.

Arrêté Royal, 6/3, 2002. Pris en application du décret n° 2000-240 du 13 mars 2000 relatif à l'attribution d'une indemnité spéciale de sujétions à certains agents du ministère chargé de l'agriculture. 6 décembre 2002.

Arrignon J., 1998. Aménagement piscicole des eaux douces. *Technique et Documentation*, Lavoisier, 5^{ème} éd., Paris, 20-24.

ATSDR., Agency for Toxic Substances and Disease Registry Toxicological, 1999. Profile for Alpha-, Beta-, Gamma-, and Delta-hexachlorocyclohexane. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 274.

Attaran A. et R. Maharaj, 2000. Doctoring malaria, badly: the global campaign to ban DDT. *Br. Med. J.*, 321 : 1403-1405.

Attayde J.L., R.L. Bozelli, 1998. Assessing the indicator properties of zooplankton assemblage to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55: 1789–97.

Ballschmitter K, Zell M., 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography. *Fresenius J. Anal. Chem.* 302, 20-31.

Banerjee S. et A.M. Ghosh, 1967. Water quality and soil condition fishpond in some states of India in relation to fish production. *Indian Journal of Fisheries*, 14(1 et 2):15-144.

Barbe J., M. E. Lafont, L. Mallet, J. Mouthon, M. Philippe, V. Vey, 2013. Actualisation de la méthode de diagnose rapide des plans d'eau analyse critique des indices de qualité des lacs et propositions d'indices de fonctionnement de l'écosystème lacustre. Cemagref, Lyon, 5-7.

Barnabé G., 1991. Bases biologiques et écologiques de l'aquaculture. Lavoisier, Technique et Documentation, Paris, 1-66.

Bayarri S., L. T. Baldassarri, N. Iacovella, F. Ferrara, A. Di Domenico, 2001. PCDDs, PCDFs, PCBs and DDE in edible marine species from the Adriatic Sea. *Chemosphere*, 43: 601–610.

Bernes C., 1998. Persistent organic pollutants. Monitor 16. Swedish Environmental Protection Agency. ISBN 91-620-1189-8.

Berzins B., B. Pejler, 1989. Rotifer occurrence and trophic degree. *Hydrobiologia*. 182: 171-180.

Bessi H. & El Alami M. 2009. Les bio-essais dans l'évaluation d'impact des polluants sur les écosystèmes dulçaquicoles. *Les Technologies de Laboratoire* 15, 16-22.

Birnbaum L. S. et D. F. 2003. Staskal, Brominated Flame Retardants: Cause for Concern?. *Environmental Health Perspectives*, 1 (112) : 9–17.

Bogdan K.G., J.J. Gilbert, P.L. Starkweather, 1980. In situ clearance rates of planktonic rotifers. *Hydrobiologia*, 73: 73-77.

Bonetto A.A. et M. Ferrato, 1966. Introducción al estudio del zooplancton de las cuencas Isleñas del. Paraná Médio. *Physis*, 26 (72) : 385-396.

Boudiffa H., 1993. Etude comparative du zooplancton de la zone littorale de deux sites de la région de Sidi Bel Abbés : Lac Sidi M'Hamed, Benali et le barrage Sarno. *Thèse de magister*, Université des Sciences et Techniques – USTHB Alger, 1-184.

Bouzidi M. A., Y. Amar, I. Attaoui, A. Latreche, M. Benyahia, N. Bouguenaya, H. Meliani, 2010. Copepodes, Cladoceres et Rotiferes du lac Sidi M'hamed Benali (Algerie Nord-Occidentale). *Physio-Géo*, 4 : 69–85.

Brznis B., B. Pejler, 1989. Rotifer occurrence in relation to oxygen content. *Hydrobiology*, 183 : 165–72.

Burns C.W. et J.J. Gilbert, 1986. Direct observation of the mechanisms of interference between *Daphnia* and *Keratella cochlearis*. *Limnol. Oceanogr.*, 31: 859-866.

Calamari D., H. Naeve, 1994. Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain. Document Technique du CPCA., FAO., Rome, (25) : 129.

Calvet R., E. Barriuso , C. Bedos, P. Benoit, M-P. Charnay, Y. Coquet, 2005. France Agricole, paris, p. 21.

Carpenter S., J. Kitchell, 1993. The trophic cascade in lakes. University Press, Cambridge.

Chapman D., V. Kimstach, 1996. Selection of water quality variables. Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring. Chapman, 2nd ed and FN Spon, London, 59-126.

Crain D. A., D. M. Fry, C. Metcalfe, M. S. Wolff, 2002. Toxicological profile for DDT, DDE, and DDD. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2-15.

Cravedi J., D. Zalko, J. Savouret, A. Menuet, 2007. Le concept de perturbation endocrinienne et la santé humaine. *MEDECINE/SCIENCES*, 23(2) : 198–204.

Da Silva A.M.M. et L.B. Sacomani, 2001. Using chemical and physical parameters to define the quality of Pardo River water (Botucatu-SP-Brazil). *Water Research*, 35(6) : 1609-1616.

Dajoz R., 2006. Précis d'écologie, Dunod, 8^{ème} éd., Paris, 593-594.

De Pauw N., P.F. Ghetti, P. Manzini, R. Spaggiari, 1992. Biologica assessment methods for running waters. *In: River water quality -Ecological assessment and control*. C.C.E., Bruxelles, 217-248.

Debier C., C. Chalon , B.J. Le Boeuf , T. de Tillesse , Y. Larondelle , J-P Thomé, 2006. Mobilization of PCBs from blubber to blood in northern elephant seals (*Mirounga angustirostris*) during the post-weaning fast. *Aquat Toxicol.*, 80(2) :149-57.

Djahed B., 2008. Evaluation du risque écotoxicologique de la santé et l'environnement à Sidi Bel Abbès. Thèse de Doctorat, Université Djillali Liabès de Sidi Bel Abbès (Algérie), 195.

Doohan M., 1975. Ecological aspects of used water treatment: Rotifera. The organisms and their ecology. Academic Press, London. 1: 289-304.

Dulic Z., V. Polek sic, B. Raškovic, N. Lakic, Z. Markovic, I Živic , M. Stankovic, 2009. Assessment of the water quality of aquatic resources using biological methods. *Desalination and Water Treatment*, 11: 264–274.

Dumont, H.J., J.A. Benzie, I. Bayly, B. Dussart, D. Defaye, U. Einsle, S. Karaytug, N. Korovchinsky, A.A. Kotov and S.V. Negrea, 2006. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World.

El addouli J., A. Chahlaoui, A. Berrahou, A. Chafi, A. Ennabili, 2011. Approche de la qualité biologique de l'oued Ouislane, au voisinage des effluents bruts de la région de Meknes. *Larhyss Journal*, (9) : 21-33.

El Badaoui N., Y. Amar, C. J.-Justo, B. Djahed, H. Ammar, R. Benosman, J.-P. Thomé, 2015. Assessment of Pollution in Sidi M'Hamed Benali Lake (Algeria) Based on Bioindicators and Physicochemical Parameters. *Iranica Journal of Energy and Environment*, 6 (4): 308-315.

El Blidi S., M. Fekhaoui, 2003. Hydrologie et dynamique marégraphique de l'estuaire du Sebou (Gharb, Maroc). *Bull. Inst. Sci.*, 25 : 57–65.

El Nemr A. et A. M. a Abd-Allah, 2004. Organochlorine contamination in some marketable fish in Egypt. *Chemosphere*, 54 (10) : 1401–6.

El-Kady A., M. Abdel-Wahhab, B. Henkelmann, M. H. Belal, M. K. S. Morsi, S. M. Galal, K.-W. Schramm, 2007. Polychlorinated biphenyl, polychlorinated dibenzo-p-dioxin and polychlorinated dibenzofuran residues in sediments and fish of the River Nile in the Cairo region. *Chemosphere*, (68) 9 : 1660– 1668.

Faurie C., Ch. Ferra, P. Médori, J. Dévaux, J-L Hemptine, 2012. *Ecologie, Approche scientifique et pratique*, Lavoisier, Technique et Documentation, 6^{ème} éd., Paris, 101-111.

Fekhaoui M. et E. Pattee, 1993. Impact de la ville de Fés sur l'oued Sebou : étude physico-chimique. Bull. Ins.Science, 17: 1-12.

Fiedler H., G. Lindström, B. van Bavel, J. de Boer, W. Whipple, 2007. Guidance for Analysis of Persistent Organic Pollutants (POPs). UNEP Chemicals Branch, DTIE, Geneva, Switzerland 3-15.

Forró L. et H. Metz, 1987. Observations on the zooplankton in the reedbelt area of the Neusiedlersee. Hydrobiologia, 145: 299-307.

Fry D.M., K.T. Toone, 1981. DDT-induced feminization of gull embryos. Science 213 : 922-924.

Gannon J.E. et R.S. Stemberger, 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. Trans. Amer. Micros. Soc., 97 : 16-35.

Gaujous D., 1995, la pollution des milieux aquatiques, Lavoisier, Technique et Documentation, Paris, 155-189.

Greichus Y. A, A. Greichus, B. D. Ammann, J. Hopcraft, 1978. Insecticides, polychlorinated biphenyls and metals in African lake ecosystems, Lake Nakuru, Kenya. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 19 (4) : 454–61.

Grosclaude G., 1999a. L'eau milieu naturel et maîtrise. INRA, Tome 1, Paris, 105-113.

Grosclaude G., 1999b. L'eau milieu naturel et maîtrise. INRA, Tome 2, Paris, 127-140.

Hamaidi F., M. S. Hamaidi, D. Guetarni, F. Saidi, R. M. Said, 2008. Rotifères de l'Oued Chiffa (Algérie). Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie, 30 : 19-27.

Hamaidi F., M.S. Hamaidi, F. Benouaklil F. Saidi, 2010. The Rotifera fauna from Algeria. Bioresearch Bulletin, 4: 236-244.

Hann B.J., 1995. Invertebrate associations with submersed aquatic plants in a prairie wetland. UFS (Delta Marsh). Annual Report, 30 : 78-84.

Herricks E.E. et J. Cairns, 1982. Biological monitoring. Part III. Receiving system methodology based on community structure. *Wat. Res.* 16: 141-153.

Himmi N., M. Fekhaoui, A. Foutlane, H. Bourchic, M. El Mmaroufy, T. Benazzout, M. Hasnaoui, 2003. Relazione plankton-parametri fisici chimici in un bacino dimaturazione (laguna mista Beni Slimane – Morocco. Rivista Di Idrobiologia. Animale. Ecologia laboratorio Di Idrobiologia "G.B. Grassi" ,110- 111.

Horeau V., S. Rchard, R. Vigouroux, L. Guillemet et P. Cerdan, 2005. Variabilités spatiales et temporelles de la qualité physico-chimique et des invertébrés pélagiques des eaux de la retenue hydroélectrique de Petit Saut (Guyane française). Rev. Sci. Eau, 18: 109-126.

Hotline T. et A. Goodwill, 2012. Federal Register. Proposed Rules, 63 (77) : 19862–19899.

House W.A., D.V. Leach, et P.D. Armitage, 2001. Study of dissolved silicon and nitrate dynamics in a freshwater stream. Water Research, 35(11): 2749-2757.

Howard P.H., 1991. Handbook of Environmental Fate and Exposure Data for Organic Chemicals. Lewis Publishers, Chelsea, 2 :

Hugla J.-L. et J.-P. Thomé, 1999. Effects of PCBs on liver ultrastructure, hepatic monooxygenases, and reproductive success in the barbel. Ecotoxicology and Environmental Safety, 42 : 265-273.

Hugla J.-L., J.-C. Philippart, P. Kremers, G. Goffinet, J.-P. Thomé, 1995. PCB contamination of the common barbel, *Barbus barbus* (Pisces, Cyprinidae), in the river Meuse in relation to hepatic monooxygenase activity and ultrastructural liver change. Netherlands Journal of Aquatic Ecology, 29 (1) : 135-145.

Islam S. N., 2007. Physicochemical Condition and Occurrence of Some Zooplankton in a Pond of Rajshahi University. Research Journal of Fisheries and Hydrobiology, 2(2): 21-25.

ISO., 1996. Norme ISO 6341, Qualité de l'eau - Détermination de l'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). Organisation internationale de normalisation, Genève.

ISO., 1998. Norme ISO 5667-16, Qualité de l'eau : - Echantillonnage - Partie 16: Lignes directrices pour les essais biologiques des échantillons. Organisation internationale de normalisation, Genève.

Jensen S., A.G. M. Johnels Olsson, G. Otterlind, 1972. Ambio Special Report, 1: 71-85.

JO L 364, 2012, Règlement (CE) N°1881/2006 de la commission du 19 Décembre 2006, portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires, 5–34.

- Johnson L. L., G. M. Ylitalo, C. A. Sloan, B. F. Anulacion, A. N. Kagley, M. R. Arkoosh, T.A. Lundrigan, K. Larson, M. Siipola, T. K. Collier, 2007. Persistent organic pollutants in out-migrant juvenile Chinook salmon from the Lower Columbia Estuary, USA. *Science of the Total Environment*, 374: 342–366.
- JORA., Journal Officiel de la République Algérienne, 2011. Décret exécutif n°11-219 du 10 Rajab 1432 correspondant au 12 juin 2011 fixant les objectifs de qualité des eaux superficielles et souterraines destinées à l'alimentation en eau des populations. (34): 4-6.
- Kerkhoff M.AT., A. de Vries, P. Otte, J. de Boer, 1983. PCB onderzoek in roob aal wit Nederlandse wateren (1981-1982). RIVO, Rap. CA., 83-07.
- Korovchinsky N. M., 1992, Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World Sididae et Holopediidae (Crustacean: Daphniiformes). SPB Academic Publishing bv, the Netherlands, (03): 82.
- Lacaze, J. C., 1996. L'eutrophisation des eaux marines et continentales. Ellipses, Paris, 191.
- Lair N., 1995. Croissance et dynamique des populations d'invertébrés planctoniques. *In* : R. Pourriot, et M. Meybeck. *Limnologie générale*. Masson, Paris, 351-367.
- Lavandier R., N. Quinete, R. A. Hauser-Davis, P. S. Dias, S. Taniguchi, R. Montone, I. Moreira, 2013. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and Polybrominated Diphenyl ethers (PBDEs) in three fish species from an estuary in the southeastern coast of Brazil, *Chemosphere*, 90 (9) : 2435–2443.
- Lévêque C., 1998. *Ecosystèmes aquatiques*. Hachette. Paris, 170.
- Lévêque C., 2006. *Ecologie de l'écosystème à la biosphère*. Hachette, Paris, p.126.
- Li Y.F., A. McMillan, M.T. Scholtz, 1996. Global HCH usage with 1x1 longitude/latitude resolution. *Environ. Sci. Technol.*, 30: 3525-3533.
- Loonen H., C. van de Guchte, J.R. Parsons, P. de Voogt, H.A.J. Govers, 1996. Ecological Hazard assessment of Dioxins : Hazards to organisms at different levels of aquatic food webs (fish-eating birds and mammals, fish and invertebrates). *The Science of the Total Environment*, 182 : 93-103.
- Maemets A., 1983. Rotifers as indicators of lake types in Estonia. *Hydrobiologia*, 104 : 357-361.

- Makarewicz J.C. et G.E. Likens, 1979. Structure and function of the zooplankton community of Mirror Lake, New Hampshire. *Ecol. Monogr.* 49 : 109-127.
- Makhoukh, M., M. Sbaa, A. Berrahou, and Van. M. Clooster, 2011. Contribution à l'étude physico-chimique des eaux superficielles de L'oued Moulouya (Maroc Oriental). *Larhyss Journal*, 9: 149-169.
- Manirakiza P., A.L. Covaci, Nizigiymana, G. Ntakimazi, P. Schepens, 2002. Persistent chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in selected fish species from Lake Tanganyika, Burundi, Africa. *Environmental Pollution*, 117 (3) : 447–455.
- Marneffe Y., 2003. Étude d'un hydrosystème perturbé en Haute-Ardenne : impact des activités anthropiques et des retenues artificielles sur les flux de nutriments et sur les peuplements zoobenthiques et zooplanctoniques dans le bassin de la warche. Thèse de Doctorat, laboratoire d'Ecologie Animale et d'Ecotoxicologie, Université de Liège (Belgique), 253.
- Marneffe Y., J.-P. Descy, J.-P. Thomé, 1996a. The zooplankton of the lower river Meuse, Belgium: seasonal changes and impact of industrial and municipal discharges. *Hydrobiologia*, 319: 1-13.
- Marneffe Y., S. Comblin, J.-C Bussers, J.-P. Thomé, 1996b. Biomonitoring of the water quality in the river Warche (Belgium): impact of tributaries and sewage effluent. *Netherlands journal of zoology*, 46(3-4): 337-350.
- Martin J.M., 1980. Cycle des éléments chimiques dans les estuaires. *Océanis*, fasc.hors-série, 5 : 517 – 520.
- Mathew R.M., 1978. Limnological investigation on the plankton of Govindgarh Lake and its correlation with physic-chemical factors. *Proc. Semi. Eco. & Fish of fresh water reservoirs*, 37 – 46.
- Matta G. et A. Kumar, 2015. Monitoring and Evaluation of River Ganga System in Himalayan Region with Reference to Limnological Aspects. *World Applied Sciences Journal*, 33(2): 203-212.
- May L., 1983. Rotifer occurrence in relation to water temperature in Loch Leven, Scotland. *Hydrobiologia*. 104: 311-315.
- Meunier P., C. Anderson, N. Lafontaine, S. Turgeon, 2007. Guide d'élaboration d'un plan directeur de bassin versant de lac et adoption de bonnes pratiques. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, 12-20.

- Mills L.J., R. Gutjahr-Gobell, R.A. Haebler, D.J.B. Horowitz, S. Yayaraman, R.J. Pruell, R.A. McKinney, G.R. Gardner, G.E. Zarogian, 2001. Effects of estrogenic (o,p_-DDT; octophenol) and anti-androgenic (p,p_-DDE) chemicals on indicators of endocrine status in juvenile male summer flounder (*Paralichthys dentatus*). *Aquatic Toxicology*, 52 : 157-176.
- Mishra A. et S. Hasan, 2013. Assessment of water quality of Libri River, Purnia (Bihar). *International Research Journal of Science & Engineering*, 1(2) : 63-68.
- Moyle J.B., 1949. Some indices of lake productivity. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 76: 322-334.
- Munawar M., 1970. Limnological studies on fresh water ponds of Hyderabad, India.1. The biotope. *Hydrobiologia*, 35(1): 163-172.
- Neal C., M. Harrow, H. Wickham, 2000. The water quality of a tributary of the Thames, the Pang, southern England. *Sci. Total Environment*, 251-252.
- Niemann E., 2008. Impact des infrastructures linéaires de génie civil (cas de la pollution routière et des chantiers routiers) sur les écosystèmes et la biodiversité de la faune et de la flore aquatiques (Rapport). SG/DRAST/MGC, Medad, (2) : 28-10.
- Nogrady T. et H. Segers, 2002. Guides to the identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World, ROTIFERA: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. Backhuys Publishers, Leiden the Netherlands 6 (1): 264.
- Nurminen L.K.L. et J.A. Horppila, 2002. A diurnal study on the distribution of filter feeding zooplankton: Effect of emergent macrophytes, pH and lake trophy. *Aquat. Sci.*, 64 : 198-206.
- OMS., Organisation Mondiale de la Santé, 1991. L'utilisation des pesticides en agriculture et ses conséquences pour la santé publique, Genève.
- OMS., Organisation Mondiale de la Santé, 1997. Guide pour le calcul des quantités de résidus de pesticides apportés par les aliments. Genève.
- Paggi J.C. et S. Jose De Paggi, 1990. Zooplâncton de ambientes lóticos e lênticos do Rio. Paraná médio. *Acta Limnol. Bras.*, 3:685-719.
- Pandey B.N., O. P. Ambasta, A.K. Jha, K. Shambhu, 2007. Seasonal variation in the physico-chemical and biological properties of river Panar (Bihar). *Environmental Conservation Journal*, 8(3) : 133-153.

Références bibliographiques

Pedrozo C. Da S., O. Rocha, 2005. Zooplankton and water quality of lakes of the Northern Coast of Rio Grande do Sul State, Brazil. *Acta Limnol. Bras.*, 17(4) : 445-464.

Pejman A. H., Nabi Bidhendi, G. R., Karbassi, A. R., Mehrdadi, N., Esmaili Bidhendi, M. 2009. Evaluation of spatial and seasonal variations in surface water quality using multivariate statistical techniques. *International Journal of Environment Science and Technology*, 6 (3), 467-476.

Petry J., C. Soulsby I. A. Malcolm A.F. Youngson, 2002. Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. *Sci. Total Environment*, 294(1-3): 95-110.

Philipose M.T. 1960. Fresh water phytoplankton of inland fisheries. *Proc. Symp. Algalogy*, 4: 275-291.

Pontin R. M., 1978. A key to the British Freshwater Planktonic Rotifera. *Freshwater Biological Association, Scientific Publication*, 38 : 178.

Pourriot R. et M. Meybeck, 1995. *Limnologie générale*, Masson, Paris, 956.

Pourriot R., 1964. Recherches sur l'écologie des rotifères, Extrait du bulletin de la société Linnéenne Faculté des Sciences de l'Univ. Extrait du bulletin de la société Linnéenne, (5): 5-37.

Premazzi G., G. Chiaudani, 1992. Current approaches to assess water quality in lakes. *In: River water quality*. Newman P.J., M.A. Piavaux, R.A. Sweeting. Ecological assessment and control. Commission of the European Communities, Bruxelles, 250-308.

Ramade F., 2000. Dictionnaire encyclopédique des pollutions : les polluants de l'environnement à l'homme. Ediscience international, Paris, 690p.

Ramade F., 2003. *Éléments d'écologie – écologie fondamentale*. Dunod, 3^{ème}ed., Paris, 690p.

Ramade F., 2012. *Éléments d'écologie – écologie appliquée : action de l'homme sur la biosphere*. Dunod. 7^{ème} éd., Paris, 293- 412.

Ricklefs R.E., G.L. Miller, 2005. *Ecologie*. De Boeck université, 4^{ème}, Paris, p.821.

Rodier, J., B. Legube, N. Merlet *et al.*, 2009. *L'analyse de l'eau*. Dunod, 9^{ème} éd., Paris, 1228-1381.

- Ross P. S., C. M. Couillard, M. G. Ikonou, S. C. Johannessen, M. Lebeuf, R. W. Macdonald, G. T. Tomy, 2009. Large and growing environmental reservoirs of Deca-BDE present an emerging health risk for fish and marine mammals. *Marine pollution bulletin*, 1(58) : 7–10.
- Rypel A. L., R. H. Findlay, J. B. Mitchell, D. R. Bayne, 2007. Variations in PCB concentrations between genders of six warm water fish species in Lake Logan Martin, Alabama. USA. *Chemosphere*, 68: 1707–1715.
- Saether O.A., 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic Ecol.* 2:65-74.
- Saffran K., A. Environment, K. Cash, E. Canada, du 6 décembre 2002. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life, User's Manual. CCME Water Quality Index, 1:1–5, 2001.
- Saksena D.N., 2006. Rotifers as Indicators of Water Quality. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 15(5): 481–485.
- Sandilands K.A. et B.J. Hann 1996. Effect of fish and submersed macrophytes on the abundance of zooplankton in a prairie wetland. *Annual Report*, 31, 58-62.
- Sanntiago S., K. Becker van Slooten, N. Chèvre, M. Pardos, C. Benninghoff, ; M. Dumas, E. Thybaud, F. Garrivier, 2002. Guide pour des tests écotoxicologiques avec les daphnies, les bactéries luminescentes et les algues vertes, appliqués aux échantillons de l'environnement. Groupe de travail Tests écotoxicologiques, CIPEL, 14-24.
- Särkkä J. 1994. Lacustrine, profundal meiobenthic oligochaetes as indicators of trophy and organic loading. *Hydrobiologia*, 278: 231-241.
- Särkkä J., 1992. Lacustrine profundal meiobenthos as an environmental indicator. *Hydrobiologia*, 243/244, 333-340.
- Schindler, D.W., 1978. Facteur regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwater. *Limnol. Oceanogr*, 23: 478-486.
- Siegfried C.A., J.A. Bloomfield, J.W. Sutherland, 1989. Planktonic rotifer community structure in Adirondack, New-York U.S.A. lakes in relation to acidity, trophic status and related water quality characteristics. *Hydrobiologia*. 175: 33-48.
- Sladeczek V., 1966. Water quality systeme. *Verh. Int. Ver., Limnol.*, 16 : 809-816.
- Sladeczek V., 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100: 169-201.

Smirnov N. N., 1996. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World CLADOCERA: The Chydorinae and Syciinae (Chydoridae) of the World. SPB Academic Publishing bv., Amsterdam, the Netherlands. 11: 197.

Starkweather P.L., 1996. Sensory potential and feeding in rotifers: structural and behavioral aspects of diet selection in ciliated zooplankton. *In*: Lenz P.H. J.E. Hartline, J.E. Purcell, D.L. Macmillan. Zooplankton: sensory ecology and physiology. Gordon and Breach Publishers, Amsterdam, 66-255.

Stemberger R.S. et E.K. Miller, 1998. A zooplankton-N: P-ratio indicator for lakes. *Env. Mon. Ass.*, 51: 29-51.

Théobald N. et A. GAMA, 1969. Géologie générale et pétrologie : éléments de géodynamique. Doin_Deren and C^{ie}, Paris, 301-305.

Thouvenot A., M. Richardot, D. Debroas, J. Dévaux, 1999. Bacterivory of metazooplankton, ciliates and flagellates in a newly flooded reservoir. *J. Plankton Research*, 21 : 1659-1679.

Touchart L., 2000. Les lacs : Origine et morphologie. Harmattan, Paris, 9-129.

Touchart L., 2002. Limnologie physique et dynamique : une géographie des lacs et des étangs. Harmattan, Paris, p.60.

UNEP., 2004. Guidance for a Global Monitoring Programme for Persistent Organic Pollutants. United Nations Environment Programme, Chemicals, 1st edition, Geneva, Switzerland, le download: <http://www.chem.unep.ch/gmn/GuidanceGPM.pdf> old version. Consulté le 6.12.2015.

Vanni M.J., 1986. Competition in zooplankton communities: Suppression of small species by *Daphnia pulex*. *Limnol. Oceanogr.* 31: 1039-1056.

Vasconcelos V.M., 1994. Seasonal fluctuation of planktonic rotifers in Azibo reservoir (Portugal). *Hydrobiologia* 294: 177-184.

Vilain M., 1989. La production végétale : la maîtrise de technique de la production. Lavoisier, Technique et Documentation, Paris, 2 : 361.

Vives J. O., M. Grimalt, J. Ventura, B. Catalan, O. Rosseland, 2005. Age dependence of the accumulation of organochlorine pollutants in brown trout (*Salmo trutta*) from a remote high mountain lake (Redó, Pyrenees). *Environmental Pollution*, 133: 343–350.

Références bibliographiques

Wallace J.B., V.H. Resh, A.V. Brown, A.P. Covich, M.E. Gurtz, H.W. Li, G.W. Minshall, S.R. Reice, A.L. Sheldon, I. Wissmar, 1988. The role of disturbance in stream ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7: 433-455.

Wania F. et D. Mackay, 1996. Tracking the Distribution of Persistent Organic Pollutants. *Environnemental Science et Technology / News*, 30 (9) : 390 –396.

Wetzel R.G., 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems*. Elsevier Academic press, 3rd, USA, 1006.

Wylie J.L. et D.J. Currie, 1991. The relative importance of bacteria and algae as food source for crustacean zooplankton. *Limnol. Oceanography*, 36: 708-728.

Zébazé T.S.H., N.T. Njiné, Kemka, M. Nola, S. Foto Menbohan, A. Monkiedje, D. Niyitegeka, T. Sime-Ngando, L.B. Jugnia, 2005. Spatial and temporal variations in the richness and abundance of rotifer (Brachionidae and Trichocercidae) and cladocerans communities in a small artificial eutrophic tropical lake. *Rev. sci. Eau*, 18(4): 485-505.

Zhang W., A. a. Keller, D. Yue, X. Wang, 2009. Management of Urban Road Runoff Containing PAHs : Probabilistic Modeling and Its Application in Beijing, China. *Journal of the American Water Resources Association*, 45 (4) : 1009–1018.

ANNEXES

Annexe 1

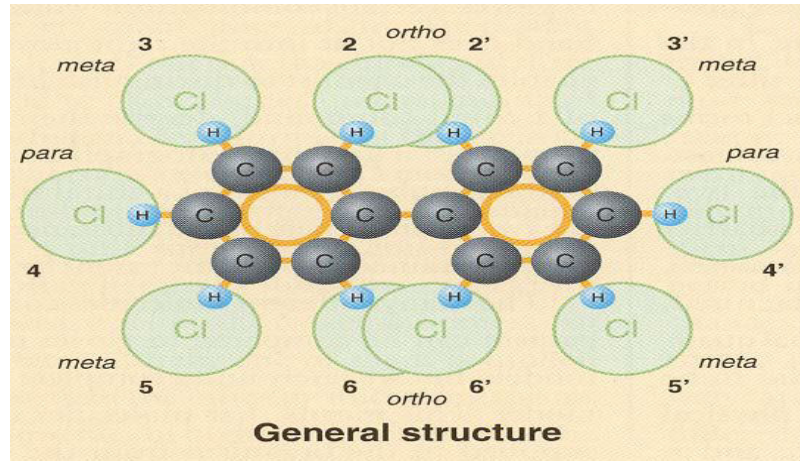


Fig. 1 : Structure générale des PCB (Bernes, 1998).

0																				
2	1	4																		
3	2	6	11																	
4	3	8	13	15																
23	5	16	20	22	40															
24	7	17	25	28	42	47														
25	9	18	26	31	44	49	52													
26	10	19	27	32	46	51	53	54												
34	12	33	35	37	56	66	70	71	77											
35	14	34	36	39	58	68	72	73	79	80										
234	21	41	55	60	82	85	87	89	105	108	128									
235	23	43	57	63	83	90	92	94	107	111	130	133								
236	24	45	59	64	84	91	95	96	110	113	132	135	136							
245	29	48	67	74	97	99	101	102	118	120	138	146	149	153						
246	30	50	69	75	98	100	103	104	119	121	140	148	150	154	155					
245	38	76	78	81	122	123	124	125	126	127	157	162	164	167	168	169				
2345	61	86	106	114	129	137	141	143	156	159	170	172	174	180	182	189	194			
2346	62	88	109	115	131	139	144	145	158	161	171	175	176	183	184	191	196	197		
2356	65	93	112	117	134	147	151	152	163	165	177	178	179	187	188	193	201	200	202	
23456	116	142	160	166	173	181	185	186	190	192	195	198	199	203	204	205	206	207	208	209
	0	2	3	4	23	24	25	26	34	35	234	235	236	245	246	345	2345	2346	2356	23456

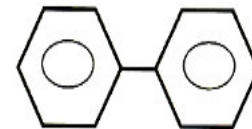


Tableau 1 : Les 209 congénères de PCB désignés selon la nomenclature systématique (Ballschmitter et Zell, 1980).

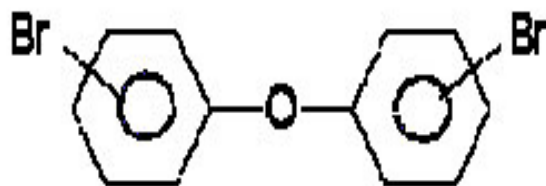


Fig. 2 : Structure générale des PBDE.

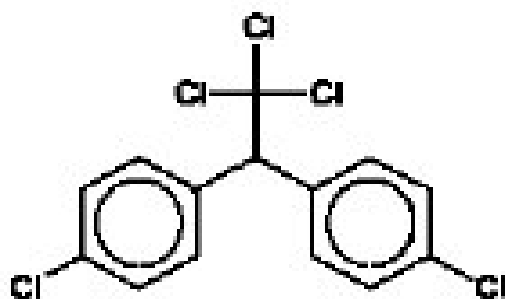
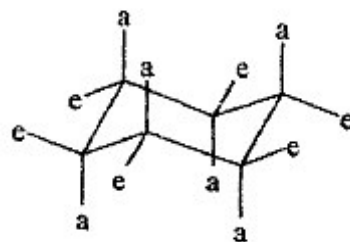


Fig. 3 : Structure générale du DDT.

Tableau 2 : Composition de HCH technique (Howard, 1991).

Isomère	Structure	Teneur (%)
α -HCH	aa, ee, ee	55-70
β -HCH	ee, ee, ee	6-8
γ -HCH	aa, ae, ee	10-18
δ -HCH	ae, ee, ee	3-4
ε -HCH	ae, ea, ee	1-4
π -HCH	ee, aa, ea	1
θ -HCH	ea,ea, ea	1



Annexe 2

Mode opératoire des techniques d'analyses physicochimiques

1. Méthode spectrophotométrique (spectrophotomètre HACH DR/EL2)

1.1 Couleur

- Étalonner le spectrophotomètre avec l'eau désionisée ;
- Régler la longueur d'onde à 455 nm ;
- Mettre 25 ml de l'eau à analyser dans une cuve ;
- Mettre la cuve remplie d'eau dans le spectrophotomètre ;
- Lire directement le résultat.

1.2 Nitrate

- Étalonner le spectrophotomètre avec l'eau à analyser ;
- Remplir 25 ml de l'eau à analyser dans une cuve ;
- Ajouter une gélule de *Nitrover 5* ;
- Agiter pendant 1 min ;
- Laisser se reposer pendant 5 min ;
- Mettre la cuve dans le spectrophotomètre ;
- Lire directement le résultat.

1.3 Nitrite

- Étalonner le spectrophotomètre avec l'eau à analyser ;
- Remplir 25 ml de l'eau à analyser dans une cuve ;
- Ajouter une gélule de *Nitriver 3* ;
- Agiter pendant 1 min ;
- Laisser se reposer 10 min ;
- Mettre la cuve dans le spectrophotomètre ;
- Lire directement le résultat.

1.4 Chrome

- Étalonner le spectrophotomètre avec l'eau à analyser ;
- Remplir 25 ml de l'eau à analyser dans une cuve ;
- Ajouter une gélule de *ChromaVer III* ;
- Laisser se reposer pendant 5 min ;

- Mettre la cuve dans le spectrophotomètre ;
- Lire directement le résultat.

1.5 Cyanure

- Étalonner le spectrophotomètre avec l'eau à analyser ;
- Remplir 25 ml de l'eau à analyser dans une cuve ;
- Ajouter une gélule de *CyaniVer 3* ;
- Laisser se reposer pendant 30 s ;
- Ajouter une gélule de *CyaniVer 4* ;
- Laisser se reposer pendant 10 s ;
- Ajouter une gélule de *CyaniVer 5* ;
- Laisse se reposer pendant 30 min ;
- Mettre la cuve dans le spectrophotomètre ;
- Lire directement le résultat.

1.6 Cuivre

- Étalonner le spectrophotomètre avec l'eau à analyser ;
- Remplir 25 ml de l'eau à analyser dans une cuve ;
- Ajouter une gélule de *cuVer 1* ;
- Laisser se reposer pendant 2 min ;
- Mettre la solution dans le spectrophotomètre ;
- Lire directement le résultat.

1.7 Zinc

- la longueur d'onde est de 620 nm ;
- Remplir 50 ml de l'eau à analyser dans un Erlenmeyer ;
- Ajouter une gélule de *ZincoVer 5* ;
- Remplir 25 ml dans une cuve pour l'étalonnage du spectrophotomètre ;
- Ajouter au 25 ml restantes, 1ml *cyclohexanone* ;
- Agiter pendant 1 min ;
- Remplir 25 ml dans une 2^{ème} cuve ;
- Laisser se reposer pendant 6 min ;
- Mettre la 2^{ème} cuve dans le spectrophotomètre ;
- Lire directement la concentration.

1.8 Chlore libre

- Étalonner le spectrophotomètre avec l'eau à analyser ;

- Remplir 25 ml de l'eau à analyser dans une cuve ;
- ajouter une gélule de *DPD free* ;
- Laisser se reposé presque 1 min ;
- Mettre la cuve dans le spectrophotomètre ;
- Lire directement le résultat.

1.9 Sulfate

- Étalonner le spectrophotomètre avec l'eau à analyser ;
- Remplir 25 ml de l'eau à analyser dans une cuve ;
- Ajouter une gélule de *sulfaver 4* ;
- Laisser se reposé pendant 5 min ;
- Mettre la cuve dans le spectrophotomètre ;
- Lire directement le résultat.

1.10 Fer (Fe)

- Étalonner le spectrophotomètre avec l'eau à analyser ;
- Remplir 25 ml de l'eau à analyser dans une cuve ;
- Ajouter une gélule de *FerroVer* ;
- Laisser se reposé pendant 2 min ;
- Mettre la cuve dans le spectrophotomètre ;
- Lire directement le résultat.

1.11 Nickel

- Étalonner le spectrophotomètre avec *Chloroforme* ;
- Remplir 300 ml d'eau à analyser dans un Erlenemayer ;
- Ajouter une gélule de *Nikel I* ;
- Laisse se reposé pendant 5 min ;
- Ajouter une gélule de *Nikel II* ;
- Laisser se reposé pendant 5 min ;
- Mettre la solution dans un ballon à robinet ;
- Ajouter 10 ml de *Chloroforme* ;
- Récupérer le culot et répéter l'opération 3 fois pour récupérer 25 ml de la solution ;
- Mettre la cuve dans le spectrophotomètre ;
- Lire directement le résultat.

1.12 Orthophosphate

- Étalonner le spectrophotomètre avec l'eau à analyser ;

- Remplir 25 ml de l'eau à analyser dans une cuve ;
- Ajouter une gélule de *PhosVer3* ;
- Laisser se reposer pendant 2 min ;
- Mettre la cuve dans le spectrophotomètre ;
- Lire directement le résultat.

2. Méthode colorimétrique

2.1 Dureté totale

- Mettre 10 ml de l'eau à analyser dans un Erlenmeyer ;
- Ajouter 3 gouttes de solution tampon (*Ammoniac*) avec un le pH compris entre 9 et 10 ;
- Ajouter une gélule de *Manver II* ;
- Titrer avec *EDTA* (acide éthylène diamine tétra acétique) 0,02 N, jusqu'à virage de la couleur vers le bleu ;
- Résultat : Dureté totale = $V \cdot 100$.

2.2 Calcium

- Mettre 10 ml de l'eau à analyser dans un Erlenmeyer ;
- Ajouter 3 gouttes de *KOH* (8 N) ;
- Ajouter une gélule de *Claver 2* (NaOH) dont la solution vire vers le rose ;
- Titrer avec *EDTA* (acide éthylène diamine tétraacétique) jusqu'à virage de couleur vers le bleu ;
- Résultat : Calcium = $V_1 \cdot 100$.

2.3 Carbonate

- Mettre 10 ml de l'eau à analyser dans un Erlenmeyer ;
- Ajouter 1 goutte de *phénolphtaléine* ;
- Si la couleur :
 - ✓ ne vire pas c.à.d. que l'eau ne contient pas du carbonate ;
 - ✓ vire vers le rose c.à.d. que l'eau contient du carbonate et titrer avec *l'acide sulfurique* (0,02N) jusqu'à virage de couleur vers le transparent ;
- Résultat : Carbonate = $V_1 \cdot 100$.

2.4 Bicarbonate

- Mettre 10 ml de l'eau à analyser dans un Erlenmeyer ;
- Ajouter un indicateur Mixte (*rouge de méthylène et Vert de Bromocresol*) ;

- la solution vire vers le bleu, ensuite titrer avec *l'acide sulfurique* (0,02N) jusqu'à virage de couleur vers le rose ;

- Résultat : Bicarbonate = $(V_1 + V_2) \cdot 100$; V_2 : volume de l'acide sulfurique utilisé.

2.5 Chlorures

- Mettre 10 ml de l'eau à analyser dans un Erlenmeyer ;

- Ajouter 5 gouttes de *chromate de potassium* (couleur jaune) ;

- Titrer avec une solution de *nitrate d'argent*, jusqu'à virage de la couleur vers le rouge brique ;

- Résultat : Chlorures = $V \text{ (ml)} \times 4 \text{ }^\circ\text{F}$.

3. Utilisation d'un multi-paramètre HACH

Le pH, l'oxygène dissous, la conductivité électrique, la salinité et le total des solides dissous ont été mesurés au moyen d'un multi-paramètre HACH (Sens IONTM 156).

- Étalonner le multi-paramètre HACH (Sens IONTM 156) ;
- Tremper l'électrode dans l'eau à analyser ;
- Lire le résultat ;
- Rincer l'électrode par l'eau d'ionisée après chaque lecture.

4. Utilisation d'un turbidimètre HACH

La turbidité est mesurée à l'aide d'un turbidimètre HACH (2100N, turbidimètre).

- Étalonner le turbidimètre HACH (2100N, turbidimètre) ;
- Tremper l'électrode dans l'eau à analyser ;
- Lire le résultat ;
- Rincer l'électrode par l'eau d'ionisée après chaque lecture.

Annexe 3

Liste des rotifères utilisés comme indicateurs de saprobité.

S (x, o, b, a, p) : abréviation du degré de saprobité ; x : xénosaprobe, o : oligosaprobe, b : betamesosaprobe, a : alphamesosaprobe, p : polysaprobe ; I_i : indicatrice de l'espèce. S_i : indice saprobique individuel.

Taxon	s	x	o	b	a	p	I _i	S _i
Acyclus trilobus (LUCKS)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Adineta barbata JANSON	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Adineta elongata RODEWALD	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Adineta glauca WULFERT	x	8	2	-	-	-	4	0.2
Adineta gracilis JANSON	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Adineta oculata (MILNE)	b	-	-	7	3	-	4	2.3
Adineta v. vaga (DAVIS)	o-b	-	3	5	2	-	2	1.9
Adineta vaga minor BRYCE	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Albertia typhlina HARRING & MYERS	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Anuraeopsis fissa (GOSSE)	o	-	8	2	-	-	4	1.2
Argonotholca foliacea (EHRENBERG)	o	-	8	2	-	-	4	1.2
Ascomorpha ecaudis PERTY	o	-	7	3	-	-	4	1.3
Ascomorpha minima HOFSTEN	b	-	3	7	-	-	4	1.7
Ascomorpha saltans BARTSCH	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Ascomorphella volvocina (PLATE)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Aspelta cincinator (GOSSE)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Aspelta lestes HARRING & MYERS	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Asplanchna brightwelli GOSSE	b	-	+	7	3	-	4	2.3
Asplanchna girodi DE GUERNE	o-b	-	6	4	-	-	3	1.4
Asplanchna herricki DE GUERNE	o	-	8	2	-	-	4	1.2
Asplanchna intermedia HUDSON	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Asplanchna priodonta henrietta LANGHANS	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Asplanchna p. priodonta GOSSE	o-b	1	4	4	1	-	1	1.5
Asplanchna sieboldi (LEYDIG)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Asplanchnopus multiceps (SCHRANK)	o	-	7	3	-	-	4	1.3
Atrochus tentaculatus WIETZEJSKI	b	-	-	9	1	-	5	2.1
Bdelloidea g.sp.	b	-	1	6	3	-	3	2.2
Beauchampia crucigera (DUTROCHET)	b	-	1	9	-	-	5	1.9
Bipalpus hudsoni (IMHOF)	o	-	8	2	-	-	4	1.2
Brachionus a. angularis GOSSE	b-a	-	-	5	5	-	3	2.5
Brachionus angularis bidens PLATE	b	-	1	7	2	-	4	2.1
Brachionus bennini LIESSLING	b	-	-	10	-	-	5	2.0
Brachionus bidentata jirovci BARTOŠ	b	-	-	10	-	-	5	2.0
Brachionus b. budapestinensis DADAY	b	-	-	10	-	-	5	2.0
Brachionus budapestinensis lineatus SKORIKOV	b	-	-	10	-	-	5	2.0
Brachionus calyciflorus PALLAS	b-a	-	-	5	5	-	3	2.5
Brachionus d. diversicornis (DADAY)	b	-	-	10	-	-	5	2.0
Brachionus diversicornis homoceros (WIERZEJSKI)	b	-	-	10	-	-	5	2.0
Brachionus falcatus ZACHARIAS	b	-	-	10	-	-	5	2.0
Brachionus f. forficula (WIERZEJSKI)	b	-	-	10	-	-	5	2.0
Brachionus leydigii COHN	b	-	-	8	2	-	4	2.2
Brachionus plicatilis O. F. MÜLLER	b	-	-	10	-	-	5	2.0
Brachionus quadridentatus HERMANN	b	-	-	8	2	-	4	2.2
Brachionus rubens EHRENBERG	a	-	-	1	6	3	3	3.2
Brachionus sericus ROUSSELET	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Brachionus sessilis VARGA	b	-	3	7	-	-	4	1.3
Brachionus urceolaris O. F. MÜLLER	b	-	-	8	2	-	4	2.2
Bryceela stylata (MILNE)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Bryceela tenella (BRYCE)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Cephalodella apocolea MYERS	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Cephalodella auriculata (O. F. MÜLLER)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Cephalodella biungulata WULFERT	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Cephalodella catellina (O. F. MÜLLER)	b-o	-	4	5	1	-	2	1.7
Cephalodella deformis DONNER	b	-	-	10	-	-	5	2.0

Annexes

Taxon	s	x	o	b	a	p	I ₁	S ₁
<i>Embata commensalis</i> (WESTERN)	b-a	-	1	4	5	-	2	2.4
<i>Embata laticeps</i> MURRAY	o	2	6	2	-	-	3	1.0
<i>Embata parasitica</i> (GIGLIOLI)	o	3	4	3	-	-	2	1.0
<i>Encentrum arvicola</i> WULFERT	o	-	7	3	-	-	4	1.3
<i>Encentrum asellicola</i> BARTOŠ	a	-	-	2	8	-	4	2.8
<i>Encentrum diglandula</i> (ZAVADOVSKIJ)	b	-	-	10	-	-	5	2.0
<i>Encentrum felis</i> (O. F. MÜLLER)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Encentrum kulmatyckii</i> WISZNIEWSKI	b-a	-	-	5	5	-	3	2.5
<i>Encentrum lupus</i> WULFERT	a-b	-	1	4	5	-	2	2.4
<i>Encentrum lutra</i> WULFERT	o	-	9	1	-	-	5	1.1
<i>Encentrum mariae</i> KONIAR	o	-	10	-	-	-	5	1.0
<i>Encentrum marinum</i> (DUJARDIN)	b	-	-	10	-	-	5	2.0
<i>Encentrum martes</i> WULFERT	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Encentrum martoides</i> FOTT	o	-	10	-	-	-	5	1.0
<i>Encentrum minax</i> DONNER	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Encentrum moldavicum</i> SLÁDEČEK	b	-	1	9	-	-	5	1.9
<i>Encentrum mucronatum</i> WULFERT	o	2	8	-	-	-	4	0.8
<i>Encentrum mustella</i> (MILNE)	b	-	1	9	-	-	5	1.9
<i>Encentrum parvum</i> DONNER	b	-	-	10	-	-	5	2.0
<i>Encentrum putorius armatum</i> DONNER	b	-	-	10	-	-	5	2.0
<i>Encentrum putorius externum</i> DONNER	b	-	-	10	-	-	5	2.0
<i>Encentrum p. putorius</i> WULFERT	b	-	-	10	-	-	5	2.0
<i>Encentrum putoroides</i> WULFERT	o	-	10	-	-	-	5	1.0
<i>Encentrum rapax</i> (DONNER)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Encentrum sorex</i> WULFERT	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Encentrum sutor</i> WISZNIEWSKI	o	-	10	-	-	-	5	1.0
<i>Encentrum sutoroides</i> WULFERT	o	-	9	1	-	-	5	1.1
<i>Enteroplea lacustris</i> EHRENBERG	o	-	7	3	-	-	4	1.3
<i>Eosphora ehrenbergii</i> WEBER	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Eosphora najas</i> EHRENBERG	b-o	-	4	5	1	-	2	1.7
<i>Eothinia elongata</i> (EHRENBERG)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
<i>Eothinia lucens</i> (GLASCOTT)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Epiphanes b. brachionus</i> (EHRENBERG)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Epiphanes brachionus spinosus</i> (ROUSSELET)	b	-	-	10	-	-	5	2.0
<i>Epiphanes clavulata</i> (EHRENBERG)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Epiphanes senta</i> (O. F. MÜLLER)	a	-	-	1	8	1	4	3.0
<i>Erignatha clastopis</i> (GOSSE)	o-b	-	6	4	-	-	3	1.4
<i>Euchlanis alata</i> VORONKOFF	b	-	-	10	-	-	3	1.5
<i>Euchlanis deflexa</i> GOSSE	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Euchlanis dilatata</i> EHRENBERG	o-b	-	3	5	2	-	2	1.9
<i>Euchlanis incisa</i> CARLIN	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Euchlanis lucksiana</i> HAUER	o	-	10	-	-	-	5	1.0
<i>Euchlanis meneta</i> MYERS	o	-	10	-	-	-	5	1.0
<i>Euchlanis oropha</i> GOSSE	b	-	3	5	2	-	2	1.9
<i>Euchlanis parva</i> ROUSSELET	b	-	3	5	2	-	2	1.9
<i>Euchlanis pyriformis</i> GOSSE	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Euchlanis triquetra</i> EHRENBERG	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Eudactylota eudactylota</i> (GOSSE)	o	-	8	2	-	-	4	1.2
<i>Filinia brachiata</i> (ROUSSELET)	o	-	9	1	-	-	5	1.1
<i>Filinia cornuta</i> (WEISSE)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
<i>Filinia longiseta limnetica</i> (ZACHARIAS)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Filinia l. longiseta</i> (EHRENBERG)	b-a	-	1	5	4	-	2	2.3
<i>Filinia maior</i> (COLDITZ)	b	-	-	10	-	-	5	2.0
<i>Filinia passa</i> (O. F. MÜLLER)	b-o	-	4	6	-	-	3	1.6
<i>Filinia terminalis</i> (PLATE)	o-b	-	6	4	-	-	3	1.4
<i>Floscularia conifera</i> (HUDSON)	o	-	10	-	-	-	5	1.0

Annexes

Taxon	s	x	o	b	a	p	I _i	S _i
Floscularia janus (HUDSON)	o	-	9	1	-	-	5	1.1
Floscularia melicerta (EHRENBERG)	o	-	9	1	-	-	5	1.1
Floscularia ringens LINNÉ	b	-	1	9	-	-	5	1.9
Gastropus stylifer IMHOF	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Habrotrocha a. angusticollis (MURRAY)	o	-	8	2	-	-	4	1.2
Habrotrocha angusticollis attenuate (MURRAY)	o	-	8	2	-	-	4	1.2
Habrotrocha annulata (MURRAY)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Habrotrocha bidens (GOSSE)	b	-	2	5	3	-	2	2.1
Habrotrocha collaris (EHRENBERG)	b	-	2	7	1	-	3	1.9
Habrotrocha constricta (DUJARDIN)	b	-	3	5	2	-	2	1.9
Habrotrocha crenata sphagnophila PAWLOWSKI	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Habrotrocha elegans (MILNE)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Habrotrocha flava BRYCE	b	-	2	6	2	-	3	2.0
Habrotrocha gracilis MONTET	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Habrotrocha lata (BRYCE)	o	-	8	2	-	-	4	1.2
Habrotrocha longula BRYCE	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Habrotrocha microcephala (MURRAY)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Habrotrocha munda BRYCE	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Habrotrocha pulchra (MURRAY)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Habrotrocha reclusa (MILNE)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Habrotrocha roeperi (MILNE)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Habrotrocha rosa DONNER	b	-	2	5	3	-	2	2.1
Habrotrocha sylvestris BRYCE	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Habrotrocha thermalis PAX & WULFERT	x	10	-	-	-	-	5	0.0
Habrotrocha thienemanni HAUER	b	-	3	6	1	-	3	1.8
Habrotrocha tridens globigera DONNER	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Habrotrocha t. tridens (MILNE)	o	-	8	2	-	-	5	1.2
Habrotrocha tripus (MURRAY)	b	-	3	5	2	-	2	1.9
Hexarthra fennica LEVANDER	b	-	3	7	-	-	4	1.7
Hexarthra intermedia WISZNIEWSKI	o	-	8	2	-	-	4	1.2
Hexarthra mira (HUDSON)	b	-	2	8	-	-	4	1.8
Hexarthra mollis BARTOŠ	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Hexarthra oxyuris ZERNOW	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Hexarthra propinqua BARTOŠ	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Hexarthra reducens BARTOŠ	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Itura a. aurita (EHRENBERG)	o-b	-	6	4	-	-	3	1.4
Itura aurita intermedia WULFERT	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Itura myersi WULFERT	b	-	-	10	-	-	5	2.0
Kellicottia longispina (KELLICOTT)	o	1	6	3	-	-	3	1.2
Keratella c. cochlearis (GOSSE)	b-o	1	3	5	1	-	1	1.7
Keratella cochlearis hispida LAUTERBORN	o	2	5	3	-	-	2	1.1
Keratella cochlearis leptacantha (LAUTERBORN)	o	2	5	3	-	-	2	1.1
Keratella cochlearis robusta LAUTERBORN	o	2	5	3	-	-	2	1.1
Keratella hiemalis CARLIN	o	2	5	3	-	-	2	1.1
Keratella irregularis (LAUTERBORN)	o	2	5	3	-	-	2	1.1
Keratella paludosa (LUCKS)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Keratella quadrata (O. F. MÜLLER)	o-b	2	3	5	+	-	2	1.5
Keratella serrulata (EHRENBERG)	o	-	9	1	-	-	5	1.1
Keratella testudo (EHRENBERG)	o	2	5	3	-	-	2	1.1
Keratella ticinensis (CALLERIO)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Keratella v. valga EDMONDSON & HUTCHINSON	o-b	-	6	4	-	-	3	1.4
Keratella valga tropica APSTEIN	b	-	2	8	-	-	4	1.8
Lacinularia flosculosa (O. F. MÜLLER)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Lecane (Hemimonostyla) agilis (BRYCE)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (H.) bryophila BARTOŠ	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (H.) naxiana HAUER	o	2	6	2	-	-	3	1.0

Annexes

Taxon	s	x	o	b	a	p	i ₁	S ₁
Lecane (Lecane) arcuata HARRING	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) affinis (LEVANDER)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) brachydaetyla (STENROOS)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) clara (BRYCE)	o-b	-	4	4	2	-	2	1.8
Lecane (L.) elasma HARRING & MYERS	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) elongata HARRING & MYERS	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) elsa HAUER	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) flexilis GOSSE	o	-	9	1	-	-	5	1.1
Lecane (L.) gissensis (ECKSTEIN)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) hornemanni (EHRENBERG)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Lecane (L.) hospes DONNER	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) inermis (BRYCE)	b	-	3	5	2	-	2	1.9
Lecane (L.) intrasinuata (OLOFSON)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) jessupi HARRING	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) lauterborni HAUER	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) ligona (DUNLOP)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) ludwigii (ECKSTEIN)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) luna O. F. MÜLLER	o-b	1	4	4	1	-	1	1.5
Lecane (L.) magna (STENROOS)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Lecane (L.) mira (MURRAY)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) nana (MURRAY)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) pumila (ROUSSELET)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) signifera ploenensis VOIGT	o	-	9	1	-	-	5	1.1
Lecane (L.) stichaea HARRING	b-o	-	4	5	1	-	2	1.7
Lecane (L.) subtilis HARRING & MYERS	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) sulcata (GOSSE)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) tenuiseta HARRING	b	-	3	5	2	-	2	1.9
Lecane (L.) tryphema HARRING & MYERS	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (L.) unguata (GOSSE)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Lecane (Monostyla) acus HARRING	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (M.) arcuata (BRYCE)	o-b	-	4	4	2	-	2	1.8
Lecane (M.) bifurca (BRYCE)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (M.) bulla (GOSSE)	o-b	+	3	5	2	-	2	1.9
Lecane (M.) closteroerca (SCHMARDA)	b	+	2	5	3	-	2	2.1
Lecane (M.) cornuta (O. F. MÜLLER)	b	-	2	8	-	-	4	1.8
Lecane (M.) decipiens (MURRAY)	b	-	2	6	2	-	3	2.0
Lecane (M.) furcata (MURRAY)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (M.) galeata (BRYCE)	b	-	3	5	2	-	2	1.9
Lecane (M.) hamata (STOKES)	o	+	6	3	1	-	3	1.4
Lecane (M.) lunaris (EHRENBERG)	o-b	+	3	4	3	-	3	2.0
Lecane (M.) pideis HARRING & MYERS	b	-	2	5	3	-	2	2.1
Lecane (M.) pygmaea (DADAY)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (M.) pyriformis (DADAY)	b	-	2	6	2	-	3	2.0
Lecane (M.) quadridentata (EHRENBERG)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Lecane (M.) scutata HARRIS & MYERS	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lecane (M.) stenroosi (MEISSNER)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Lecane (M.) subulata HARRIS & MYERS	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lepadella (Heterolepadella) ehrenbergii PERTY	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Lepadella (H.) nympa DONNER	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Lepadella (Lepadella) a. acuminata (EHRBG)	o	-	7	3	-	-	4	1.3
Lepadella (L.) acuminata sexcostata BARTOŠ	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Lepadella (L.) adjuncta DONNER	b	-	-	10	-	-	5	2.0
Lepadella (L.) costata WULFERT	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Lepadella (L.) cristata (ROUSSELET)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Lepadella (L.) dactyliseta STENROOS	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Lepadella (L.) elliptica WULFERT	o	-	10	-	-	-	5	1.0

Annexes

Taxon	s	x	o	b	a	p	I _i	S _i
Mytilina compressa (GOSSE)	b-a	-	-	5	5	-	3	2.5
Mytilina crassipes (LUCKS)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Mytilina m. mucronata O. F. MÜLLER	b	-	3	6	1	-	3	1.8
Mytilina mucronata spinigera (EHRENBERG)	b	-	2	7	1	-	3	1.9
Mytilina mutica (PERTY)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Mytilina trigona (GOSSE)	a-b	-	1	5	4	+	3	2.3
Mytilina ventralis brevispina (EHRENBERG)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Mytilina ventralis macracantha (GOSSE)	b	-	2	8	-	-	4	1.8
Mytilina v. ventralis (EHRENBERG)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Notholca acuminata (EHRENBERG)	o-b	-	6	4	-	-	3	1.4
Notholca labis GOSSE	o	-	7	3	-	-	4	1.3
Notholca squamula (O. F. MÜLLER)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Notommata allantois WULFERT	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Notommata aurita (O. F. MÜLLER)	b-a	-	2	4	4	-	2	2.2
Notommata brachyota EHRENBERG	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Notommata cerberus (GOSSE)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Notommata copeus EHRENBERG	o	-	8	2	-	-	4	1.2
Notommata cyrtopus GOSSE	b	-	3	4	3	-	2	2.0
Notommata diasema MYERS	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Notommata falcinella HARRING & MYERS	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Notommata glyphura WULFERT	o	-	6	3	1	-	3	1.4
Notommata groenlandica BERGENDAL	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Notommata pachyura (GOSSE)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Notommata pseudocerberus BEAUCHAMP	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Notommata saccigera EHRENBERG	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Notommata tripus EHRENBERG	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Notommata voighti DONNER	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Otostephanus annulatus KONIAR	x-o	6	4	-	-	-	3	0.4
Otostephanus auriculatus bilobatus HAUER	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Otostephanus donneri (DONNER)	b	-	2	6	2	-	3	2.0
Otostephanus monteti MILNE	b	-	2	6	2	-	3	2.0
Paracolurella pertyi (HOOD)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Paradicranophorus hudsoni (GLASCOTT)	b	-	2	8	-	-	4	1.8
Parententrum longidens (DONNER)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
Parententrum lutetiae HARRING & MYERS	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Parententrum plicatum (EYFERTH)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Parententrum semiplicatum (WULFERT)	o-b	-	4	6	-	-	3	1.6
Parententrum saundersiae (HUDSON)	b-a	-	-	5	5	-	3	2.5
Philodina a. acuticornis MURRAY	x-o	6	4	-	-	-	3	0.4
Philodina acuticornis minor PAX & WULFERT	x	10	-	-	-	-	5	0.0
Philodina acuticornis odiosa MILNE	b	-	2	6	2	-	3	2.0
Philodina brevipes MURRAY	o-b	-	6	4	-	-	3	1.4
Philodina citrina EHRENBERG	o-b	1	5	2	2	-	1	1.3
Philodina convergens MURRAY	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Philodina erythroptalma EHRENBERG	b	-	-	7	3	-	4	2.3
Philodina flaviceps BRYCE	o-b	-	4	5	1	-	2	1.7
Philodina lepta WULFERT	x	9	1	-	-	-	5	0.1
Philodina megalotrocha EHRENBERG	o-b	-	4	5	1	-	2	1.7
Philodina nitida MILNE	b	-	3	6	1	-	3	1.8
Philodina plena (BRYCE)	a	-	-	1	9	-	5	2.9
Philodina roseola EHRENBERG	b	-	3	4	3	-	2	2.0
Philodina rugosa coriacea BRYCE	o	-	9	1	-	-	5	1.1
Philodina r. rugosa BRYCE	o	-	10	-	-	-	5	1.0
Philodina striata RODEWALD	o	-	9	1	-	-	5	1.1
Philodina tranquilla WULFERT	x	8	2	-	-	-	4	0.2
Philodina tridentata RODEWALD	o	-	8	2	-	-	4	1.2

Annexes

Taxon	s	x	o	b	a	p	I _i	S _i
<i>Ptygura velata</i> (GOSSE)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
<i>Resticula gelida</i> HARRING & MYERS	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Resticula melandocus</i> (GOSSE)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
<i>Resticula plicata</i> WULFERT	o	-	10	-	-	-	5	1.0
<i>Rhinoglena fertöensis</i> VARGA	o	-	9	1	-	-	4	1.1
<i>Rhinoglena frontalis</i> EHRENBERG	b	-	-	10	-	-	5	2.0
<i>Rotaria citrina</i> (EHRENBERG)	o-b	1	4	3	2	-	1	1.4
<i>Rotaria elongata</i> (WEBER)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Rotaria gracilicauda</i> (BORY)	o	1	8	1	-	-	4	1.0
<i>Rotaria haptica</i> (HUDSON & GOSSE)	b	-	2	6	2	-	3	2.0
<i>Rotaria macroceros</i> (GOSSE)	o-b	-	6	4	-	-	3	1.4
<i>Rotaria macrura</i> (EHRENBERG)	b	+	3	5	2	-	2	1.9
<i>Rotaria magnacalcarata</i> (PARSSONS)	b	-	2	6	2	-	3	2.0
<i>Rotaria neptunia</i> (EHRENBERG)	p	-	-	-	2	8	4	3.8
<i>Rotaria neptunoida</i> HARRING	b-a	-	1	4	4	1	1	2.5
<i>Rotaria quadrioculata</i> (MURRAY)	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Rotaria rotatoria</i> (PALLAS)	a	-	+	1	6	3	3	3.2
<i>Rotaria socialis</i> (KELICOTT)	b	-	2	6	2	-	3	2.0
<i>Rotaria s. sordida</i> (WESTERN)	o	-	8	2	-	-	4	1.2
<i>Rotaria tardigrada</i> (EHRENBERG)	b-a	-	+	6	4	-	3	2.4
<i>Rotaria tridens</i> (MONTET)	b-o	-	4	5	1	-	2	1.7
<i>Rotaria trisecata</i> (WEBER)	o-b	-	3	5	2	-	2	1.9
<i>Scaridium longicaudum</i> (O. F. MÜLLER)	o	-	7	3	-	-	4	1.3
<i>Scephanotrocha corniculata</i> BRYCE	o	-	8	2	-	-	4	1.2
<i>Scephanotrocha rubra</i> BRYCE	o	-	9	1	-	-	5	1.1
<i>Sinatherina semibullata</i> (THORPE)	o	-	8	2	-	-	4	1.2
<i>Sinatherina socialis</i> (LINNÉ)	b	-	3	7	-	-	4	1.7
<i>Squatinella aurita</i> WULFERT	o	-	10	-	-	-	5	1.0
<i>Squatinella bifurca</i> (HUDSON)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
<i>Squatinella lamellaris</i> (O. F. MÜLLER)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
<i>Squatinella leydigii</i> (ZACHARIAS)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
<i>Squatinella longispinata</i> (TATEM)	b-o	-	4	6	-	-	3	1.6
<i>Squatinella mutica</i> (EHRENBERG)	o	-	7	3	-	-	4	1.3
<i>Squatinella rostrum</i> (SCHMARDA)	o	-	10	-	-	-	5	1.0
<i>Squatinella tridentata</i> (FRESENIUS)	o	-	9	1	-	-	5	1.1
<i>Stephanoceros fimbriatus</i> (GOLDFUSS)	b	-	1	7	2	-	3	2.1
<i>Synchaeta grandis</i> ZACHARIAS	o	-	9	1	-	-	5	1.1
<i>Synchaeta kitina</i> ROUSSELET	o-b	-	6	4	-	-	3	1.4
<i>Synchaeta longipes</i> GOSSE	o	-	10	-	-	-	5	1.0
<i>Synchaeta oblonga</i> EHRENBERG	b	-	3	6	1	-	3	1.8
<i>Synchaeta pectinata</i> EHRENBERG	o-b	-	4	5	1	-	2	1.7
<i>Synchaeta stylata</i> WIERZEJSKI	o	-	10	-	-	-	5	1.0
<i>Synchaeta tremula</i> O. F. MÜLLER	o	-	8	2	-	-	4	1.2
<i>Taphrocampa annulosa</i> GOSSE	o-b	-	6	4	-	-	3	1.4
<i>Taphrocampa selenura</i> GOSSE	b-o	-	4	6	-	-	3	1.6
<i>Testudinella aspis</i> CARLIN	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Testudinella bidentata</i> (TERNETZ)	o	-	8	2	-	-	4	1.2
<i>Testudinella caeca</i> (PARSONS)	b-a	-	-	6	4	-	3	2.4
<i>Testudinella clypeata</i> (O. F. MÜLLER)	a	-	+	3	6	1	3	2.8
<i>Testudinella elliptica</i> (EHRENBERG)	b	-	1	8	1	-	4	2.0
<i>Testudinella emarginula</i> (STENROOS)	o-b	-	6	4	-	-	3	1.4
<i>Testudinella incisa</i> (TERNETZ)	o	-	7	3	-	-	4	1.3
<i>Testudinella mucronata</i> (GOSSE)	o	-	8	2	-	-	4	1.2
<i>Testudinella patina intermedia</i> ANDERSON	b-o	-	4	6	-	-	3	1.6
<i>Testudinella p. patina</i> HERMANN	b	-	2	7	1	-	3	1.9
<i>Testudinella patina trilobata</i> ANDERSON & SHEPARD	b	-	4	6	-	-	3	1.6

Annexe 4

Tableau 1 : Récapitulation des conditions recommandées par le groupe Méthodologie-Ecotox pour les tests éco-toxicologiques (Santiago *et al.*, 2002).

Bioessai	<i>Daphnia magna</i>
Principe	Inhibition de la mortalité des jeunes puces d'eau, après 24 et 48 heures d'exposition
Organisme d'essai	<i>Daphnia magna</i> Straus, âgée de moins de 24h. ; Jeunes de 3 ^{ème} génération au moins
Milieu et conditions d'essai	
Eau pour milieu de dilution	Eau distillée ou déionisée (< 10 µS/cm)
Teneur en sels du milieu	CaCl ₂ .2H ₂ O (294 mg/l) ; MgSO ₄ .7 H ₂ O (123 mg/l) NaHCO ₃ (65 mg /l) ; KCl (6 mg/l)
pH du milieu de dilution (Conductivité électrique)	7,8 ± 0,2 600 µS/cm
Oxygène dissous	≥ 80% saturation (préparation du milieu)
Température d'essai	20 ± 2°C
Eclairage	obscurité
Appareillage	Enceinte climatisée à 20 ± 2°C, tubes à essais (min. 10 ml)
Mode opératoire	
Volume de solution totale testée	min. 2 ml daphnie (10ml pour 5 daphnies/réplique)
Nombre de concentrations	min. 4 ; gamme de concentration déterminée avec un essai préliminaire de façon à obtenir 3-4 pourcentages D'immobilisation compris entre 10% et 90%
Nombre initial d'organismes	min. 20 daphnies (réparties en 4 répliques)
Nombre min. de répliques	4/ concentration et 4 témoins
Paramètre mesuré	Pourcentage de daphnies immobilisées à 24 et 48 h. ; (immobiles=incapables de se déplacer après légère agitation, même si elles agitent encore leurs antennes)
Substances de référence	dichromate de potassium (K ₂ Cr ₂ O ₇)
Critères de validité	
Témoins	Immobilisation ≤ à 10%
Sensibilité aux substances de référence	CE ₅₀ - 24h comprise entre 0,6 et 2,1 mg K ₂ Cr ₂ O ₇ /l
Autres critères	
Calcul et expression des résultats	Détermination des CE ₅₀ - 24h et -48h, avec méthodes des Probits, moyenne mobile, binomiale, ou estimation graphique sur diagramme gausso-logarithmique.

min : minimum

Tableau 2 : Composition minérale de l'eau de Lalla Khedidja.

Composition	Taux (mg/l)
Potassium	0.54
Calcium	53
Sulfates	7
Magnésium	7
Sodium	5.5
Chlorures	11
Nitrates	0.42
Nitrites	0
Fluor	0.26
Résidus secs	187
Bicarbonates	160
pH	7.22



Assessment of Pollution in Sidi M'Hamed Benali Lake (Algeria) Based on Bioindicators and Physicochemical Parameters

N. El Badaoui^{1*}, Y. Amar², C. Joaqui-Justo³, B. Djahed², H. Ammar⁴, R. Benosman⁵, J.-P. Thomé³

¹Toxicology Laboratory, Djillali Liabès University, Sidi Bel Abbes 22000, Algeria

²Green Laboratory, Djillali Liabès University, Sidi Bel Abbes 22000, Algeria

³Animal Ecology and Ecotoxicology Laboratory, Liege University, Liege, Belgium

⁴Chemistry Laboratory, ENIE, Sidi Bel Abbes 22000, Algeria

⁵Chemistry Laboratory, ADE, Sidi Bel Abbes 22000, Algeria

PAPER INFO

Paper history:

Received 28 July 2015

Accepted in revised form 30 August 2015

Keywords:

Sidi M'hamed Benali Lake
Physicochemical parameters
Saprobic index
Cladocerans
Correlation analysis
Pollution.

ABSTRACT

This study was carried out to investigate the degree, the nature and the origin of pollution in Sidi M'hamed Benali Lake using the physicochemical parameters, saprobic index and cladocerans. For this purpose, water and zooplankton sampling was collected from six sites in lake during five seasons. The average seasonal values of physicochemical parameters showed that the lake undergoes a slight anthropogenic and natural pollution in the dry and wet periods. Presence of certain toxic substances (CN⁻, Cr, Ni) require us to be more careful in irrigation, bathe and the consumption of fishes of that reservoir. Overall, oligo-mesosaprobic to beta-mesosaprobic rotifers have been prevailing in all five seasons indicating that the water was slightly or moderate polluted. The presence of *Bosmina longirostris*, *Daphnia longispina*, *Daphnia cuculata*, *Daphnia ambiga* and *Sididae diaphanosoma brachyrum* indicate bacterial contamination with the intense development of the phytoplankton in the lake, especially in springs and summer. Pearson correlation analysis revealed significant correlation between all of the physicochemical parameters. However, it revealed no significant correlation between zooplanktons occurrence and the majority environmental variables values. In present investigation, the Lake water is relatively little exposed to pollution and does not undergo strong organic pollution.

doi: 10.5829/idosi.ijee.2015.06.04.09

INTRODUCTION

The surface water is an essential resource of the life. It deserves a very detailed attention, considering which it very faded and is seriously threatened by the natural processes (weathering processes, precipitation rate, soil erosion) and the anthropogenic activities [1]. The latter, induce strong alterations of physicochemical characteristics and of biocenose diversity that could have dangerous consequences for the whole ecosystem [2-4]. Thus, they generate polluting elements which damage their use for drinking, bathing, industrial, agricultural, reaction or other purposes [5, 6].

In order to provide a complete array of information for the assessment of water quality, the best way is to

compile a range of different physical, chemical and biological parameters [7, 8]. Zooplankton is a good indicator of changes in water quality because it is strongly affected by environmental conditions and responds quickly to changes in environmental quality [3, 4, 7, 9, 10]. Among zooplankton, some cladocères as *Bosmina longirostris* and *Chydorus sphaericus* are commonly used as eutrophic indicators of conditions [10]. The rotifers with their high population turnover rates are particularly sensitive to water quality changes. They are good indicators of saprobity [11].

The Sidi M'Hamed Benali (SMB) Lake is a decantation barrage. Constructed in 1945 to attenuate the force of the current due to the rise of water during the rainy season, and prevent the flooding in the center of the Sidi Bel Abbes city. The overflow is diverted through an underground channel 5 km to feed the Sarno Wadi dam by water at least limpid, used directly for

* Corresponding author: N. El Badaoui
E-mail: elbadaoui.naima@gmail.com, Tel : +213553409188

irrigation and indirectly (after treatment) as drinking water.

The lake constitutes essentially of deposit lake and alluvia ancient, with a calcareous crust. The remaining material is a combination of marl and clay. It is surrounded by a very rich vegetation, and presents an important richness of aquatic ecosystems (fishes, planktons, ducks...). But still not far around the lake, fields of cultivation of cereals are spread out. These fields lead the contamination of the lake by excess fertilizers and pesticides. Thus, he receives various pollutants its watershed and particularly the Mekerra wadi which became an open sewer [12].

During almost all the time and particularly during the summer season, it constitutes a relaxation center (bathe, fishing, camping). Anthropogenic activities on the lake are numerous: agricultural activities, anarchistic and abusive and not regulated fishing (the growing number of fishermen) and the high number of visitors involving automatically heaps of rubbish and waste of bivouac, behind them and washing of cars. Then this ecosystem is submitted to both influences, urban and rural. The pollution involves an imbalance of these ecosystems and pushed us to make this study.

The present study was made to assess water quality of the SMB Lake of the Sidi Bel Abbes city using the physicochemical parameters and bioindicators organisms (rotifers and cladocerans). It is necessary to determine the degree, the nature and the origin of pollution and its impact on the fauna and the flora.

MATERIALS AND METHODS

The study area is located at 4 km northern part of Sidi Bel Abbes city. It covers an area of 40 ha, located at an altitude of 460 m (coordinated geographical: $X_1=195.3$, $Y_1=220.7$; $X_2=195.9$, $Y_2=221.6$). The lake is located at the outskirts of the mountainous massif of Tessala, Hajar, and Meraei Kerrouche, which is a southern watershed feeding the different bodies of water in the region during the rainy periods. It has a capacity of about 3 million m^3 and a maximum depth of 30 m. It's subject to a semi-arid climate with cool winters and dry season followed by a short rainy season. The highly variable rainfall from year to year, on average 400mm. Six sites were chosen in the littoral zone of the lake (Figure 1). The sampling of physicochemical parameters and zooplankton was carried out every other month, from March 2011 to August 2012 except July and August 2011 (five seasons: spring, autumn, winter 2011 and spring, summer 2012), about 2 - 4 m of distance towards the broad and 20 -30 cm of depth. All the samples were taken in the morning between 8:00 to 10:00am. The water samples were carried in one liter

glass bottle sterile and kept in a low temperature (stored in ice) until the samples were transferred to laboratory for further analysis. The water temperature was recorded in situ with a mercury thermometer. The parameters such as dissolved oxygen (DO), electrical conductivity (EC), salinity, and the total dissolved solids (TDS) were measured with a multi-parameter HACH (SensIONTM156). Turbidity is measured with a turbidimeter HACH (2100N, turbidimeter). Carbonate alkalinity (CO_3^{2-}), bicarbonate alkalinity (HCO_3^-), total hardness and chloride (Cl⁻) were carried out according to colorimetric methods stated in literature [13]. Nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-), sulphate (SO_4^{2-}), orthophosphates (PO_4^{3-}), cyanide (CN⁻), zinc (Zn), nickel (Ni), chromium (Cr), copper (Cu) and total iron (Fe) were quantified with spectrophotometry (spectrophotometer HACH DR/EL2) used a case HACH DR/EL2, when which each of them has kits, a wavelength and a specific method of analysis.

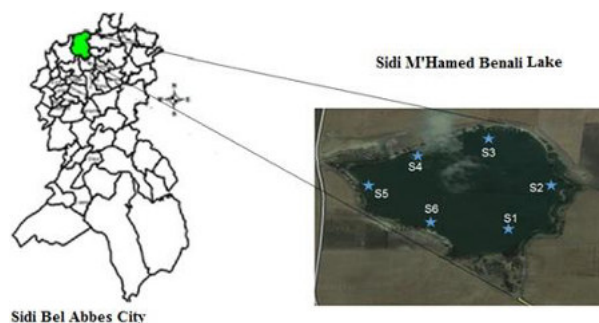


Figure 1: Sampling sites at the SMB Lake.

The sampling of zooplankton was carried out horizontal line through 55 μm mesh plankton net. The end of net comprises a recipient equipped with the same net whose concentrated species were emptied in a clean glass bottle. The collected samples were brought to laboratory and filtered with the same net (55 μm). The zooplankton recuperate was anaesthetized immediately in saturated CO_2 solution (V/V: mineral water + commercial soda-water) and fixed by 4% formaldehyde according to literature recommendations [3, 4]. The identification of the individual is carried with a binocular loupe (Olympus, SZ60) or a contrasting phase microscope (Olympus BX50). Rotifers and cladocerans were identified to various taxonomic levels (genera or species). Several identification keys were used for these determinations [13-19]. The rotifers were classified in different classes according to their saprobic valences determined [11].

Numerical data were presented as seasonal average and standard deviation (SD) by using Excel 2010. The Pearson correlation coefficient at a confidence limit of 95% and the value of $p < 0.05$ was applied using Systat

13.0 to study the relation between all of the physicochemical parameters of water and also the zooplankton occurrence and the environmental parameters.

RESULT AND DISCUSSION

The hydrobiological regime of the SMB Lake during the period of study is characterized by large variations of physicochemical parameters. Descriptive statistics of the physicochemical parameters including the seasonal average and standard deviation are summarized in Table 1.

The values of average seasonal water temperature obeys perfectly to the seasonal variation, the lowest temperatures were found in winter (13.91°C) and the highest in summer (25.36°C), thus distinguishing between a warm and a cold season. The seasonal variability of the water temperature is related exclusively to the time concept and not to sampling stations [20-22]. However, several authors [23-25] showed that it varies regularly on the longitudinal profile of a lake according to the atmospheric temperature and the weather conditions. Its condition is based on the possibilities of development and the duration of the biological cycle of each species.

The water pH values are in alkaline zone. Their average seasonal values varied from 7.57 to 8.58 and it doesn't present very important fluctuations except for the summer which records the highest values. Arrignon [26] and Rodier *et al.* [24] showed that the pH values varied from 5-9 are most favorable for fish life. However, according to reported literature [21], pH

values of 6.5 to 7.8 for water is the most favorable for fish production and 7.5 to 8.5 for average fish production. Thus, the present values of pH may be considered as suitable for fish life and production.

In the present investigation, the values of mean seasonal water EC content ranged from 1468.46–1691.33 US/Cm. It is proportional to the time. The increase in mineralization in summer would be favored by the reduction in the flow of water (a minimum capacity of the lake); this is according to literature [20, 28] and with the acceleration of the mineralization of the organic matter by a bacterial process [20, 29]. Rodier *et al.* [24], estimate that the EC higher than 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ corresponds to a high mineralization and a rate higher than 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ makes that water as not easily usable in the irrigated zones. From that we can deduce that the water of SMB Lake was charged with minerals (dissolved salts) and normally would not be used for the irrigation.

The Salinity varies between 0.73 to 0.9%, it is influenced by precipitations and liberate of fish. The values, showed salinity is proportional to time for seasons. The curve takes a right form of the autumn at the winter.

The average concentrations of the TDS are proportional to the time. It is higher in summer (853.17 mg/l) and lower in spring 2011 (748.19 mg/l). Generally, the TDS concentrations in the lake are essentially influenced by extreme anthropogenic activities and runoff with high suspended matter [30].

Except for spring 2011 (509.58 mg/l), a total hardness undergoes a reduction in the autumn to spring then it marks a peak of 542.89 mg/l in summer. Generally, the total hardness is depending on the

Table 1: Descriptive statistics of physicochemical water parameters for five seasons of investigation period

Seasons Parameters	Spring 2011		Autumn		Winter		Spring 2012		Summer	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
T (°C)	21.33	5.45	19.78	5.34	13.91	4.44	20.18	4.58	25.36	2.44
pH	7.93	0.29	7.60	0.25	7.93	0.14	7.57	0.20	8.58	0.97
EC (US/Cm)	1468.46	56.46	1586.72	51.79	1619.28	26.52	1681.45	19.28	1691.33	12.26
Hardness (mg/l)	509.58	31.98	572.22	4.20	556.67	31.23	441.67	10.93	542.89	83.33
Turbidity (UNT)	6.02	2.42	7.11	4.31	5.90	4.50	3.91	2.07	6.93	0.42
Salinity (‰)	0.73	0.06	0.80	0.00	0.80	0.00	0.83	0.06	0.90	0.00
TDS (mg/l)	748.19	5.68	789.06	28.29	806.22	14.33	838.56	10.47	853.17	3.50
CO ₃ ²⁻ (mg/l)	19.17	6.87	46.11	23.35	29.44	5.85	16.11	3.47	29.17	8.46
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	143.13	20.87	130.67	2.52	145.00	14.53	110.00	6.01	185.28	17.21
Cl ₂ (mg/l)	0.10	0.02	0.12	0.01	0.16	0.15	0.27	0.14	0.28	0.14
DO (mg/l)	7.56	0.20	6.73	0.12	9.95	2.09	5.63	0.25	5.65	0.17
NO ₃ ⁻ (mg/l)	3.86	1.22	3.61	0.27	4.30	0.60	3.23	0.44	3.19	0.13
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0.23	0.08	0.04	0.01	0.06	0.01	0.29	0.01	0.30	0.00
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	69.96	3.11	68.89	1.58	69.67	1.64	63.50	3.98	70.00	0.67
Cl ⁻ (mg/l)	516.94	82.92	495.67	14.50	439.17	71.83	454.56	68.84	592.50	31.61
PO ₄ ⁻ (mg/l)	1.40	0.44	0.99	0.29	0.82	0.53	0.72	0.46	1.21	0.93
Fe (mg/l)	0.03	0.02	0.06	0.02	0.07	0.01	0.07	0.00	0.05	0.02
Cn (mg/l)	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00
Cr (mg/l)	0.01	0.00	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.00	0.01	0.01
Cu (mg/l)	0.24	0.19	0.14	0.07	0.06	0.01	0.15	0.04	0.30	0.05
Ni (mg/l)	0.03	0.01	0.02	0.00	0.03	0.01	0.05	0.5	0.03	0.00
Zn (mg/l)	0.03	0.01	0.02	0.01	0.02	0.00	0.02	0.01	0.02	0.00

geology of the area with which the surface water is associated [30].

The values of average seasonal water turbidity are irregular in the time. It is higher in autumn and the lowest in spring 2012. The turbidity in water is caused by the substances not present in the form of true solution.

The highest average concentration of CO_3^{2-} was 46.11 mg/l in autumn and the lowest was 16.11 mg/l in spring 2012.

The average concentration of HCO_3^- ranged from 110 mg/l (spring 2012) to 185.28 mg/l (summer). On the basis of average value of HCO_3^- , the lake water can be classified under high category of nutrient types after the classification [31] as the alkalinity values were > 100 mg/l. On the basis of literature [32] classification it can be safely termed as hard water type. Thus lake water can be regarded to be of high productive value.

The high HCO_3^- was recorded in summer, according to which was possibly due to the low rainfall and evaporation of water which cause a low volume of water causing an increase in alkalinity. This is according to observations have been made [21, 33, 34].

The average concentration of the Cl_2 undergoes a seasonal variation proportional to time. The average concentrations increase, slightly in autumn and the winter and strongly in spring and summer. The source would be the products of cars scrubbing [24]; generally it is the dry period where there are many tourists.

The values of DO increased in the wet period (maximum peak of 9.95 mg/l) comparing to the dry period (minimal peak of 5.63 mg/l). According to literature [24], this solubility is function to the temperature, the atmospheric partial pressure and salinity. When the temperature rises, the DO content decreases because of its lower solubility, but also a cause of the consumption increased by the living beings and the bacteria which multiply. Consequently the reduction of nitrates to nitrite and sulphates to sulphide can be favored. The rates of DO are inversely proportional to the temperature and salinity. High DO during winter was observed by several authors [29, 35-37]. Admittedly the air and water temperature are the factors controlling the concentration of DO in freshwater but these are not the only factors. The other factors responsible for reduction of dissolved oxygen contents are wind action and anthropogenic activities [21, 36].

The values of Cl^- were increased in the wet period comparing to the dry period. It was highest during summer (592.5 mg/l) which may be due to gradual decrease in the amount of water and increased amount of excreta laid by the various aquatic fauna [21, 38].

The minimum values of Cl^- during rainy season was due to the addition of rain water. As the Cl^- content is indicator of the index of pollution of animal origin, high Cl^- content indicates deterioration of water quality [21].

The averages of NO_3^- calculated on the whole of the SMB Lake vary during the annual cycle: the highest contents are observed in winter (4.30 mg/l) and the lowest concentrations are observed in summer (3.19 mg/l). The increase in NO_3^- during rainy season could be attributed to the scrubbing of fertilizers used in the agricultural grounds located on lakesides and the training of waste of vegetable and animal. However the decrease in NO_3^- during summer, is probably associated with active uptake of this element by the phytoplankton and the plants (this period is characterized by a very strong vegetation), and due to the action of denitrifying bacteria which are quite active at high temperature (this is according to [39]).

According to the results we notice a decrease in the NO_3^- concentrations and an increase in those of NO_2^- . Also this reduction in the NO_3^- rates could be due to the DO low level and since the NO_3^- represent the most oxygenated form of nitrogen, can play in period of weak oxygenation the part of oxygen donor, thus avoiding the anaerobiose, according to [2, 21]. These seasonal variations were mentioned by several authors in the literature [2, 40].

The seasonal average values of NO_2^- , weaker are observed in autumn and winter are oscillate between 0.04 and 0.06 mg/l, respectively, on the other hand, the highest median values are noticed in spring 2011, 2012 (0.23 and 0.29 mg/l, respectively) and in summer (0.30 mg/l). Thus in the wet period, the water of that lake is much impoverished out on nitrous nitrogen due to the effect of dilution ensures permanently by precipitations (rain) on the one hand and the good oxygenation of water, on the other hand, supporting thus the oxidation of nitrite to nitrate and the biological oxidation of ammonium to nitrite.-According to [24], in the absence of pollution, the contents are maintained on very low levels (about 0.01 mg/l). Below a hundredth of mg/l, water can be regarded as pure or being under the action of an active self-purification, in the presence of some tenth of mg/l pollution is sensitive, this one becomes significant beyond 1 mg/l. According to these data we note that water of lake is slightly polluted by NO_2^- .

Unlike NO_3^- , PO_4^- show seasonal variations marked relatively by a trend to increase in dry period compared to the wet period by a difference of more than of 1 mg/l. This element, comes from a multiplicity of sources, in particular the decomposition of organic matters (at high temperature), the scrubbing of agricultural land rich in phosphate fertilizers (during rainy season), and also come from waste waters and salting out of the

phosphorus trapped in large quantity in the sediments [41, 42].

The seasonal average concentrations of SO_4^{2-} approach. They are very comparable. These rather important contents certify the impact of waste waters rich in these ions coming from the habitats and, also testify to the effect of the contributions of agricultural origin [29].

The average of the CN^- rate is zero in spring 2011 and summer, and it records a value of 0.1 mg/l for rest of seasons.

The average of the Fe total rate is higher in winter and spring 2012 and lower in spring 2011. The average concentration of Cr ranged from 0.01 to 0.02 mg/l. The Cu concentrations increase in the dry period comparing to the wet period whose maximum value is noticed in summer. The seasonal values of Ni show that this element is weak in autumn and higher in spring 2012. The average of the Zn is similar except spring 2011. According to literature [24], these values obtained do not have any toxicity on fauna and the watery flora. The accumulation of heavy metals along the SMB Lake may depend largely on common sources of pollution, which are identified as agricultural runoff and domestic sewage.

Rotifers species classified according to the saprobic index proposed by Sladeczek [11] show that, in the SMB Lake, oligo-betamesosaprobic and beta-mesosaprobic rotifers account for the major fraction of the zooplankton (35 and 28%, respectively). Followed by oligo-mesosaprobic species (14%), then beta-oligomesosaprobic indicators (10%) who's the species *Kerratella cochlearis* belongs (most frequent during the whole investigation period). Followed by the beta-alphamesosaprobic with a percentage of 7%. However, just some inventory species are alpha-mesosaprobic and beta-xenosaprobic (*Epiphanes santa* and *Polyarthra minor*, respectively), they are presents by same and a weak frequency (3%).

Regarding the seasonal fluctuation (Figure 1), of saprobity index, the species oligo-betamesosaprobic is maintained in the course of time. According to literature [11], this medium has a DBO_5 ranging between 1 and 5 mg/l.

Admittedly, rotifers are good indicators of saprobity [11], but this does not exclude the importance of the cladocerans like indicators of water quality. Several researchers [10, 43, 44] determined the quality of several lakes by basing on the presence of some cladocerans (exp. daphniidae, bosminidae, sididae, chydoridae, llyocryptidae) known by their bacterivore activity, phytophagous and détritivores. Wylie and Currie [45] showed that 16 to 21% of carbon necessary to the cladocerans would come from their activity of predation on the bacteria.

For some investigation *Bosmina longirostris* is the most frequent species, which is quantitatively dominated zooplanktons in the majority of the stations is a species bacterivore, phytophagous and détritivores [43] and indicatrix of the eutrophic conditions [10]. According to literature [7], it is classified among the indicating species of the betamesosaprobic mediums.

The presence of several species of daphniidae (*Daphnia longispina*, *Daphnia cuculata*, *Daphnia ambiga*) with a frequency at least important, especially in springs can be also explained by the presence of the bacteria in significant amount (important bacterial load) and phytoplanktons. Because that species have bacterivore activity and are phytophagous [43, 44]. The presence of the bacteria was confirmed by the appearance of the species of sididae diaphnosoma brachyrum [43], this at the end of the spring 2011 at the beginning of the winter and the summer. According to literature [43], the majority of the identified species of cladocerans could indicate a bacterial contamination and the intense development of the phytoplanktons in the lake.

Pearson correlation analysis effectuates between the different studied water quality parameters (Table 2) shows strong significant correlation between all of the parameters. This indicates showed that the entire parameters share a common origin source except CN^- , Cr, Ni and Zn did not show a significant correlation with all of the parameters. There is interaction between zooplankton occurrence and the water quality parameters (Tables 2 and 3). These interactions are directly or indirectly subjected to the complex influences, they are results in quantitative and qualitative changes [30, 46-48]. Zooplankton occurrence showed no significant negative correlated with EC which is poorly negatively correlated. It is also showed no significant negative correlation with hardness, turbidity, salinity, TDS and CN^- which are moderately to poorly negatively correlated. However, they showed significant negative correlation with Fe and CO_3^{2-} which are poorly negatively correlated.

Zooplankton occurrence showed no significant positive correlation with the rest of the parameters, which are moderately (water temperature, pH) to poorly correlated (DO , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cr, Ni, Cl⁻), the exception has to do with the NO_2^- and Cu where they showed significant positive correlation with species which are moderately correlated.

CONCLUSION

This work forms part of the framework of the evaluation of physicochemical, biological quality and the level of contamination of this water reserve. The

Table 2: Total correlation between water physicochemical parameters and zooplankton occurrence

Parameters	T C	pH	EC	Hardness	Turbidity	Salinity	TDS	OD	Fe	Cl ₂	CO ₃ ²⁻
T	1										
pH	0.129	1									
EC	0.106	0.242	1								
Hardness	-0.022	-0.130	-0.216	1							
Turbidity	-0.130	0.216	0.036	0.408	1						
Salinity	0.225	0.345	0.753	-0.003	0.123	1					
TDS	0.249	0.207	0.933	-0.071	0.081	0.858	1				
DO	-0.385	-0.046	-0.231	0.237	-0.248	-0.397	-0.322	1			
Fe	-0.140	-0.313	0.554	0.234	0.226	0.504	0.547	-0.004	1		
Cl ₂	0.227	0.380	0.613	-0.256	-0.129	0.464	0.603	-0.174	0.248	1	
CO ₃ ²⁻	-0.105	0.026	0.158	0.596	0.548	0.079	0.169	0.066	0.182	0.008	1
HCO ₃ ⁻	0.182	0.697	-0.068	0.235	0.330	0.314	0.095	-0.095	-0.282	-0.028	0.015
NO ₃ ⁻	-0.264	-0.022	-0.084	0.251	-0.111	-0.125	-0.157	0.527	0.101	-0.164	-0.052
NO ₂ ⁻	0.389	0.220	0.093	-0.496	-0.189	0.276	0.235	-0.571	-0.289	0.376	-0.509
SO ₄ ²⁻	0.128	0.259	-0.239	0.519	0.407	0.078	-0.129	0.276	-0.114	-0.373	0.325
CN ⁻	-0.231	-0.128	0.640	-0.038	0.288	0.384	0.539	-0.104	0.690	0.129	0.336
Cr	-0.055	-0.236	0.490	-0.435	-0.371	0.227	0.409	0.274	0.448	0.407	-0.280
Cu	0.667	0.289	0.021	0.018	0.003	0.211	0.139	-0.379	-0.227	0.188	-0.191
Ni	-0.261	-0.008	0.215	-0.246	-0.064	0.033	0.191	-0.208	0.163	0.543	-0.133
Zn	0.011	0.099	-0.499	0.034	0.247	-0.353	-0.512	0.073	-0.082	0.007	-0.144
Cl ⁻	0.255	0.266	-0.152	0.384	0.226	0.215	0.058	-0.473	-0.252	0.149	0.062
PO ₄ ⁻	0.237	-0.025	-0.483	0.302	-0.362	-0.167	-0.352	0.159	-0.168	0.129	-0.079
Occurrence	0.470	0.332	-0.196	-0.445	-0.316	-0.236	-0.204	0.068	-0.518	0.144	-0.523

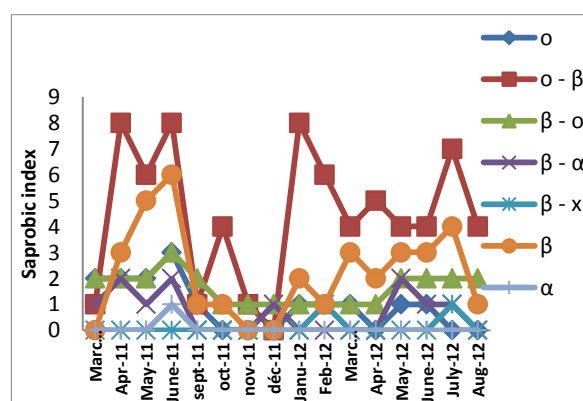
Table 2: Continue.

Parameters	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	SO ₄ ²⁻	CN ⁻	Cr	Cu	Ni	Zn	Cl ⁻	PO ₄ ⁻	Occurrence
HCO ₃ ⁻	1											
NO ₃ ⁻	-0.190	1										
NO ₂ ⁻	0.104	-0.279	1									
SO ₄ ²⁻	0.397	0.397	-0.174	1								
CN ⁻	-0.363	0.048	-0.150	-0.087	1							
Cr	-0.439	0.159	0.005	-0.250	0.240	1						
Cu	0.167	0.237	0.571	0.355	-0.167	-0.148	1					
Ni	-0.163	0.030	0.206	-0.649	0.048	0.163	-0.150	1				
Zn	0.104	-0.053	-0.060	-0.048	-0.404	-0.215	-0.087	0.201	1			
Cl ⁻	0.425	0.036	0.460	0.207	-0.352	-0.529	0.635	0.160	0.021	1		
PO ₄ ⁻	0.049	0.129	0.123	0.061	-0.429	-0.311	0.213	0.102	0.382	0.342	1	
Occurrence	0.045	0.224	0.512	0.084	-0.382	0.045	0.554	0.020	0.297	0.055	0.251	1

Table 3: Probabilities Matrix of Bonferroni zooplankton occurrence and environmental parameters

Parameters	T	pH	EC	Hardness	Turbidity	Salinity	TDS	DO	Fe	Cl ²	CO ₃ ²⁻
Occurrence	0.066	0.209	0.466	0.084	0.233	0.380	0.449	0.803	0.040	0.594	0.037
Parameters	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	SO ₄ ²⁻	CN ⁻	Cr	Cu	Ni	Zn	Cl ⁻	PO ₄ ⁻
Occurrence	0.867	0.404	0.043	0.758	0.145	0.868	0.026	0.940	0.264	0.839	0.348

result of physicochemical parameters revealed a well-defined seasonal variation. The average seasonal values during the sampling period showed that the lake undergoes a slight anthropogenic and natural pollution in the dry and wet period. Presence of certain toxic substances (CN⁻, Cr, Ni) require us to be more careful in the use of that reservoir. The biotic index reveals that lake belongs to the oligo-mesosaprobic medium to beta-mesosaprobic, contains water slightly polluted to moderately polluted, and is relatively weak on organic matter load degradable. However, the presence of some cladocerans indicates bacterial contamination with the intense development of the phytoplanktons in the lake, especially in springs and summer. The Pearson correlation analysis revealed significant correlation between all of the parameters and no significant

**Figure 2:** Temporal variation of the saprobic index during investigation period.

correlation between zooplankton occurrence and the values of the majority environmental variables. In conclusion, the analyses of physicochemical parameters and the predominance of the typical species of the mediums low in putrescible organic matters reveals that the lake is little exposed to pollution and does not undergo strong organic pollution.

REFERENCES

- Roy, P.K., D. Ray, S. Pal, G. Banerjee, A. Majumder and A. Mazumdar, 2014. Qualitative and Quantitative Assessment of Pollutational Load in River Ganga in West Bengal Using Statistical Technique. *World Applied Sciences Journal*, 29(5): 634-640.
- Makhoukh, M., M. Sbaa, A. Berrahou and M. VAN, 2013. Contribution a l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'Oued Moulouya (Maroc oriental). *Larhyss Journal*, (9):149-169.
- Marneffe, Y., S. Comblin, J.-C. Bussers and J.-P. Thomé, 1996. Biomonitoring of the water quality in the river Warche (Belgium): impact of tributaries and sewage effluent. *Netherlands Journal of Zoology*, 46(3-4): 337-350.
- Marneffe, Y., J.-P. Descy and J.-P. Thomé, 1996. The zooplankton of the lower river Meuse, Belgium: seasonal changes and impact of industrial and municipal discharges. *Hydrobiologia*, 319(1): 1-13.
- Karbassi, A., J. Nouri, N. Mehrdadi and G. Ayaz, 2008. Flocculation of heavy metals during mixing of freshwater with Caspian Sea water. *Environmental geology*, 53(8): 1811-1816.
- Najafpour, S., A. Alkarkhi, M. Kadir and G.D. Najafpour, 2009. Evaluation of spatial and temporal variation in river water quality. *International Journal of Environmental Research*, 2(4):349-358.
- Dulic, Z., V. Poleksic, B. Raskovic, N. Ladic, Z. Markovic, I. Zivic and M. Stankovic, 2009. Assessment of the water quality of aquatic resources using biological methods. *Desalination and Water Treatment*, 11: 264-274.
- Iliopoulou-Georgoudaki, J., V. Kantzaris, P. Katharios, P. Kaspiris, T. Georgiadis and B. Montesantou, 2003. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecological indicators*, 2(4): 345-360.
- Čeirāns, A., 2007. Zooplankton indicators of trophy in Latvian lakes. *Acta Universitatis Latviensis*, 723: 61-69.
- Gannon, J.E. and R.S. Stemberger, 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society*: 97(1):16-35.
- Sládeček, V., 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100(1): 169-201.
- Bouiffa, H., Etude comparative du zooplancton de la zone littorale de deux sites de la région de Sidi Bel Abbés: Lac Sidi M'Hamed, Benali et le barrage Sarno: 1-184, 1993, Thesis, University of Algiers.
- Amoros, C., Crustacés cladocères 1984: Société Linnéenne.
- Dumont, H.J., J.A. Benzie, I. Bayly, B. Dussart, D. Defaye, U. Einsle, S. Karaytug, N. Korovchinsky, A.A. Kotov and S.V. Negrea, Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 2006.
- Nogrady T and H. Segers, Guides to the identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World, Rotifera, 2002., SPB Academic Publishing, Leiden, Netherlands.
- Korovchinsky, N. M., Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. 3. The Sidae & Holopediidae (Crustacea: Daphniiformes), 1992, SPB Academic Publishing, The Hague, Netherlands.
- Pontin, R.M., A key to the freshwater planktonic and semi-planktonic Rotifera of the British Isles. Vol. 38. 1978: Freshwater Biological Association Ambleside.
- Pourriot, R., Recherches sur l'écologie des rotifères 1964: Faculté des Sciences de l'Univ. Extrait du bulletin de la société Linnéenne, (5): 1-37.
- Smirnov, N.N., Cladocera: the Chydorinae and Sycyiinae (Chydoridae) of the world 1996: SPB Academic Publishing Amsterdam.
- Da Silva, A.M.M. and L.B. Sacomani, 2001. Using chemical and physical parameters to define the quality of Pardo River water (Botucatu-SP-Brazil). *Water Research*, 35(6): 1609-1616.
- Mishra, A. and S. Hasan, 2013. Assessment of water quality of Libri River, Purnia (Bihar), *International Research Journal of Science & Engineering*, 1(2): 63-68.
- Vega, M., R. Pardo, E. Barrado and L. Debán, 1998. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water research*, 32(12): 3581-3592.
- Boëly, T., J. Gastellu-Etchegorry, M. Potier and S. Nurhakim, 1990. Seasonal and interannual variations of the sea surface temperatures (SST) in the Banda and Arafura Sea area. *Netherlands Journal of Sea Research*, 25(4): 425-429.
- Rodier, J., B. Legube, N. Merlet, and coll., Chambon, L'analyse de l'eau: Dunod; 2009.
- Touchart, L., Limnologie physique et dynamique: une géographie des lacs et des étangs 2002: Editions L'Harmattan.
- Arrignon, J., 1976. Aménagement écologique et piscicole des eaux douces. *Pisciculture Française*.
- Brahimi, A. and A. Chafi, Ecotoxicological study of Oued Za and its tributary Oued Tizeghrane (Lower Moulouya, Eastern Morocco), *J. Mater. Environ. Sci.* 5 (5) 1671-1682.
- Forro, L. and H. Metz, Observations on the zooplankton in the redbelt area of the Neusiedlersee, in *Cladocera* 1987, Springer. p. 299-307.
- El Addouli, J., A. Chahlaoui, A. Berrahou, A. Chafi and A. Ennabili, 2011. Approche de la qualité biologique de l'oued Ouislane, au voisinage des effluents bruts de la région de Meknès. *Larhyss Journal*, (9): 21-33.
- Al-Badaii, F. and M. Shuhaimi-Othman, 2014. The impact of Anthropogenic Pollution and Urban Runoff Associated with Spatial and Seasonal Variation on the Water Quality in the Semenyih River, Malaysia. *World Applied Sciences Journal*, 32(6): 1061-1073.
- Philipose, M. Freshwater phytoplankton of inland fisheries. in *Proceeding of the symposium on Algalogy*. 1960.
- Moyle, J.B., 1949. Some indices of lake productivity. *Transactions of the American Fisheries Society*, 76(1): 322-334.
- Islam, S.N., 2007. Physicochemical condition and occurrence of some zooplankton in a pond of Rajshahi University. *Research Journal of Fisheries and Hydrobiology*, 2(2): 21-25.
- Munawar, M., 1970. Limnological studies on freshwater ponds of Hyderabad-India I. The Biotope. *Hydrobiologia*, 35(1): 127-127.
- Mathew, P., 1972. Limnological investigations on the Plankton of Govindgarh Lake and its correlation with physical and chemical factors, primary productivity and fish production. Unpublished PhD thesis, Agra University.
- Pejman, A., G.N. Bidhendi, A. Karbassi, N. Mehrdadi and M.E. Bidhendi, 2009. Evaluation of spatial and seasonal variations in surface water quality using multivariate statistical techniques. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 6(3): 467-476.
- Sharma, R. and A. Capoor, 2010. Seasonal variations in physical, chemical and biological parameters of lake water of Patna Bird Sanctuary in relation to fish productivity. *World Applied Sciences Journal*, 8(1): 129-132.
- Pandey, B., O. Ambasta, A. Jha and K. Shambhu, 2007. Seasonal variation in physico-chemical and biological properties

- of river Panar (Bihar). Environment Conservation Journal, 8(3): 133-153.
39. Lee, G.F., 1977. Critical levels of phosphorus and nitrogen in Texas impoundments. Texas Journal of Science. 8(4-1) 347-350.
40. House, W., D. Leach and P. Armitage, 2001. Study of dissolved silicon, and nitrate dynamics in a fresh water stream. Water Research, 35(11): 2749-2757.
41. Neal, C., M. Neal, H. Wickham and M. Harrow, 2000. The water quality of a tributary of the Thames, the Pang, southern England. Science of the total environment, 251: 459-475.
42. Petry, J., C. Soulsby, I. Malcolm and A. Youngson, 2002. Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. Science of the Total Environment, 294(1): 95-110.
43. Horeau, V., S. Richard, R. Vigouroux, L. Guillemet and P. Cerdan, 2005. Variabilités spatiales et temporelles de la qualité physico-chimique et des invertébrés pélagiques des eaux de la retenue hydroélectrique de Petit Saut (Guyane française). Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science, 18: 109-126.
44. Thouvenot, A., M. Richardot, D. Debroas and J. Devaux, 1999. Bacterivory of metazooplankton, ciliates and flagellates in a newly flooded reservoir. Journal of Plankton Research, 21(9): 1659-1679.
45. Wylie, J.L. and D.J. Currie, 1991. The relative importance of bacteria and algae as food sources for crustacean zooplankton. Limnology and Oceanography, 36(4): 708-728.
46. Banerjee, S., 1967. Water quality and soil condition of fish ponds in some states of India in relation to fish production. Indian journal of Fisheries, 14(1 & 2): 115-144.
47. Matta, G. and A. Kumar, 2015. Monitoring and Evaluation of River Ganga System in Himalayan Region with Reference to Limnological Aspects. World Applied Sciences Journal, 33(2): 203-212.
48. Veerandra, D., S. Thirumala, H. Manjunatha and H. Aravinda, 2012. Zooplankton diversity and its relationship with physico-chemical parameters in mani reservoir of western ghats, India (doi: 10.4090/juee. 2012. v6n2. 074077). Journal of Urban and Environmental Engineering (JUEE), 6(2); 74-77.

Persian Abstract

DOI: 10.5829/idosi.ijee.2015.06.04.09

چکیده

این مطالعه برای بررسی درجه، طبیعت و منبع آلودگی در دریاچه ی Sidi M'hamed Benali با استفاده از پارامترهای فیزیکی شیمیایی، شاخص saprobic و cladocerans انجام شد. برای این منظور، آب و جانوران ریز شناور بر سطح دریا از شش نقطه در دریاچه در طول پنج فصل جمع آوری شد. مقادیر میانگین فصلی پارامترهای فیزیکی شیمیایی نشان داد که دریاچه متحمل آلودگی های نسبتا انسانی و طبیعی در بازه های زمانی خشک و مرطوب می شود. حضور اجزای سمی مشخص (CN⁻, Cr, Ni) به ما می گوید که در آبیاری، استحمام و مصرف ماهی های استخر محتاط باشیم. به طور کلی، روتیفر oligo-mesosaprobic به beta-mesosaprobic در هر پنج فصل متداول شده که مشخص می کند آب کمی یا نسبتا آلوده شده است. حضور *Daphnia longispina*, *Bosmina longirostris*, *Sididae diaphanosoma brachyrum* و *Daphnia ambiga*, *Daphnia cuculata*، و تابستان مشخص می کند. آنالیز همبستگی پیرسون ارتباط قابل توجه بین پارامترهای فیزیکی شیمیایی را نشان داد. با وجود این، هیچ رابطه ی معناداری بین وقوع جانوران ریز شناور بر سطح دریا و مقادیر متغیرهای گسترده ی زیست محیطی آشکار نشد. در پژوهش حاضر، آب دریاچه به طور نسبتا کمی در معرض آلودگی قرار دارد و متحمل آلودگی آلی قوی نیست.
