

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

المدرسة الوطنية العليا للفلاحة الحراش – الجزائر –
ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE AGRONOMIQUE EL-HARRACH – ALGER –

THÈSE

En vue de l'obtention du diplôme de DOCTORAT en agronomie

Département : Zoologie agricole et forestière

Thème

**Effet de la pollution sur la biodiversité du lac
de Réghaïa (Algérie), cas des macroinvertébrés.**

Présenté par : Mme. DJITLI Yasmina

Soutenu le : 09 /05/2021

Devant le jury composé de

Président :	M. DOUMANDJI S.	Professeur (E.N.S.A. El Harrach)
Directeur :	Mme DAOUDI-HACINI S.	Professeur (E.N.S.A. El Harrach)
Co- Directeur :	Mme. MILLA A.	Professeur. (E.N.S.V. El Harrach)
Examineurs :	Mme. BERRAI H.	Maitre de conférences A. (E.N.S.A El Harrach)
	Mme. SAIDI M.	Maitre de conférences A. (U.S.T.H. B. Bab azzouar)

Remerciements

*Il y en a tellement à distribuer que je ne sais par où commencer
Mille mercis, donc, par brassées ...*

*Je tiens d'abord à exprimer ma profonde gratitude au Dieu tout puissant
de m'avoir accordé la force et le pouvoir d'accomplir ce travail.*

*Un tel travail n'a pu être réalisé sans l'aide de mes parents qui m'ont
accordé la force et le courage pendant tout ce parcours de combattant.*

*Au Professeur M. DOUMNDJI S. qui m'a honoré d'accepter la présidence
de jury.*

*Plus particulièrement, je remercie Mme DAOUDI-HACINI S., Professeur
à l'École Nationale Agronomique d'El-Harrach, pour avoir à l'origine de
ce travail, pour sa façon de diriger un DOCTORANT, pour m'avoir
accordé sa confiance, pour sa disponibilité pour moi et pour m'avoir
facilité toujours la tâche.*

*Un grand merci aussi à ma seconde directrice de thèse, Pr. Milla de
E.N.S.V, merci de m'avoir aidé et guidé en me laissant toute liberté dans
l'organisation de mon travail et dans mes choix de problématiques à
traiter.*

J'ai l'immense plaisir d'adresser mes plus sincères remerciements :

*A Mme. BERRAI H. et Mme. SAIDI M. d'avoir accepté d'examiner ma
thèse.*

*A Mme. MARNICHE F et toute l'équipe de L' E.N.S.V qui m'ont aidé
pour accomplir ce travail de recherche.*

A tous mes enseignants du Département de Zoologie Agricole et Forestière, que trouve ici l'expression de ma reconnaissance et mon respect pour leurs conseils.

Mille mercis également à M. BOIX D. que j'ai connu ainsi à toute l'équipe GRECO de l'université de Gérone, qui m'ont soutenu et profondément aidé dans mes déterminations, exploitation et analyses statistiques autre avec qui j'ai partagé des moments agréables de discussion fructifiantes.

Mon travail n'aurait pas pu être mené à bonne fin sans l'aide compétente et dévouée des enseignants, des bibliothécaires les étudiants et Toutes mes autres amies merci et grand merci.

Enfin, bien qu'il me soit impossible de citer tous ceux qui m'ont apporté leur soutien, de près ou de loin, je voudrais cependant qu'ils soient assurés de ma reconnaissance.

Table des matières

Liste des tableaux

Liste des figures

Liste des abréviations

Introduction	2
Chapitre I - Présentation de la région d'étude : la réserve naturelle de Réghaïa.....	7
I.1. – Historique.....	7
I.2. - Situation géographique de la réserve naturelle de Réghaïa.....	7
I.3. - Facteurs abiotiques de la région d'étude	8
I.3.1. - Facteurs édaphiques.....	9
I.3.1.1. - Pédologie du site.....	9
I.3.1.2.- Topographie du site.....	9
I.3.1.3. - Hydrologie du site.....	9
I.3.2. - Facteurs climatiques.....	11
I.3.2.1.- Température.....	11
I.3.2.2.- Précipitations.....	12
I.4. - Synthèse climatique.....	13
I.4.1. - Diagramme ombrothermique.....	13
I.4.2. - Quotient pluviométrique et climagramme d'Emberger.....	14
I.5. - Facteurs biotiques.....	16
I.5.1. -Flore.....	16
I.5.2. – Faune.....	17
Chapitre II : Matériel et Méthodes.....	19
II.1. - Choix des stations d'étude.....	19
II.2. -Analyse physico chimique de l'eau	21
a. sur le terrain	21
b. Au laboratoire	21
II.3. - Echantillonnage des macroinvertébrés.....	21
II.3.1.- Matériel biologique	22

II.3.2 - Sur le terrain.....	22
a. Matériel utilisé.....	23
b. Le protocole suivi pour le prélèvement des macroinvertébrés.....	23
II.3.3.- Au laboratoire.....	26
II. 4. - Exploitation des résultats	28
II.4.1. -Analyses physico-chimiques	28
II.4.2. - Exploitation des résultats par l'analyse des composantes principales (A.C.P)	29
II.5. - Paramètres de la communauté de macroinvertébrés.....	29
II.5.1. -Exploitation des résultats par les indices écologiques.....	30
II.5.1.1.- Utilisation des indices écologiques de composition.....	30
II.5.1.2.-Utilisation des indices écologiques de structure	30
II.5.1.2.1. -Indice de diversité de Shannon.....	31
II.5.1.2.2. -Equitabilité ou équirépartition (E).....	32
II.5.2.-Exploitation des résultats par une mise à l'échelle multidimensionnelle non paramétrique (NMDS).....	32
Chapitre III- Résultats sur l'analyse physico-chimique de l'eau et les macroinvertébrés....	35
III.1. -Résultats des analyses physico-chimiques de l'eau.....	35
III.1.1.-Analyses physiques.....	35
III.1.2. -Analyses chimiques	37
III.2.-Exploitation des résultats de l'analyse physico-chimique	39
III.2.1. -Indice de pollution organique IPO.....	39
III.2.2. -Une analyse en composantes principales (ACP).....	39
III.3. - Résultats sur les paramètres de la communauté, composition et structure.....	40

III.3.1.- Résultats sur la composition des macroinvertébrés.....	42
III.3.2.- Résultats sur la structure de la communauté de macroinvertébrés.....	46
III.3.3.- Exploitation des résultats par une mise à l'échelle multidimensionnelle non paramétrique (NMDS).....	47
Chapitre IV : Discussions	50
IV.1. - Les analyses physico-chimiques de l'eau	50
IV.2.-Les paramètres de la communauté	52
IV.3. -Effet de la qualité de l'eau du lac sur les communautés de macroinvertébrés	54
Conclusion générale et perspectives	58
Liste des références	61
Les annexes	77
Les résumés	

Liste des tableaux

- **Tableau 1.** - Caractéristiques des cours d'eau de la réserve naturelle de Réghaïa.....10
- **Tableau 2.** -Températures mensuelles moyennes, maximas et minimas en degrés Celsius de la réserve naturelle du lac de Réghaïa durant la période d'étude.....11
- **Tableau 3.** - Précipitations mensuelles de la réserve naturelle du lac de Réghaïa durant la période d'étude.....12
- **Tableau 4.** -Les limites des classes de l'Indice de pollution organique (IPO).....28
- **Tableau 5.**- Interprétation de la moyenne de la classe obtenue dans le tableau précédent.....29
- **Tableau 6.** Les valeurs moyennes, maximum et minimum des paramètres physico-chimiques de l'eau du lac de Réghaïa.....36
- **Tableau 7.** - Variations des paramètres chimiques : ammonium (NH₄⁺), nitrates (NO₃⁻), nitrites (NO₂⁻), phosphate (PO₄³⁻), fer (Fe⁺) et pesticides organochlorés (P.O) en mg/l durant l'année d'étude.....37
- **Tableau 8.**- Effectif des macroinvertébrés recensés au lac de Réghaïa durant la période d'étude.41
- **Tableau 9.** - Les valeurs des paramètres communautaires des macroinvertébrés durant la période d'étude.....46

Liste des figures :

- Figure 1.** - Situation géographique et délimitation de la réserve naturelle du lac de Réghaïa (36° 46. 363' N; 3° 20. 129' E) (Google Earth, 20208
- **Figure 2.** - Coupe géologique transversale au pied de la digue du Lac de Réghaïa.....10
 - **Figure 3.** - Diagramme ombrothermique de la station de Réghaïa utilisant les données d'une période de 10 ans (2009-2018). Données d'entrée : Projet POWER du Langley Research Center (LaRC) de la NASA, financé par le programme Earth Science/Applied Science de la NASA.....14
 - **Figure 4.-** Climatogramme d'Emberger pour la région de Réghaïa durant la période 2008-2017.....15
 - **Figure 5.** -Situation géographique du lac Réghaïa (36° 46.363'N ; 3° 20.129'E) et points d'échantillonnage choisis (DJITLI, 2017. Modifiée).....20
 - **Figure 6.-** Disposition du filet troubleau et délimitation du coup de filet.....25
 - **Figure 7.** - Protocol d'échantillonnage des macroinvertébrés du lac.....26
 - **Figure 8.-**Protocol de tri et de détermination dans le laboratoire d'analyse (Photos.Originales.....27
 - **Figure 9.-** Variation des taux des paramètres physiques durant la période d'étude.....35
 - **Figure 10.-** Variation temporelle des paramètres physiques et chimiques de l'eau pendant la période étudiée ; variation de la concentration en éléments chimiques dans l'eau : Fe⁺ ; PO₄³⁻ ; NO₃⁻ ; NH₄⁺ (axe Y de droite) et des résidus de pesticides organochlorés (O.P.) (axe Y de gauche).....38
 - **Figure 11-** Graphique de l'ACP montrant la position des prélèvements par rapport aux caractéristiques physiques et chimiques de l'eau. Les ellipses correspondent aux saisons.....40

- **Figure 12.-** Pourcentage des ordres de macroinvertébrés échantillonnés durant les mois d'étude avec abondance remarquable des diptères.....40
- **Figure 13.-** Composition des macroinvertébrés pour chaque mois échantillonné. A) Proportion de l'abondance des diptères par rapport à l'abondance totale des macroinvertébrés. B) Proportion de l'abondance des familles de Diptères. C) Proportion d'abondance des familles de non-Diptera.....44
- **Figure 14. -** Quelques photographies de macroinvertébrés échantillonnés dans le lac de Réghaia durant la période d'étude. (Photos. Originales45
- **Figure 15 –** Schéma temporel des variables de la communauté pendant les mois étudiés : A) abondance totale (axe Y de gauche) et richesse taxonomique (axe Y de droite). B) Diversité de Shannon (axe Y de gauche) et régularité (axe Y de droite). C) Distinction taxonomique (TD) et variation de la distinction taxonomique (VTD) (axe Y gauche), et distinction taxonomique moyenne (ATD) (axe Y droit). D) SR de Jassby-Goldman (axe Y gauche) et SR d'Armstrong (axe Y droit).....47
- **Figure 16.-** Graphique des NMDS montrant les similitudes entre les taxons et leur relation avec les paramètres environnementaux. Les facteurs environnementaux (température, pH, demande biologique en oxygène, NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, Fe⁺, pesticides organochlorés) sont représentés par des flèches. Les flèches en gras indiquent les variables environnementales ayant un effet significatif (NH₄⁺ ; p=0,029) (NO₂⁻ ; p=0,028).
Abréviations : BAET : Baetidae ; DBO : demande biologique en oxygène ; CERA : Ceratopogonidae ; CHIR : Chironomidae ; COEN : Coenagrionidae ; CULI : Culicidae ;

CURC : Curculionidae ; DYTI : Dytiscidae ; EPHY : Ephydriidae ; GAMM : Gammaridae ; HALI : Haliplidae ; HYDROB : Hydrobiidae ; HYDROP : Hydrophilidae ; LEPT : Leptophlebiidae ; LEST : Lestidae ; LIMO : Limoniidae ; O.P : Les pesticides Organochlorés; PHYS : Physidae ; PSYC : Psychodidae ; STRA : Stratiomyidae ; SYRP : Syrphidae ; T : température ; TABA : Tabanidae ; TIPU : Tipulidae ; TUBI : Tubificidae.

.....48.

Liste des abréviations

A.N.R.H : Agence Nationale Des Ressources Hydriques

ATD: Distinction taxonomique moyenne

BAET : Baetidae

C.C.R : Centre Cynégétique de Réghaïa

CERA : Ceratopogonidae .

CHIR : Chironomidae .

COEN : Coenagrionidae .

CULI : Culicidae .

CURC : Curculionidae .

D.G.F : Direction Générale Des Forêts

DBO5: Demande biologique en oxygène en oxygène 5

DYTI : Dytiscidae .

E.N.S.A : Ecole Nationale Supérieure Agronomique

EPHY : Ephydriidae .

G.R.E.C.O: Institute of Aquatic Ecology, University of Girona

GAMM : Gammaridae .

HALI : Haliplidae .

HYDROB : Hydrobiidae .

HYDROP : Hydrophilidae .

I.N.A : Institut National Agronomique

IPO: Indice de pollution organique

LEPT : Leptophlebiidae .

LEST : Lestidae .

LIMO : Limoniidae .

O.M.S : Organisation mondiale de la santé.

O.N.M : Office Nationale De Météorologie

O.P : Les pesticides organochloré.

PHYS : Physidae .

PSYC : Psychodidae .

S.E.A.A.L : La Société des Eaux et de l'Assainissement d'Alger

STRA : Stratiomyidae .

SYRP : Syrphidae .

TABA : Tabanidae .

TD: Distinction taxonomique

TIPU : Tipulidae .

TUBI : Tubificidae.

U.S.T.H.B : Université des Sciences et de Technologie Houari Boumediene.

VTD : Les variations de la distinction taxonomique

Introduction

Introduction

Les zones humides sont des sites importants pour l'équilibre des écosystèmes, car elles constituent un biotope pour de nombreuses communautés faunistiques et floristiques. Leurs rôles sont importants vis-à-vis du paysage en terme de contrôle des inondations, de renouvellement des eaux souterraines, de rétention des produits toxiques et de recyclage des nutriments (KEDDY, 2000; WILLIAMS, 2006). Elles servent de biotopes à de nombreuses communautés faunistiques et floristiques.

L'Algérie possède de nombreux complexes de zones humides mal connus qui sont de véritables sanctuaires pour les espèces faunistiques et floristiques (SAMRAOUI & DE BELAIR, 1998). Le maintien de ces zones d'importance internationale nécessite un suivi scientifique pour déterminer l'évolution des espèces animales et végétales et leur écologie (SVENSSON *et al.*, 2010).

La zone humide de Réghaïa n'est pas seulement un réservoir d'eau mais aussi un réservoir de biodiversité remarquable, représentant un patrimoine composé de 233 espèces de plantes et plus de 230 espèces d'oiseaux sédentaires vivant dans la réserve. Plus de 170 espèces d'invertébrés ont été recensées dans le territoire du projet de réserve naturelle. Parmi eux, 20 sont protégés par la réglementation algérienne. Parmi cette richesse faunistique citons l'une des deux espèces de tortues d'eau douce originaires du Nord-Ouest de l'Afrique et la sangsue médicinale qui a été observée en 2006 (QUEZEL & SANTA, 1962; BOUKHALFA, 1991; BAKHOUCHE *et al.*, 2019).

Les milieux aquatiques ont souvent été considérés comme des îles dans la littérature variée sur la relation surface-espèce, et cette relation a été observée dans un large éventail d'organismes, des macro-organismes aux micro-organismes (KING *et al.*, 1996; OERTLI *et al.*, 2002 ; RECHE *et al.*, 2005). Enfin et surtout, ils abritent de nombreux taxons rares et menacés, même des espèces et des communautés qui ne se trouvent pas dans d'autres plans d'eau (GOPAL & JUNK, 2000).

Ils fournissent également diverses ressources à la population humaine, notamment la disponibilité de l'eau, le stockage pour le pâturage et l'agriculture ou la récolte de plantes médicinales (WILLIAMS *et al.* 2001 ; BIGGS *et al.*, 2005). Cependant, les zones humides sont des écosystèmes fragiles, elles doivent donc être conservées, protégées et entretenues (PAUZI, 2000 ; WILLIAMS *et al.*, 2003).

Le présent travail est réalisé dans la réserve naturelle du lac de Réghaïa durant une période de 13 mois ; en tenant compte non seulement des changements physiques et chimiques de l'eau, mais aussi en analysant les schémas temporels de la structure de la communauté liés à la qualité de l'eau. Ainsi, en plus des informations fournies par les variables de l'eau pour mesurer la santé de l'environnement, les indices de composition de la communauté, tels que la diversité ou la richesse des espèces, peuvent également être sensibles à certaines altérations environnementales. Ils peuvent donc être utilisés comme des bio-indicateurs préliminaires de la qualité de l'eau (JEPPÉSEN *et al.*, 2000 ; DECLERCK *et al.*, 2005).

Selon REAZALI, 2005 et AHRIZ *et al.* (2011), l'état des eaux du lac est généralement divisé en classes ; mauvaise et très mauvaise, ce qui montre le risque d'eutrophisation. L'eau du lac de Réghaïa est classée selon les normes algériennes en classe 4 (très mauvaise). SAYOUD (2017) a indiqué que sa qualité organique était très polluée. Cet état est dû à l'apport exogène de la zone industrielle, au lessivage des terres agricoles et aux rejets des eaux urbaines non traitées de la zone industrielle, d'où la forte concentration en azote (ZOUATINE, 2019).

Le lac de Réghaïa est considéré comme un site RAMSAR d'importance internationale car il est le dernier vestige de l'ancienne Mitidja. Il reste actuellement le dernier plan d'eau qui existe près de la capitale Alger. Malheureusement, la pollution est une menace majeure qui affecte son potentiel génétique et son importance écologique. Les concentrations en polluants suite aux différents rejets (industriels, urbains et agricoles) ont dépassé les normes internationalement admises (RODIER, 1984; GAUJOUS 1995; O.M.S., 2012 ; GHISLAIN, 2013). Selon AYDI et BENAMARA (2004), les eaux de surface du lac sont de très mauvaise qualité et ne peuvent être utilisées qu'après un traitement spécifique.

Les macroinvertébrés sont des organismes visibles à l'œil nu, tels que les insectes, les mollusques, les crustacés et les vers, qui habitent le fond des cours d'eau et des lacs. Ces organismes constituent un important maillon de la chaîne alimentaire des milieux aquatiques, puisqu'ils sont une source de nourriture primaire pour plusieurs espèces de poissons, d'amphibiens et d'oiseaux (BARBOUR *et al.*, 1999; WFD, 2003).

Les indicateurs biologiques requièrent la connaissance des schémas écologiques des organismes de tout écosystème. À cette fin et parmi les communautés biologiques, les macroinvertébrés sont les plus couramment utilisés pour évaluer la santé globale des écosystèmes aquatiques (SAYOUD, 2017). La connaissance approfondie des conditions

écologiques est importante pour la richesse et la diversité de cette catégorie de faune. Les macroinvertébrés sont des taxons vulnérables à la pollution et sensibles aux changements environnementaux (HELLAWELL, 1986; SMITH & VOSHELL, 1997; BARBOUR *et al.*, 1999). Ils sont un bioindicateur de l'état de l'environnement et constituent un groupe essentiel notamment dans la transformation de la matière organique. Ils présentent un intérêt potentiel en tant qu'élément de diagnostic de la pollution. Ainsi, cette macrofaune est une composante essentielle de la chaîne alimentaire des écosystèmes aquatiques, et leurs communautés évoluent dans l'espace et dans le temps (BOUGARD, 1988 ; TOWNSEND & HILDREW, 1984). Leur présence et leur abondance sont largement liées à des facteurs environnementaux (RICHARDS *et al.*, 1993 ; TATE & HEINY, 1995 ; BENBOW *et al.*, 2003). Ils sont reconnus pour être de bons indicateurs de la santé des écosystèmes aquatiques en raison de leur sédentarité, de leur cycle de vie varié, de leur grande diversité et de leur tolérance variable à la pollution et à la dégradation de l'habitat (BENBOW *et al.*, 2003 ; GHISLAIN, 2013) . Ils intègrent les effets cumulatifs et synergiques à court terme (allant jusqu'à quelques années).

Les multiples perturbations physiques (modifications de l'habitat), biologiques et chimiques dans les cours d'eau peuvent affecter la communauté sa structure et son dynamisme (ZOUATINE, 2019). Ils sont abondants dans la plupart des rivières et faciles à récolter. De plus, leur prélèvement a peu d'effets nuisibles sur le biote résident (BARBOUR *et al.*, 1999). Le suivi des macroinvertébrés est utile pour évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques, ainsi suivre l'évolution de l'état de santé d'un cours d'eau au fil du temps ; Évaluer et vérifier l'effet d'une source de pollution connue sur l'intégrité de l'écosystème ; Évaluer les impacts des efforts de restauration (habitat et qualité de l'eau) ; Apporter un complément biologique au programme de surveillance de la qualité bactériologique et physicochimique des cours d'eau.

En Algérie, plus précisément dans le lac de Réghaia, les macroinvertébrés sont mal connus ou ignorés dans leur bioécologie et leur biogéographie. Ils sont sérieusement affectés par différentes formes de perturbations. De nombreuses études ont porté sur les mares temporaires mais très peu sur les lacs (TADJINE & KHEDIMALLAH, 2017). Les premiers travaux sur les hydrosystèmes du Nord de l'Algérie ont été principalement consacrés à la description des espèces, mais peu se sont intéressés à leur écologie ou biogéographie (ARAB *et al.*, 2004).

La connaissance de la faune de macroinvertébrés dans les zones humides côtières algériennes est très limitée. Les quelques études réalisées ont été généralement fragmentaires et se sont

principalement concentrées sur certaines familles ou espèces. Selon HAOUCHINE (2011), dans les années 1980, des programmes hydrobiologiques ont été lancés par les laboratoires des universités d'Alger, de Tizi Ouzou, de Tlemcen et de Guelma, améliorant les connaissances sur les macroinvertébrés aquatiques. Dans la zone humide de Réghaïa, la recherche faunistique s'est concentrée sur les tortues, les oiseaux, les mammifères et les insectes terrestres.

Quelques études ont été menées sur les macroinvertébrés des eaux intérieures d'Algérie, notamment celles de GAGNEUR *et al.* (1986) et ARAB *et al.* (2004) dans la région occidentale du pays (les montagnes de Tlemcen dans la région de Chellif), LOUNACI (1987), ARAB (1989), LOUNACI *et al.* (2000 a et b) et LOUNACI (2005) sur la région centrale (Alger et Tizi Ouzou). Ainsi que d'autres travaux sur la région orientale, SAMMRAOUI & CORBET (2000) sur la Numidie et ZOUGGAGHE et MOALI (2009) sur la région de Bejaia.

La présente étude a pour objectif l'étude de la qualité de l'eau de ce lac et sa relation avec les paramètres des communautés de macroinvertébrés (distribution spatiale et temporelle, abondance, diversité et parenté taxonomique). Il est à préciser que jusqu'à présent aucune étude de la macrofaune n'a été réalisée sur le site (Centre Cynégétique de Réghaïa, 2011). Cette étude présente pour les recherches futures un inventaire utile pour la connaissance et la gestion rationnelle de ce milieu vulnérable, car toute forme de pollution entraîne une réduction de la diversité de la richesse et l'élimination des taxons les moins tolérants (TACHET *et al.*, 2000).

Le présent document est structuré en quatre chapitres interdépendants. Le premier traite de la région d'étude et ses caractéristiques édapho-climatiques, floristiques et faunistiques. Le matériel et méthodes sont développés dans le deuxième chapitre. Le troisième chapitre rassemble les résultats obtenus sur la qualité physico-chimique de l'eau du lac ainsi que les communautés de macroinvertébrés, leur composition, leur structure ainsi que l'interaction entre ces deux facteurs. Les discussions sont regroupées dans le quatrième chapitre. Le travail s'achève par une conclusion générale et des perspectives.

*Chapitre I : Présentation de la
région d'étude*

Chapitre I- Présentation de la région d'étude : la réserve naturelle de Réghaïa

Le présent travail est réalisé dans une région protégée de situation géographique et climatique particulière : la zone humide de Réghaïa. L'historique et la situation géographique sont présentés dans cette partie. Les facteurs édaphiques et climatiques sont également abordés, ainsi que les données bibliographiques sur la végétation et sur la faune de la région.

I.1. – Historique

D'après JACOB *et al.* (1979), le marais de Réghaïa a fait l'objet de plusieurs visites scientifiques qui ont débuté en 1924 par Gauthier LIEVRE qui a mis en évidence la flore de ce site. Vient ensuite la visite de HEIM DE BALZAC effectuée en 1930, puis, les 165 visites régulières de JACOB et LEDANT, réparties entre décembre 1974 et juillet 1978. Ces dernières ont donné lieu à l'établissement d'un historique du marais avec élaboration d'une première liste d'espèces d'oiseaux tous statuts confondus. Ces auteurs ont dénombré 188 espèces sur le site et ses environs immédiats. A partir de 1980, le lac de Réghaïa est régulièrement visité par les scientifiques de la région algéroise, en particulier ceux de l'Institut National Agronomique d'El Harrach (INA) et de l'Université des sciences et Technologie de Bab Ezzouar (USTHB). Plusieurs travaux scientifiques sont également consacrés au site, à sa flore, à sa faune et à l'état physico-chimique de ses eaux.

I.2. - Situation géographique de la réserve naturelle de Réghaïa

Dans cette partie, les caractéristiques géographiques aux alentours du marais de Réghaïa sont exposées. Cette zone humide est classée site RAMSAR depuis 2003. Elle est située à l'extrémité orientale de la plaine de la Mitidja, au bord de la mer méditerranéenne. Elle est limitée au Nord par la mer méditerranéenne, à l'Ouest par oued El Hamiz, au Sud par la partie orientale de la Mitidja et à l'Est par oued Boudouaou et par les premières collines qui annoncent le massif kabyle (MUTIN, 1977). La région de Réghaïa est située à 30 Km à l'Est d'Alger, à la limite Nord-Est de la plaine de la Mitidja et à 14 Km à l'Ouest de la ville de Boumerdes. Ses coordonnées géographiques sont, 3°10' à 3°15' de longitude Est et 36°25' à 36°50' de latitude Nord (CHEBLI, 1971). Cette région est limitée au Nord par la mer Méditerranéenne, au Sud par la route nationale n° 24 reliant Alger à Constantine, à l'Est par la ville de Boudouaou et à l'Ouest par la ville de Bordj El Bahri. Pour ce qui est du plan d'eau (le lac de Réghaïa), les

Présentation de la région d'étude : la réserve naturelle de Réghaïa

coordonnées géographiques sont, 3°19' à 3°21' de longitude Est et 36°45' à 36°48' de latitude Nord. Il est bordé au Nord par la mer Méditerranée, au Sud par la deuxième ferme Mokhfi, au Sud-Est par la ferme Cohad, à l'Est par les deux fermes Afrat et Mokhfi et à l'Ouest par la localité de la tribu d'Ain El Kahla (MERIEM, 1985). Il est accessible à l'Ouest par la route de la plage d'El Kadous, à l'Est par la route de Réghaïa plage et au Sud par la route nationale 24 reliant Ain Taya à Boumerdes. Le site d'étude fait partie de la circonscription administrative de Rouïba et se trouve à cheval sur deux communes, en l'occurrence, la commune de Réghaïa dont le chef-lieu se trouve à moins de 1 Km au Sud de cette zone et la commune de Heraoua au Sud-Ouest du lac dont le chef-lieu de ses agglomérations font limites à la zone humide de Réghaïa (AGUENINI et BENDJABALLAH, 2005)(Fig. 1).

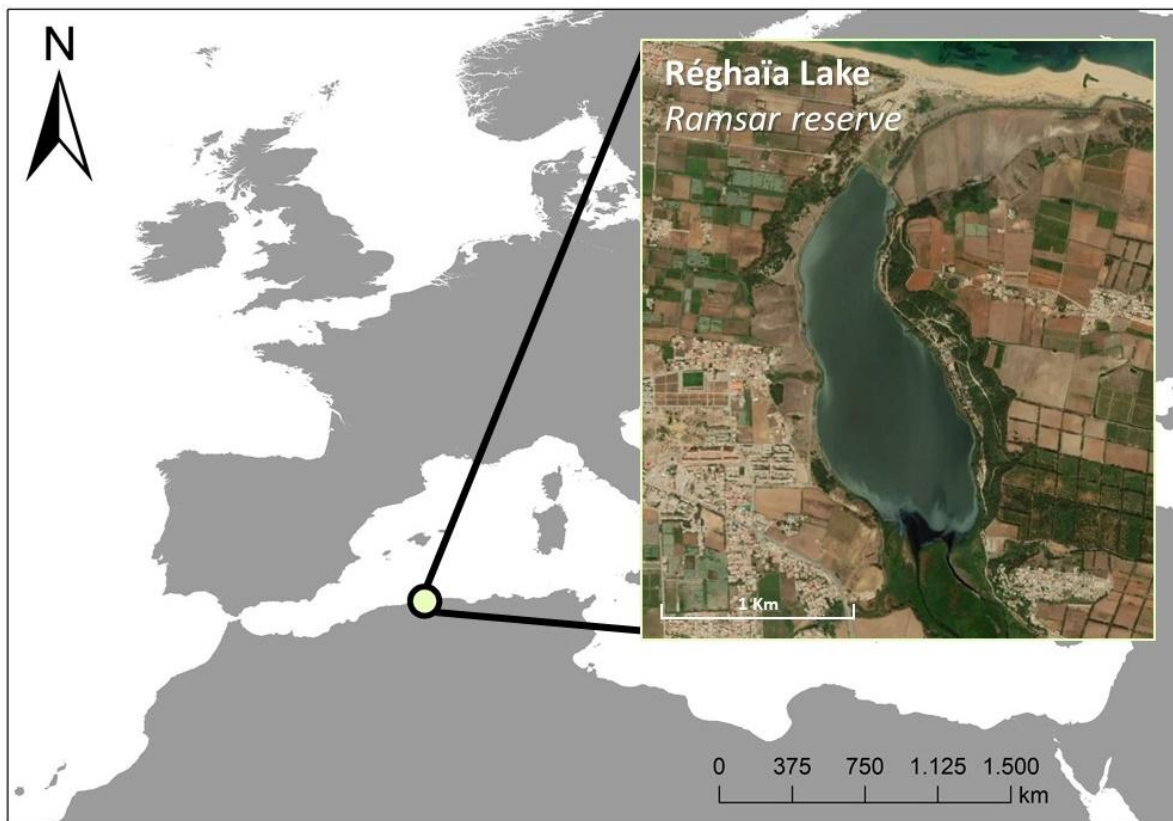


Figure 1.-Situation géographique et délimitation de la réserve naturelle du lac de Réghaïa(36° 46.363' N; 3° 20.129' E) (Google Earth, 2020)

I.3. - Facteurs abiotiques de la région d'étude

Les facteurs abiotiques sont essentiellement de deux types, les facteurs édaphiques et facteurs climatiques.

I.3.1.-Facteurs édaphiques

Les facteurs édaphiques comprennent toutes les propriétés physiques et chimiques du sol qui ont une action écologique sur les êtres vivants (DREUX, 1980). Selon GRABA (2005), le plan d'eau de la réserve s'étend sur une superficie de 75 hectares en été et 150 hectares en hiver suivant l'intensité de précipitations. Quatre plateaux le surplombent :

- Plateau Ouest est situé dans la région de Herraoua, constitué de falaise à pente plus ou moins abruptes, aboutissant à la plage, ainsi qu'un maquis de 30 ha le séparant d'un verger de mandarinier qui entoure le centre cynégétique de Réghaïa.
- Plateau Est : C'est le plateau de Boudouaou, il s'étale sur la partie Est du périmètre de Réghaïa et se termine sur le littoral par des falaises.
- Plateau Sud formé de terrasses qui se terminent au Sud de la plage de l'oued de Réghaïa par des marécages. Autrefois le lac est naturellement ouvert sur la Méditerranée au Nord, est actuellement fermé par une digue artificielle.
- Le plateau central constitué par la zone de l'oued Réghaïa et formé par deux petits bassins versants, l'un à l'Est où se trouvent les domaines agricoles Saidani et Ali khouja, et l'autre à l'Ouest où se trouve le domaine agricole Boudhane et le douar Ain kahla.

I.3.1.1.-Pédologie du site

La zone littorale de Réghaïa présente un sol à tendance sablo-limoneuse. La partie centrale est caractérisée par une terre fertile à tendance argileuse, constituée par des sols bruns méditerranéens et des sols rouges brunifiés (MUTIN, 1977)(Fig.2).

I.3.1.2.-Topographie du site

Le plan d'eau est situé à 4m au-dessus du niveau de la mer. Sa profondeur varie de quelques centimètres à six mètres. Les berges immédiates sont à pente douce à nulle parfois (0 à 3%). L'altitude croît par endroits pour atteindre 35m au niveau des collines. Le maquis occupe les fortes pentes (12,5 à 25%). Dans la partie Nord de la vallée s'allongent des dunes plus ou moins fixées qui séparent le lac de la mer (TALEB *et al.*, 2003).

I.3.1.3.-Hydrologie du site

Les eaux du lac proviennent des précipitations et du ruissellement des eaux des nappes phréatiques. Le marais du Réghaïa est alimenté par trois cours d'eau :

- L'oued de Réghaïa, dont le bassin versant atteint 75km², une partie atteignant 25m² est constituée par un territoire monticuleux. Le reste est une plaine inclinée vers la mer. Il est alimenté par deux affluents à savoir oued Guesbaï et oued Berraba.
- L'oued El Biar prenant naissance aux environs de la zone industrielle de Rouïba- Réghaïa, traverse une grande partie des champs agricoles avant de se déverser au niveau du lac.
- L'oued Boureah, un affluent de l'oued El Hamiz, débute près de la ville de Rouïba. Il draine les eaux de ruissellement des terres agricoles de la plaine de Mitidja dans sa partie Nord-Est. Son bassin versant atteint 20 km²(TALEB *et al.*, 2003) (Tab.1).

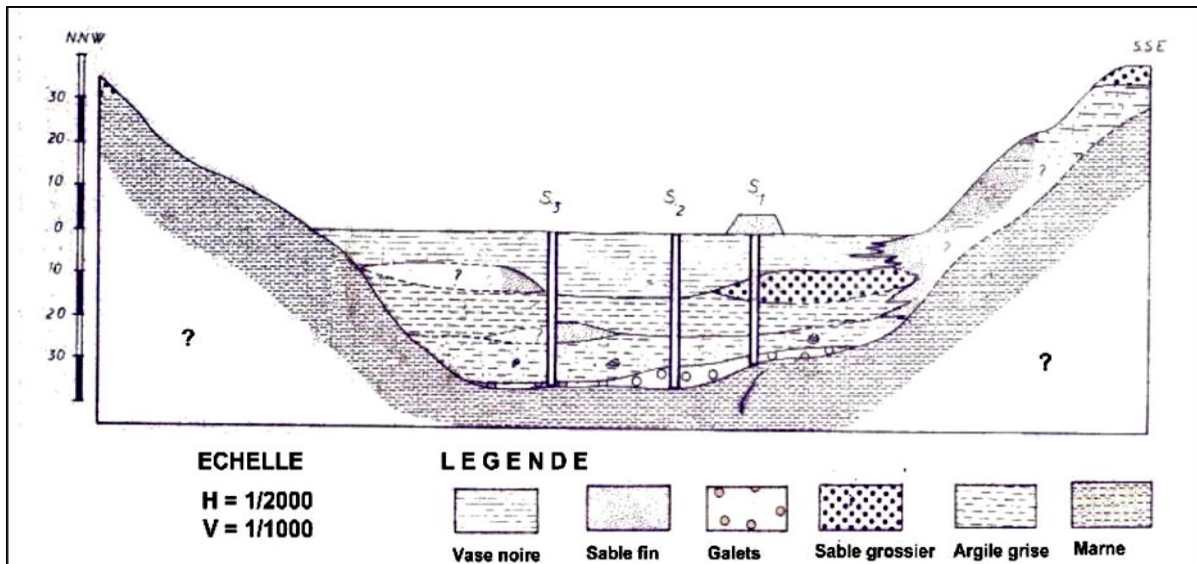


Figure 2.-Coupe géologique transversale au pied de la digue du Lac de Réghaïa (THIBAUT, 2006)

Caractéristiques	Bassin versant (km ²)	Longueur (m)	Largeur (m)	Profondeur (m)
Oued Boureah	20	3600	08	05
Oued Réghaïa	85	5500	10	17
Oued El-Biar	15 à 20	4075	06	04

Tableau1.- Caractéristiques des cours d'eau de la réserve naturelle de Réghaïa (ANRH, 2000)

I.3.2.-Facteurs climatiques

Selon DAJOZ (1971), le climat est un facteur important dans la vie et l'évolution d'un écosystème. Il joue un rôle fondamental dans la distribution et la vie des êtres vivants (FAURIE *et al.*, 1980). Le climat de Réghaïa est qualifié de variétés de type méditerranéen. Cela veut dire une répartition irrégulière de pluies au cours de l'année. Les climatologues admettent que ce type de climat est caractérisé par une saison pluvieuse qui s'étend du mois d'octobre au mois de mai, et d'une saison sèche à été sec très ensoleillé. Du fait de l'absence des données climatologiques relatives à cette zone, nous avons utilisé les données de la station météorologique de Dar El Beida qui se trouve seulement à 8Km de Réghaïa et se situe à la même altitude (BELHADJ *et al.*,2006). La classification écologique du climat repose sur l'utilisation de deux paramètres climatiques présentés par la température et la pluviosité. Leurs études nécessitent des formules mathématiques et des indices climatiques. Il s'agit du diagramme ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN (1953), et de l'indice climatique d'EMBERGER (1955).

I.3.2.1.-Température

La température présente un facteur limitant de première importance car elle contrôle l'ensemble des phénomènes métaboliques et conditionne de ce fait la répartition de la totalité des espèces et de communautés des êtres vivants dans la biosphère (RAMADE, 2003). Chaque espèce ne peut vivre que dans un certain intervalle de températures limité au-dessus par des températures létales maximales et au-dessous par des températures létales minimales. En dehors de cet intervalle, elle est tuée par la chaleur ou par le froid (DREUX, 1974).

Le tableau 2 regroupe les valeurs des températures mensuelles moyennes, maximas et minimas de la région d'étude.

Tableau 2.-Températures mensuelles moyennes, maximas et minimas en degrés Celsius de la réserve naturelle du lac de Réghaïa durant la période d'étude.

Mois	Avr. 2017	Mai. 2017	Jun. 2017	Jul. 2017	Août. 2017	Sep. 2017	Oct. 2017	Nov. 2017	Dec. 2017	Jan. 2018	Fév. 2018	Mar. 2018	Avr. 2018
M (°C.)	22	26.4	30.7	32.8	34	30.1	26.5	21	16,5	18.1	15,8	19	21,9
m (°C.)	8.9	12.6	17.8	20.3	22.6	16.7	11.7	7.6	5.6	5.5	4.8	8.7	9.7
(M+m)/2 (°C.)	15.5	19.5	24.3	26.5	28.3	23.4	19.1	14.3	11.1	11.8	10.3	14	16

(O.N.M , 2018)

Présentation de la région d'étude : la réserve naturelle de Réghaïa

Dans la réserve naturelle du lac de Réghaïa en 2017-2018, la moyenne des températures du mois le plus chaud est enregistrée en août avec 28,3°C. et celle du mois le plus froid est notée en février 2018 avec 10,3°C. (Tab. 2).

I.3.2.2.-Précipitations

La pluviométrie est une valeur proportionnelle à la quantité d'eau qui tombe du ciel sous forme de précipitations et pendant une durée déterminée. Elle est exprimée en millimètres (DREUX, 1980). C'est un facteur écologique d'importance fondamentale, non seulement pour le fonctionnement et la répartition des écosystèmes terrestres mais aussi pour certains écosystèmes limniques tels que les mers, les lacs temporaires et les lagunes saumâtres soumises à des périodes d'assèchements (RAMADE, 2003). Les précipitations influent sur la vitesse de développement des animaux, sur leur répartition dans le biotope et sur la densité de leurs populations (DAJOZ, 1971). Les pluies interviennent principalement en automne, en hiver et au printemps. L'été est généralement sec, c'est d'ailleurs là une caractéristique du climat méditerranéen qualifié de xéothermique (EMBERGER, 1955). L'observation de la carte pluviométrique élaborée par CHAUMONT et PAQUIN (1972), montre que la pluviométrie annuelle varie de 600 à 800 mm par an. Dans la présente étude, on ne tiendra pas compte des corrections attestant que la pluviométrie augmente de 40 mm/100 mètres d'élévation (AZZOUNI, 1980). La station de Dar El Beida a été considérée comme une station de référence vu que la région d'étude se trouve à une altitude assez proche de celle-ci. Les valeurs des précipitations mensuelles obtenues entre avril 2017 et avril 2018 exprimées en millimètres sont présentées dans le tableau 3.

Tableau.3 - Précipitations mensuelles de la réserve naturelle du lac de Réghaïa durant la période d'étude.

Mois	Avr.17	Mai.17	Jun.17	Jul.17	Août.17	Sep.17	Oct.17	Nov.17	Déc.17	Jan.18	Fév.18	Mar.18	Avr.18	Total
P (mm)	21,34	8,38	4,58	0,51	2,28	35,05	16	201,67	157,7	33,27	69,58	121,16	98,8	338,78

(O.N.M , 2018).

P: Pluviométrie moyenne mensuelle et annuelle.

Le mois le plus pluvieux est le mois de novembre, où il pleut une moyenne mensuelle de 201,67 mm avec un pic de 157,7 mm en décembre. Tandis que le mois de juillet (0,51 mm) et août (2,28 mm) sont les plus secs.

I.4.-Synthèse climatique

Pour caractériser le climat d'une région, on procède à une synthèse des principaux facteurs climatiques (températures et précipitations). Cela permet de déterminer le seuil critique au-dessous duquel le bilan hydrique du sol et donc les végétaux deviennent déficitaires. Certains auteurs tels que BAGNOULS et GAUSSEN (1953), EMBERGER (1955) et STEWART (1969) ont proposé des synthèses numériques et graphiques.

I.4.1.-Diagramme ombrothermique

Le Diagramme ombrothermique de GAUSSEN permet de définir les mois secs (MUTIN, 1977). Selon BAGNOULS et GAUSSEN (1953), un mois est biologiquement sec, lorsque le total mensuel des précipitations est inférieur ou égal au double de la température moyenne exprimée en degrés Celsius. Autrement dit, lorsque $P \leq 2T$, la courbe pluviométrique se trouve au-dessous de la courbe thermique et l'intersection des deux courbes détermine la durée et l'intensité de la période sèche. RAMADE (2009), identifie la période sèche dès que la courbe pluviométrique descend au-dessous de la courbe thermique. Il est humide dans le cas contraire (DREUX, 1980). Pour mettre en évidence les saisons sèches et les saisons pluvieuses, nous avons réalisé le diagramme ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN. Pour tracer la courbe, les mois doivent être portés en abscisse, l'échelle des précipitations en ordonnées à droite, et à gauche les températures à une échelle double de celle des précipitations. Le diagramme ombrothermique de la région de Réghaïa fait apparaître deux périodes distinctes. Une période sèche qui s'étale sur six mois, de la mi-mars jusqu'à la mi-octobre, marquée par une pluviométrie faible. Une deuxième période humide et froide qui apparaît du début novembre jusqu'à la mi-avril (Fig.3).

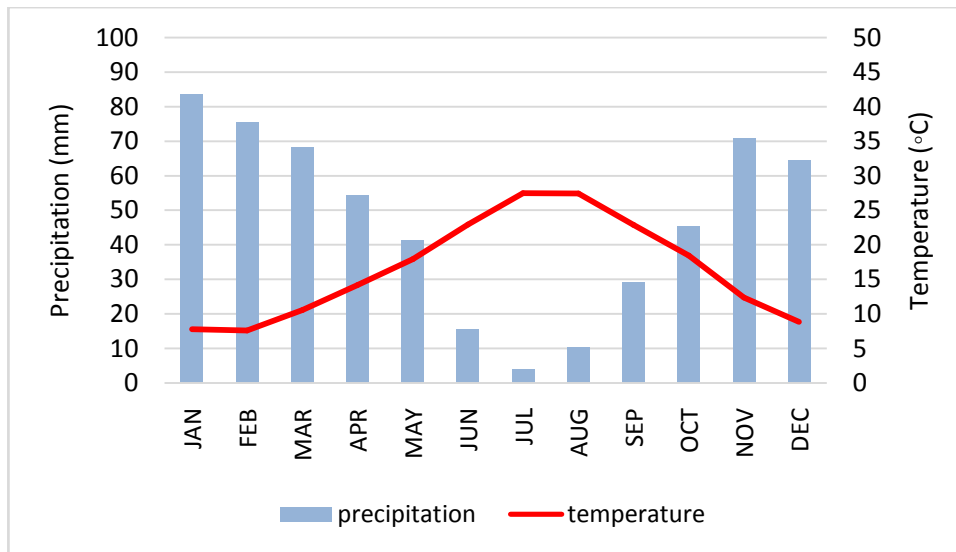


Figure3. -Diagramme ombrothermique de la station de Réghaïa utilisant les données d'une période de 10 ans (2009-2018). Données d'entrée : Projet POWER du LangleyResearch Center (LaRC) de la NASA, financé par le programme Earth Science/Applied Science de laNASA.

I.4.2.- Quotient pluviométrique et climagramme d'Emberger

EMBERGER (1955) a proposé un quotient pluviométrique et un climatogramme pour la région méditerranéenne. Il permet de séparer les étages bioclimatiques en humide, subhumide, semi-aride, aride et saharien, ainsi que les variantes de chaque étage (hiver doux, frais, froid et chaud). Il permet de situer la région d'étude dans l'étage bioclimatique qui lui correspond (DAJOZ, 1971). Cet indice est simplifié par STEWART (1969) pour l'Algérie et le Maroc soit:

$$Q_2 = 3,43 P / (M - m)$$

M et **m** en degrés Celsius

Selon les données climatiques, de Dar El Beida ; le quotient pluviométrique d'Emberger correspond à 101,05. Cette valeur portée sur le climagramme d'Emberger, montre que la région d'étude se situe dans l'étage bioclimatique subhumide à hiver doux. Néanmoins, plusieurs paramètres climatiques doivent être plus adaptés pour raison de sécheresse et changement climatique de cette dernière décennie (Fig. 4).

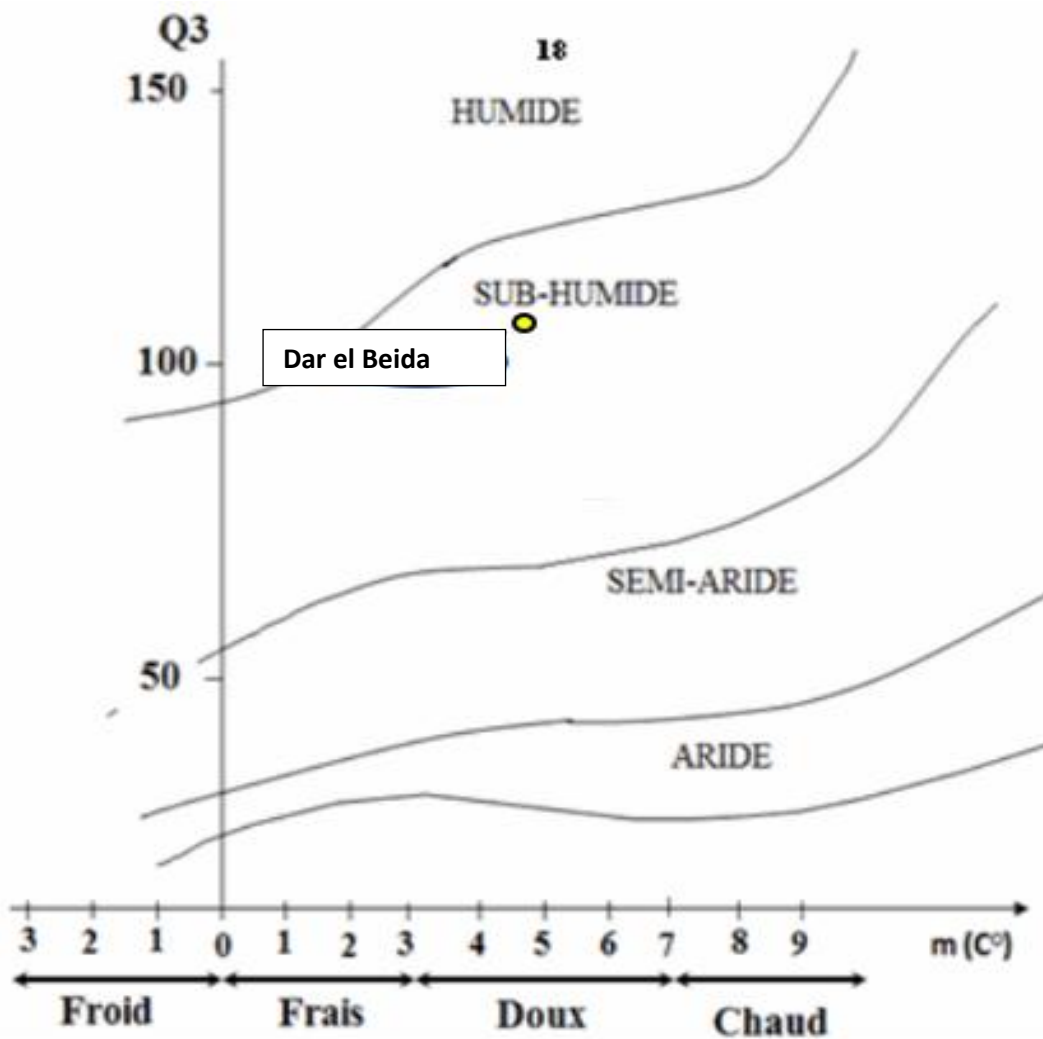


Figure 4.-Climagramme d'Emberger pour la région de Réghaïa
durant la période 2009-2018

Q 2 : quotient pluviométrique d'Emberger.

P : hauteur des précipitations annuelles exprimée en mm.

M : moyenne des températures maxima du mois le plus chaud.

m : moyenne des températures minima du mois le plus froid.

I.5.-Facteurs biotiques

Les facteurs biotiques représentent la flore et la faune qui se trouvent dans la région d'étude.

I.5.1.-Flore

Aux abords du lac, la végétation se compose de *Typha latifolia* L., 1753(Typhaceae) et de *Phragmites communis* Steud, 1841(Poaceae).

Selon le C.C.R. (2011), le lac de Réghaïa présente une richesse floristique non négligeable. Il estime 256 espèces végétales, dont 23 nouvelles espèces appartenant à 5 nouvelles familles ont été récemment identifiées. Soit 13% de la flore du Nord de l'Algérie. Le maquis de la zone humide de Réghaïa présente une superficie de 30 ha. Il est riche en oléastres. Il forme une ceinture relativement large autour du lac et permet une bonne protection de l'avifaune (D.G.F., 2002). Il est représenté par quelques vestiges de l'ancien maquis à Olea-lentisque composé d'*Olea europaea oleaster* L., 1753 (Oleaceae), de *Pistacia lentiscus* L., 1753 (Anacardiaceae), *Crataegus monogyna* Jacq., 1775 (Rosaceae), *Rubus ulmifolius* Schott, 1818 (Rosaceae), *Smilax aspera* L., 1753 (Smilacaceae) et *Hedera helix* L., 1753 (Araliaceae). La liste détaillée de la flore de la réserve naturelle du lac de Réghaïa est mentionnée dans l'annexe 1.

Les habitats les plus remarquables sont:

- Les groupements hydrophiles se développent en bandes vertes liés à la présence de l'eau, dans les zones marécageuses, tels que le roseau commun *Phragmites communis*, la Massette à larges feuilles *Typha latifolia*, le Scirpe aigu *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla, 1888 et l'Iris des marais *Iris pseudacorus* L., 1753 (ABBAS et OUNOUH, 2009).
- Les terrains en pente entourant le lac, sont occupés par un important maquis, quelques bosquets d'*Eucalyptus camaldulensis* L., 1753et de friches. Le cortège floristique de ce maquis est composé principalement de *Pistaschia lentiscus* (Lentisque), *Olea europea* (Oleastre), ainsi que *Hedera helix*, *Smilax aspera* et *Asparagus acustifolius* L., 1753.
- Parmi la flore terrestre, trois espèces endémiques d'Afrique du Nord sont répertoriées. Il s'agit d'*Arenaria cerastioides* Poir, 1789, de *Scillalingulata* L., 1753 et d'*Abutilon theophrastii* Medik., 1787. Cette dernière est une espèce rare sur le littoral (LAZREG, 1983). La liste de la flore du marais de Réghaïa est détaillée dans l'annexe 1.

I.5.2.- Faune

La faune du Sahel algérois se compose d'invertébrés et de vertébrés (GUESSOUM, 1981; BENZARA, 1985; KABASSINA, 1990; BENMESSAOUD, 1989; DOUMANDJI et DOUMANDJI-MITICHE, 1992; SELLAMI, 2005; MILLA *et al.*, 2006; BAZIZ *et al.*, 2008; MILLA, 2008; BOUKRABOUZA, 2011; MAKHLOUFI, 2011; DJELMOUDI, 2017; BOULAOUAD, 2018). Les listes détaillées de la faune de la réserve naturelle du lac de Réghaïa sont mentionnées dans l'annexe 2 ; 3 ; 4.

Chapitre I I : Matériel et méthodes

Chapitre II : Matériel et Méthodes

Afin de pouvoir étudier la pollution de l'eau du lac de Réghaïa et son effet sur l'entomofaune aquatique, la présente étude est composée de deux parties. La première consiste en l'étude des caractères physico-chimiques de l'eau du lac. La seconde partie est une approche sur les populations des macroinvertébrés benthiques, leur disponibilité dans un tel milieu et leur occupation spatio-temporelle vu que cette faune est considérée comme indicateur biologique de l'état des milieux aquatiques.

II.1. - Choix des stations d'étude

La station choisie pour réaliser la présente étude est le lac de Réghaïa. Ce dernier et d'après la D.G.F (2002), est le seul centre au niveau du territoire national ayant pour objectif de produire des espèces de la sauvagine telles que le canard colvert et le fuligule nyroca, grâce à la reproduction, et par la réalisation des lâchés et des suivis dans le pays.

D'après le C.C.R 2011, le plan d'eau est situé à 4 m au-dessus du niveau de la mer Sa profondeur varie de quelques centimètres à 6 m. Les berges immédiates sont à pente douce à nulle parfois (0 à 3%). L'altitude croît par endroits pour atteindre 35 m au niveau des collines. Les pentes du lac sont relativement douces et son allongement est Nord-Sud. Le maquis occupe les fortes pentes (12,5 % à 25%). La topographie, assez complexe, est représentée par quatre plateaux à configuration variée : le Plateau-Ouest de Bordj El Bahri et de Aïn-Taya, le Plateau-est de Boudouaou. Le Plateau-Sud englobe tous les terrains provenant du Hamiz jusqu'à la ville de Réghaïa et le Plateau Central qui s'étend sur toute la zone sillonnée par l'Oued Réghaïa. Dans la partie Nord de la vallée s'allongent des dunes plus ou moins fixées qui séparent le lac de la mer. Le bassin versant de l'oued Réghaïa fait partie du bassin du Hamiz limité respectivement à l'Ouest et à l'Est par les sous bassins des oueds Hamiz et Boudouaou. Il est caractérisé comme suit :

- Surface : 81,5 Km²
- Périmètre : 38,5 Km
- Longueur du cours d'eau principal (à partir de la digue) : 17,13 Km
- Différence d'altitude le long du cours d'eau principal : 180 m
- Indice de compacité de Gravelius, Kc : 1,2

• Rectangle équivalent : Longueur (L) : 12,83 Km; Largeur (l) : 6,42 Km La courbe hypsométrique fait apparaître une altitude moyenne de 45 m et une altitude médiane de l'ordre de 55 m.

Les altitudes comprises entre 100 et 250 m occupent 25% de la superficie du bassin, alors que les altitudes inférieures à 25 m occupent près de 40% des 81,50 Km².

Afin de réaliser cette étude, des points de prélèvement ont été choisis où l'échantillonnage est réalisé aléatoirement selon l'accessibilité, les conditions météorologiques et les moyens présents sur site. La vanne de conduite d'eau de la station d'épuration du lac a été ouverte par conséquent le niveau d'eau a baissé de ce fait beaucoup de points près des berges (point d'échantillonnage) ont séché. Néanmoins, la vase était très abondante ce qui présente un danger au moment du prélèvement (Fig.5).

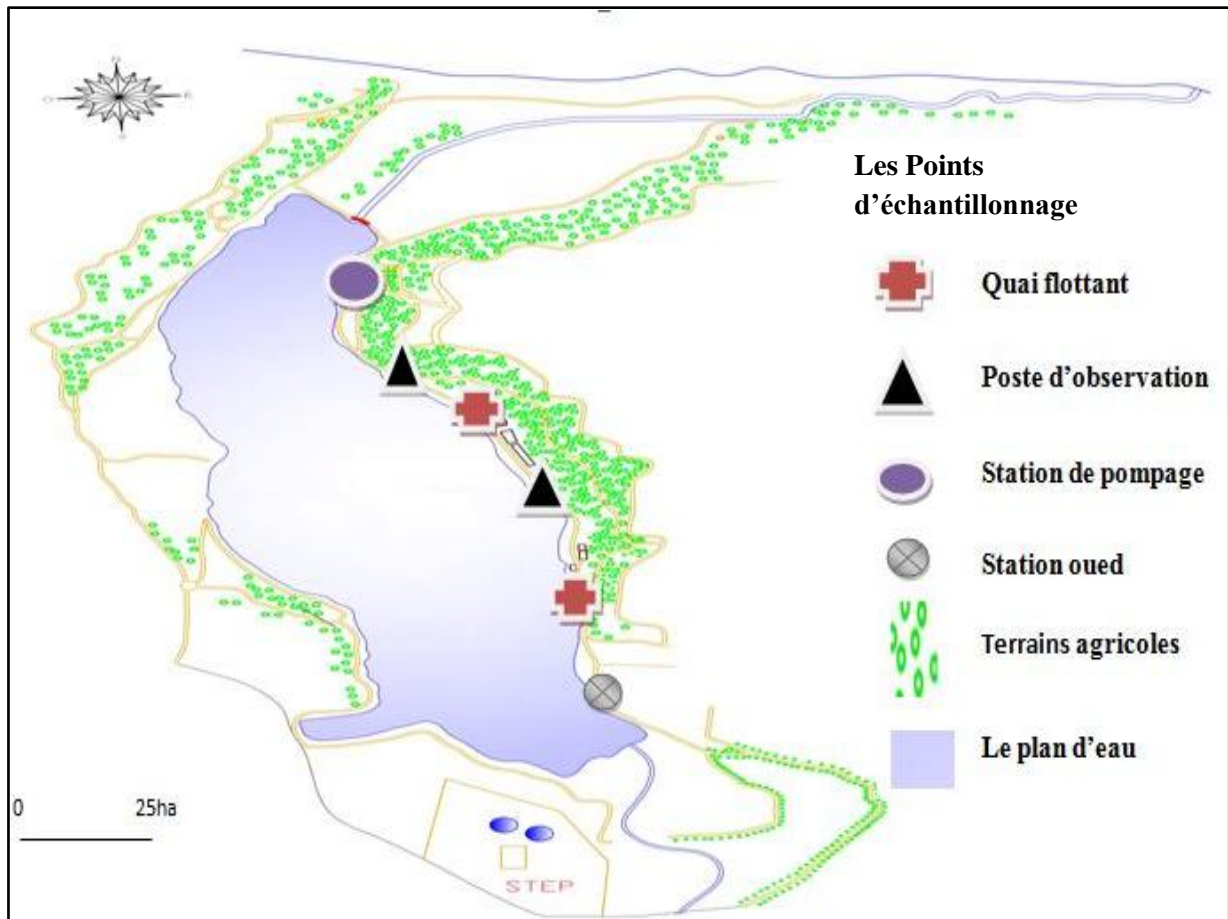


Figure5.-Situation géographique du lac Réghaïa (36° 46.363'N ; 3° 20.129'E) et points d'échantillonnage choisis (DJITLI , 2017modifié).

II.2. -Analyse physico chimique de l'eau

Afin d'étudier l'état de ce milieu, nous avons procédé à l'analyse de quelques paramètres physico-chimiques sélectionnés du plan d'eau : pH , température T en °C., demande biochimique en oxygène (DBO5) , ammonium (NH₄⁺), nitrates (NO₃⁻), nitrites (NO₂⁻), phosphate (PO₄³⁻), fer (Fe⁺) et pesticides organochlorés (P.O) en mg/l. Cette analyse a été réalisée en deux étapes.

a. Sur le terrain

Sur le terrain, nous avons procédé au prélèvement des échantillons d'eau pendant une période qui s'étale depuis avril 2017 à avril 2018 avec une fréquence régulière d'une fois par mois. En parallèle, un échantillonnage de macroinvertébrés au niveau des mêmes points de prélèvement est effectué. Ainsi la température de l'eau et le pH sont mesurés *in situ* grâce à un thermomètre muni d'un pH mètre.

Le prélèvement a été effectué grâce des flacons en verre de 250 ml. Ces flacons ont été préalablement stérilisés pendant une demi-heure à 120°C. pendant 15 minutes. Les flacons étaient rincés plusieurs fois avec l'eau à analyser et fermés hermétiquement sans laisser de bulles d'air puis placés dans une glacière (2 à 4 °C.) jusqu'au moment de l'analyse au laboratoire. Les éléments chimiques analysés au laboratoire de contrôle qualité sont : la demande biochimique en eau DBO₅, ammonium (NH₄⁺), nitrite (NO₂⁻), nitrate (NO₃⁻), fer (Fe⁺), phosphate PO₄³⁻, pesticides organochlorés (P.O). Il est à noter que la DBO5 permet d'évaluer la fraction biodégradable de la charge polluante carbonée des eaux usées. Elle est en général calculée au bout de 5 jours à 20 °C. et dans le noir.

b. Au laboratoire

Ces paramètres ont été mesurés selon la procédure et le protocole adéquats et déterminés dans le laboratoire de la SEAAL et dans le laboratoire de Contrôle de Qualité et de Conformité CHELLALI à Rouïba.

II.3. - Echantillonnage des macroinvertébrés

Les macroinvertébrés ont également été échantillonnés dans différents points puis identifiés par familles. Il est à noter que c'est très dur d'arriver jusqu'à l'ordre ou l'espèce car il s'agit de larve très difficile à identifier. Les identifications des macroinvertébrés ont été réalisées au

niveau du laboratoire de recherche et d'écologie aquatique de l'université de Gérone-Espagne (GRECO), du laboratoire de zoologie de l'Ecole Nationale Supérieure Vétérinaire ainsi qu'à l'U.S.T.H.B en utilisant les clés d'identification TACHET *et al* (2000). La qualité de l'eau a été étudiée à l'aide de la richesse taxonomique en macroinvertébrés et sa répartition spatio-temporelle durant les mois d'étude.

II.3.1.- Matériel biologique

Les macroinvertébrés font partie du benthos. Ils colonisent différents supports tels que : minéraux (les blocs, les pierres, les graviers, la vase), organiques (végétaux, branches, litières, racines d'arbres), au fond des ruisseaux, des lacs et des marais. Ce sont des organismes que l'on peut voir à l'œil nu car ils mesurent plus de 0,5 mm. Les macroinvertébrés sont importants pour la chaîne alimentaire aquatique car ils font partie des régimes alimentaires de différentes espèces d'oiseaux, et d'amphibiens et la source de nourriture primaire pour les poissons (*Gambusia holbrooki* Girard, 1859 et *Anguilla anguilla* L, 1758). Il est important de noter que la surface du fond du lac étudié est dominée par des sédiments nus (EL HAOUATI *et al.*, 2009). Cette faune est constituée surtout d'insectes sous forme de larves et de nymphes, elle comprend aussi des crustacés et des mollusques. Ils sont reconnus pour être des bioindicateurs de l'état des écosystèmes aquatiques en raison de leur sédentarité, leur cycle de vie varié et leur tolérance variable à la pollution et dégradation de l'habitat (TACHET *et al.*, 2000; EL HAOUATI *et al.*, 2009 ; MOISAN, 2010). Dans cette étude, nous nous sommes intéressés aux espèces de cette macrofaune afin d'évaluer la santé globale de cet écosystème. Et aussi suivre l'évolution de l'état de ce cours d'eau au fil du temps. Il est à noter que cette étude est la première à être entamée au niveau du site, et ceci apporte un complément au programme de surveillance de la qualité physico-chimique et biochimique au site.

II.3.2- Sur le terrain

L'échantillonnage des macroinvertébrés a été réalisé en parallèle avec le prélèvement de l'eau. Cette faune a été capturée à l'aide d'un filet Surber de 22 cm de diamètre et d'une maille de 250 µm, créant un contre-courant artificiel. Cette faune est ensuite délogée avec les mains car cette méthode abime moins les organismes (MOULTON *et al.*, 2002). Ils sont ensuite fixés dans de l'éthanol à 75 %. Le matériel collecté a été transporté au laboratoire, trié, étiqueté puis identifié à l'aide d'une loupe binoculaire, d'un stéréomicroscope et d'ouvrages de référence (DURAND & LEVEQUE, 1981 ; TACHET *et al.*, 2000 ; MOISAN, 2010).

a. Matériel utilisé

- Filet surber (250 µm)
- Tamis et seau
- Boîtes pour le transport des échantillons
- Agent de conservation (alcool 75%)
- Etiquètes en papiers imperméables
- Pincettes
- Cuillères
- pH-mètre muni d'un Thermomètres
- Appareil photo
- Bottes et cuissards
- Gants en caoutchouc
- Imperméable
- Chronomètre
- Crayon feutre indélébile
- Carnet de terrain
- Matériel pour les analyses d'eau
 - ✓ Flacons distillés
 - ✓ Glacière et glaces
 - ✓ Feuilles d'analyses

b. Le protocole suivi pour le prélèvement des macroinvertébrés.

Dans cette partie est exposé le protocole d'échantillonnage avec la description des différentes étapes à suivre pour le prélèvement des macroinvertébrés. Deux types de cours d'eau sont également désignés respectivement comme des cours d'eau à forte pente et à substance grossiers (high gradient stream) ou à faciès lotique et des cours d'eau à faible pente et à substance fines et écoulement lent (low gradient stream) ou à faciès lentique car ce sont les cours d'eau dans lesquels on peut se déplacer (BARBOUR *et al.*, 1999; STARK *et al.*, 2001). Ainsi, la stratégie d'échantillonnage différera selon ces types de substrats et d'écoulement. MAXTED *et al.* (2003) recommandent, concernant les programmes de suivi, de séparer l'évaluation de ces deux types de cours d'eau car les communautés de macroinvertébrés benthiques de référence y sont différentes. Ainsi, tant les échantillons que l'interprétation devront être traités différemment selon le type de cours d'eau.

Ce protocole est réalisable dans les eaux de la berge à substrat grossier et à écoulement lent. Les seuils sont des zones peu profondes où le courant est brisé par des roches ou des morceaux de bois submergés. La proximité du substrat crée de petites vagues en surface. Des macrophytes poussent dans les tronçons de cours d'eau ensoleillés en plus dans les tronçons de cours d'eau près des berges, on retrouve fréquemment des accumulations de débris végétaux tels des arbres morts submergés. C'est pour cette raison que les habitats plus profonds à très faible courant (fosses ou pools) sont délibérément exclus afin de comparer seulement les habitats les plus productifs, particulièrement sur le plan de la diversité. C'est dans les seuils que l'on trouve habituellement les taxons sensibles à la dégradation de la qualité de l'eau. La présence ou l'absence de ces groupes sensibles à la pollution est reconnue comme un indicateur des conditions environnementales (STARK *et al.*, 2001). Lorsque ces habitats sont présents en quantité suffisante, ils sont les seuls à être échantillonnés ; cette approche est communément qualifiée de mono-habitat. Elle permet de réduire la variabilité des données de macroinvertébrés lorsque les stations sont comparées entre elles (STARK *et al.*, 2001).

L'échantillonnage des macroinvertébrés a été réalisé à l'aide d'un filet surber ou D-net d'une largeur de 22 cm avec une maille d'ouverture de 250 μm (Fig.6). Les macroinvertébrés sont délogés avec les mains ensuite mis dans un seau avec un tamis pour éliminer les débris et les cailloux. Cette méthode est plus systématique et elle abîme moins les organismes (MOULTON *et al.*, 2002). Les échantillons sont mis dans des flacons ou boîtes étiquetés contenant de l'alcool éthylique à 75%.

Selon les objectifs de l'étude, la saison d'échantillonnage peut varier. L'automne est toutefois privilégié (septembre et octobre) pour les raisons suivantes : la grande richesse taxonomique; et le reflet des conditions d'été, particulièrement en ce qui a trait à la pollution agricole (JONES *et al.*, 2005).

Tous les seuils et les plats courants à l'intérieur du 100 m peuvent être échantillonnés. Les coups de filet doivent être donnés en créant des petites vitesses du courant par des mouvements de mains contre les coups de filet, certains plus en bordure et d'autres plus au centre. Cette façon de procéder favorise la capture d'une plus grande diversité de taxons. Un total de 20 coups de filet est équivalent à une surface approximative de 3 m² (Fig.7).

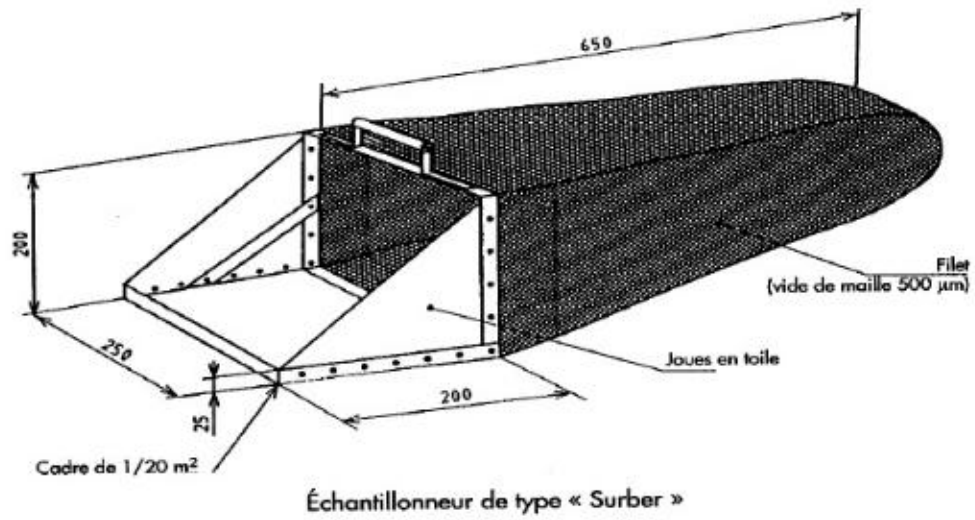


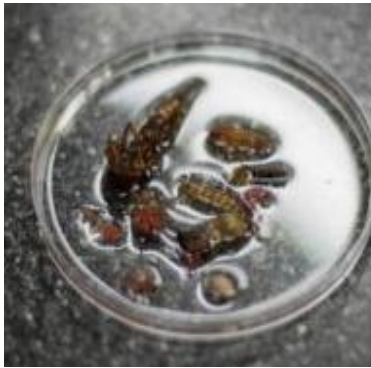
Figure 6.- Disposition du filet troubleau et délimitation du coup de filet (E.R.E, 2020)



Figure 7. - Protocol d'échantillonnage des macroinvertébrés du lac (photo. Originale)

II.3.3.-Au laboratoire

Les échantillons récoltés contiennent habituellement trop de matériel pour être placés en entier dans la boîte de pétri afin de procéder au tri. Nous avons donc utilisé un plat de pétri. Il est préférable de mettre peu de matériel à la fois si l'on veut trier efficacement. Ajouter la quantité d'eau suffisante pour permettre au matériel de flotter sans être trop mobile. A la loupe binoculaire ou parfois sous microscope, à l'aide de pincettes, inspecter le contenu du plat et retirer les macroinvertébrés tout en les comptant. Des connaissances suffisantes en taxonomie permettent de séparer les organismes selon l'ordre auquel ils appartiennent. Chaque plateau est inspecté au moins deux fois. L'exercice est terminé lorsqu'un nouveau passage ne contiendra pas plus de trois nouveaux organismes. La totalité des individus est dénombrée. Les organismes récoltés sont identifiés et placés dans un flacon étiqueté et contenant de l'éthanol à 75 % (Fig. 8).



A



B



C



D



E



F

Figure 8.-Protocol de tri et de détermination dans le laboratoire d'analyse (Photos. Originales).

A : tri et élimination des débris.

B : conservation de la faune dans l'alcool à 75%.

C : observation et détermination de l'échantillon sous loupe binoculaire

D : échantillon déterminé

E : échantillons similaires conservés dans des flacons à l'ordre de famille.

F : conservation de l'ensemble de macro invertébrés pour la collection.

II.4.- Exploitation des résultats

II.4.1. -Analyses physico-chimiques

L'exploitation des résultats du présent travail a été effectuée pour l'évaluation de la qualité de l'eau. Afin d'interpréter les résultats obtenus, il existe différents indices. Nous aborderons ici l'indice de pollution organique (IPO) afin de mieux comprendre le fonctionnement des méthodes chimiques (LECLERCQ, 2001). L'IPO a été mis au point en répartissant les valeurs des polluants en cinq classes (Tab. 4). Suite à l'analyse des échantillons, on détermine à quelle classe appartient chacun des polluants analysés et ensuite on calcule la moyenne (Tab.5). Pour cet indice, il faut obtenir les données pour quatre paramètres, soit DBO5, ammonium, nitrites et phosphates. L'analyse de DBO5 coûte très cher car elle nécessite un appareil dispendieux. Cette analyse est rarement disponible pour les rivières et on peut obtenir la moyenne des classes pour les trois autres paramètres seulement (LECLERCQ, 2001).

Tableau 4. - Les limites des classes de l'Indice de pollution organique (IPO)

Paramètres CLASSE	DBO 5 mg-O ₂ /l	Ammonium mg-N/l	Nitrite µg-N/l	Phosphate µg-P/l
5	< 2	< 0.1	5	15
4	2-5	0.1-0.9	6-10	16-75
3	5.1-10	1 - 2.4	11-50	76-250
2	10.1-15	2. 5 – 6	51 -150	251-900
1	>15	>6	>150	>900

(LECLERCQ, 2001)

Tableau.5.- Interprétation de la moyenne de la classe obtenue dans le tableau précédent

Moyenne des classes	Niveau de pollution organique
5,0 – 4,6	Nulle
4,5 – 4,0	Faible
3,9 – 3,0	Modérée
2,9 – 2,0	Forte
1,9 – 1,0	Très forte

(LECLERCQ, 2001)

Afin de mieux comprendre les calculs à effectuer, voici un exemple : DBO₅, 7 mg-O₂/l = classe 3, ammonium, 0,8 mg-N/l = classe 4, nitrites, 75 µg-N/l = classe 2 et phosphates, 265 µg-P/l = classe 2. Donc, l'IPO = (3 + 4 + 2 + 2) / 4 = 2,8. Il indique une forte pollution organique. Si l'analyse DBO₅ n'était pas disponible, l'IPO serait alors 2,7 et le niveau de pollution serait quand même élevé.

II.4.2. - Exploitation des résultats par l'analyse des composantes principales (A.C.P)

Une analyse en composantes principales (ACP) a été menée pour déterminer quelles caractéristiques physiques et chimiques de l'eau expliquent le mieux la variabilité entre les saisons. C'est la relation entre les éléments physico-chimiques et leurs interactions avec les saisons de l'année. Les variables ont été normalisées avant d'effectuer l'ACP. Cette méthode a été réalisée avec R Core team ver.3.1.2 en utilisant la fonction "prcomp" du paquet "stats". Toutes les variables (T°, pH, DBO, NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, Fe⁺, P.O : pesticides organochlorés) ont été normalisées avant l'entrée en vigueur de l'application de l'ACP. Cette méthode a été effectuée pour déterminer les caractéristiques qui expliquent le mieux la variabilité de l'ensemble des données physiques et chimiques normalisées.

II.5.-Paramètres de la communauté de macroinvertébrés

Pour l'étude de la communauté de macroinvertébrés nous avons procédé comme suit.

II.5.1. -Exploitation des résultats par les indices écologiques

Les indices écologiques utilisés englobent des indices de composition et des indices de structure.

II.5.1.1.- Utilisation des indices écologiques de composition

Dans cette partie, des indices écologiques de composition sont employés tels que les richesses totale et moyenne ainsi l'indice de Shannon.

a. Richesses totale et moyenne

La richesse représente l'un des paramètres fondamentaux caractéristiques d'un peuplement. C'est le nombre total des espèces que comporte un peuplement considéré dans un écosystème donné ou dans une aire préétablie de ce dernier (RAMADE, 2003). Elle peut être envisagée sous deux aspects différents soit la richesse totale S, qui est le nombre total des espèces contactées au moins une fois au terme des N relevés.

Richesse totale (S) = le nombre d'espèces présentes dans tous les échantillons

La richesse moyenne S_m correspond au nombre moyen des espèces contactées à chaque relevé (BLONDEL, 1979; RAMADE, 1984).

Richesse moyenne (S_m) = Σ Richesses/Nombres d'échantillons

II.5.1.2–Utilisation des indices écologiques de structure

Les paramètres suivants ont été calculés pour analyser la structure des communautés : abondance totale, richesse taxonomique (S), l'équitabilité (J) ou (E) et indice de diversité Shannon. (H') (PIELOU, 1969). En outre, trois indices de distinction taxonomique ont été calculés : la distinction taxonomique (TD), la distinction taxonomique moyenne (ATD) et la variation de la distinction taxonomique (VTD) (CLARKE & GORLEY, 2006). Le premier indice, TD, est la longueur moyenne du chemin entre deux individus choisis au hasard, à condition qu'ils appartiennent à des espèces différentes (dans notre cas, des familles)

(CLARKE & WARWICK, 1998). Le second indice, ATD, est la longueur moyenne du chemin à travers l'arbre taxonomique reliant chaque paire de familles (CLARKE & WARWICK, 2001). Enfin, le VTD est simplement la variance de ces longueurs de chemin par paires et reflète l'inégalité de l'arbre taxonomique. Elle peut être utilisée pour comparer des échantillons dont l'ATD est similaire mais dont la structure de l'arbre taxonomique est différente. Nous avons également calculé les taux de succession (SR) d'Armstrong (1969) et de Jassby-Goldman (1974) pour analyser les changements de la composition de la communauté entre 2 mois successifs. Pour effectuer toutes ces analyses, nous avons utilisé PRIMER- E v.6. (CLARKE & GORLEY, 2006) tandis que l'indice de Shannon (H) et l'équitabilité (E) sont détaillés par la suite.

La connaissance de la richesse et du nombre d'individus donnent une image sur la composition du peuplement mais nullement sur sa structure. Les compositions égales, deux peuplements pourront avoir une structure différente qu'il peut être fondamental de préciser. La structure exprime la distribution des abondances spécifiques. C'est la façon dont les individus se répartissent entre les différentes espèces (BLONDEL, 1975). Ces indices sont représentés par la diversité de Shannon.

II.5.1.2.1. -Indice de diversité de Shannon.

La diversité peut être définie comme le degré d'hétérogénéité du peuplement. Elle n'exprime pas seulement le nombre des espèces mais aussi leurs abondances relatives (BARBAULT, 1974 ; BLONDEL, 1979 ; VIEIRA DA SILVA, 1979; RAMADE, 1984).L'indice de diversité de Shannon, le plus utilisé, renseigne sur la structure du peuplement dont provient l'échantillon et sur la façon dont les individus y sont répartis entre diverses espèces (DAGET, 1976). Cet indice est indépendant de la taille de l'échantillon (DAJOZ, 1982), et se calcule à l'aide de la formule ci-dessous :

$$H' = - \sum q_i \text{Log}_2 q_i \text{ (RAMADE, 1984)}$$

qi: quantité relative appartenant à l'espèce i.

H': Indice de diversité exprimé en unité bits.

Log₂ : logarithme à base de 2.

Un peuplement est diversifié (Ish élevé).

II.5.1.2.2. -Équitabilité ou équirépartition (E)

L'équitabilité mesure le degré de réalisation de la diversité maximale. C'est le rapport de la diversité observée H' à la diversité maximale H'_{\max} (BLONDEL, 1979). Cet indice mesure l'écart d'un peuplement par rapport à son équilibre théorique. Elle désigne dans un peuplement ou une communauté le degré de régularité J dans l'abondance relative des effectifs des diverses espèces qu'ils renferment (FRONTIER, 1982). Elle a pour expression :

$$E = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Cet indice varie entre 0 et 1. Lorsqu'il tend vers zéro il traduit un déséquilibre entre les effectifs des différentes composantes présentes. Au contraire s'il tend vers 1, il montre que les espèces ont presque la même abondance. La diversité est donc d'autant plus forte que ses deux composantes, richesse et équirépartition, sont plus élevées (BLONDEL, 1979; RAMADE, 1984).

II.5.2. –Exploitation des résultats par une mise à l'échelle multidimensionnelle non paramétrique (NMDS)

Une analyse NMDS a été utilisée pour visualiser la similarité entre les distributions mensuelles des familles de macroinvertébrés en présence des éléments physico-chimiques pendant la période d'étude. Et ce, pour détecter les associations possibles entre les modèles de composition des espèces et les variables. Cette analyse a été réalisée avec les abondances mensuelles (nombre total d'individus par échantillon) et en utilisant l'indice de similarité de Bray-Curtis. Les données d'abondance ont été préalablement transformées en racine carrée. Ensuite, des vecteurs de variables environnementales (T, pH, DBO, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , Fe^+ , pesticides organochlorés) ont été insérés dans l'espace d'ordination (NMDS) pour détecter l'association possible entre les modèles de composition de la communauté et les variables environnementales en utilisant la fonction "envfit" du paquet "vegan" dans R (OKSANEN *et al.*, 2014).

Chapitre I.I.I. Résultats

Chapitre III : Résultats sur l'analyse physico-chimique de l'eau et les macroinvertébrés

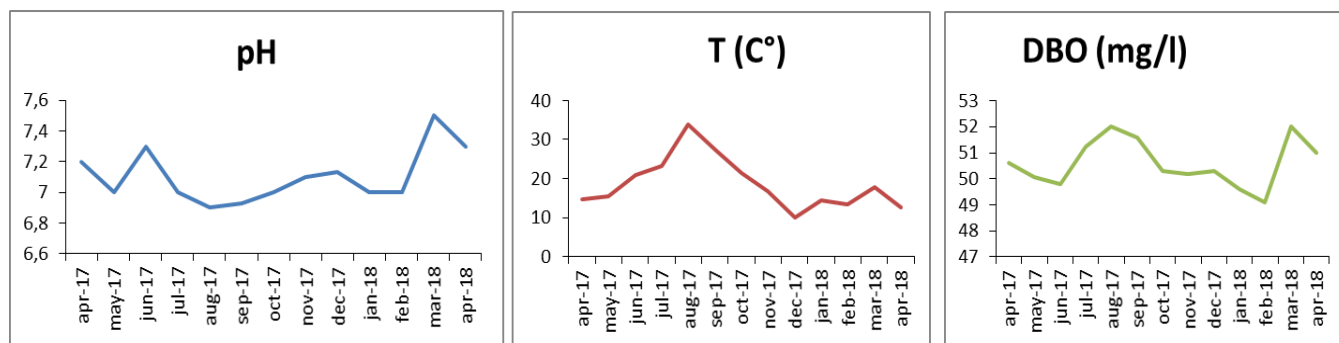
Afin d'étudier l'effet de la pollution de l'eau du lac de Réghaïa sur la richesse et la structure des communautés de macroinvertébrés, nous avons suivi deux méthodes complémentaires. D'abord, nous avons analysé l'état de l'eau du lac avec des analyses physico-chimiques. Cela permet de connaître les conditions environnementales de ce biotope. Ensuite, nous avons étudié la communauté de macroinvertébrés, sa composition et sa structure. Enfin, nous avons procédé à une approche pour connaître l'impact de la pollution de l'eau sur la biodiversité (la faune de macroinvertébrés).

III.1.-Résultats des analyses physico-chimiques de l'eau

Dans cette partie sont exposés les résultats concernant les analyses physico-chimiques de l'eau.

III.1.1. -Analyses physiques

Le tableau 6 et la figure 9 montrent les variations de certains paramètres physiques respectivement de gauche à droite : le pH, la température (T) en °C. et la demande biochimique en oxygène (DBO) en (mg/l) durant les mois d'étude.



A

B

C

Figure 9.- Variation des taux des paramètres physiques durant la période d'étude

A : Variation du pH pendant l'année

B : Variation de la température (T) en (°C.)

C : Variation de la demande biochimique en oxygène (DBO) en (mg/l)

Tableau 6.- Les valeurs moyennes, maximales et minimales des paramètres physico-chimiques de l'eau du lac de Réghaïa.

<i>Les paramètres de l'eau</i>		<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Normes et limites mg/l</i>
	<i>pH</i>	6,9	7,5	7,11	-
	<i>T (°C.)</i>	10	33,9	19,214	> 10 °C.
	<i>DBO (mg/l)</i>	49.1	52	50,650	Max 40
	<i>NH4+ (mg/l)</i>	0	0,8	0,432	Max 0,2
	<i>NO3-(mg/l)</i>	2,9	5,01	3,933	Max 0,2
	<i>NO2-(mg/l)</i>	0,098	1,24	0,958	Max 0,1
	<i>PO4 3-(mg/l)</i>	0,01	0,41	0,231	Max 0,8
	<i>Fe+ (mg/l)</i>	0,29	0,5	0,403	Max 0,3
	<i>P.O. (mg/l)</i>	8	14,2	10,905	Max 0,1 µg

Les résultats obtenus montrent une variabilité remarquable de la majorité des paramètres de l'eau au cours de la période d'étude (Fig. 9). Les valeurs montrent une augmentation de la température et une diminution des valeurs de pH pendant la période sèche de l'année (juin-octobre 2017 (Fig. 9 A et B).

Le pH est neutre avec une moyenne de 7,11 durant toute l'année. Il atteint le pic en mars 2018 (7,5), ce qui coïncide avec le début de la période printanière. La valeur minimale est enregistrée en août 2017 soit 6,9 (Tab. 6).

La température (T) des eaux de surface a une moyenne de 19,2°C. avec un maximum de 33,9°C. enregistré en août 2017 et un minimum de 10°C. enregistré en décembre 2017 (Tab. 6).

Le profil observé pour la demande biologique en oxygène (DBO) était similaire à celui obtenu pour la température de l'eau, à l'exception d'un deuxième pic entre août 2017 et mars 2018 qui coïncide avec une augmentation du pH soit 52mg/l (Fig. 9 C).

Résultats sur l'analyse physico-chimique de l'eau et les macros invertébrés

La demande biochimique en oxygène a une moyenne de 50.6 mg/l pendant l'année. Ce qui correspond selon l'IPO à la classe 1. Le pic est atteint en août 2017 et en mars 2018 avec une valeur de 52 mg/l tandis que le minimum est enregistré en février soit 49,1 mg/l (Fig. 9 C, annexe 5).

III.1.2. -Analyses chimiques

Le tableau 7 et la figure 10, représentent les variations des paramètres chimiques analysés durant l'année d'étude.

Tableau 7.- Variations des paramètres chimiques : ammonium (NH₄⁺), nitrates (NO₃⁻), nitrites (NO₂⁻), phosphate (PO₄³⁻), fer (Fe⁺) et pesticides organochlorés (P.O) en mg/l durant l'année d'étude.

	Avr.17	Mai.17	Jui.17	Jul.17	Août.17	Sep.17	Oct.17	Nov.17	Déc.17	Jan.18	Fév.18	Mar.18	Avr.18	Moy.
NH⁴⁺	0,45	0,5	0,41	0,68	0,4	0	0,8	0,68	0,5	0,3	0,5	0,74	0	0,45
NO³⁻	3,6	3,9	2,98	4	5,01	4,9	3,4	2,9	3,2	3,04	4	4,4	4,6	3,84
NO²⁻	1,01	1,2	1,02	0,098	1,21	1,09	0,98	1,24	1	1,1	1,08	1,2	0,3	0,96
PO₄³⁻	0,02	0,098	0,02	0,4	0,23	0,41	0,08	0,09	0,4	0,29	0,34	0,29	0,01	0,20
Fe⁺	0,31	0,47	0,44	0,49	0,39	0,41	0,4	0,31	0,3	0,5	0,47	0,44	0,42	0,41
P.O	10	9,5	12	8	10,2	14,2	10	9,6	9	11	11,1	11	12	10,58

Les résultats obtenus montrent que la concentration d'ammonium (NH₄⁺) présente des valeurs faibles et constantes tout au long de l'année (moins de 1 mg/l). Alors que les concentrations de nutriments et de pesticides, tels que NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, Fe⁺, pesticides organochlorés ont connu deux périodes distinctes d'augmentation de leurs valeurs : l'une coïncidant avec la période sèche, avec des températures élevées, et l'autre avec celle du printemps (Fig. 10). La présence d'ammonium (NH₄⁺) est en moyenne de 0,485 mg/l. Ce qui correspond à la classe 4 selon l'IPO. Le minimum est enregistré en septembre et en avril (0 mg/l) et le maximum de 0,8 mg/l est enregistré en octobre.

Le nitrate (NO₃⁻) a une valeur moyenne de 3,84 mg/l avec un minimum de 2,9 mg/l en novembre 2017 et un maximum en août 2017 (5,01 mg/l).

Résultats sur l'analyse physico-chimique de l'eau et les macros invertébrés

La présence de nitrite (NO_2^-) dans les échantillons est de moyenne 0,96 mg/l (960 $\mu\text{g/l}$). Ce qui correspond à la classe 1 selon l'IPO. La valeur la plus faible est enregistrée en juillet (0,098 mg/l) et la maximale (1.24 mg/l) est enregistrée en novembre.

Le phosphate (PO_4^{3-}) a une moyenne de 0,2 mg/l (ce qui signifie 231 $\mu\text{g/l}$). Ceci correspond à la classe 3 selon l'IPO. La valeur minimale est enregistrée en avril (0,01 mg/l) et un maximum de 0,41 mg/l en septembre.

Les métaux lourds sont représentés par le fer Fe^+ , ce dernier a une moyenne de 0,41 mg/l, un maximum de 0,5 mg/l en décembre et un minimum de 0,3 mg/l enregistré en novembre.

Les pesticides organochlorés (P.O) sont pris en considération car le lac est entouré de terres agricoles. La moyenne de ce paramètre est de 10,5 mg/l. La valeur maximale est enregistrée en septembre 2017 (14,2 mg/l). Ce qui coïncide avec le début de la période automnale. Ceci est vraisemblablement dû à la fertilisation des terres agricoles ainsi qu'au drainage. La valeur minimale est enregistrée en juillet, soit 8 mg/l (Tab.7).

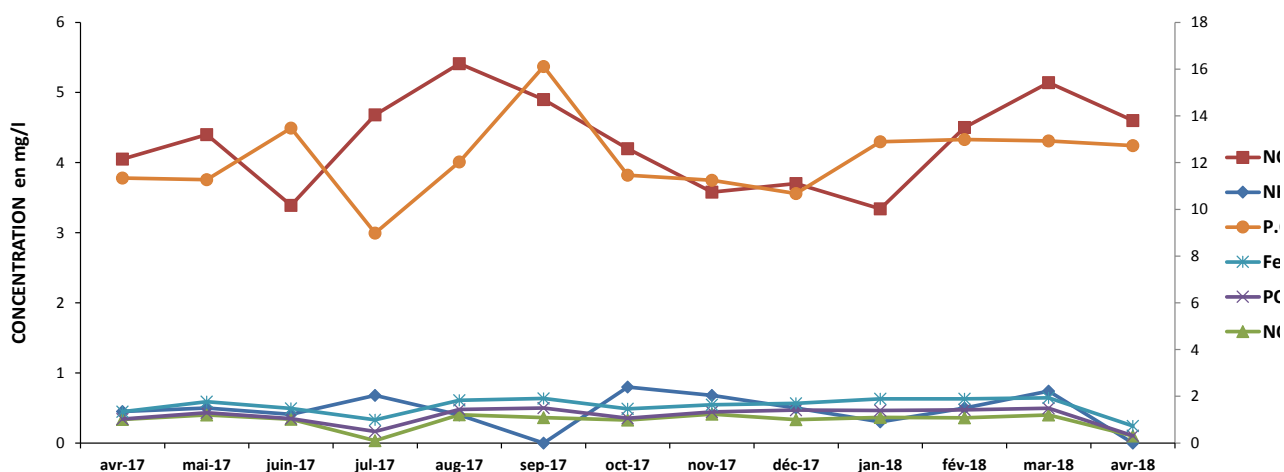


Figure 10.-Variation temporelle des paramètres physiques et chimiques de l'eau pendant la période étudiée ; variation de la concentration en éléments chimiques dans l'eau : Fe^+ ; PO_4^{3-} ; NO_2^- ; NH_4^+ (axe Y de droite) et des résidus de pesticides organochlorés (P.O) (axe Y de gauche).

III.2.-Exploitation des résultats de l'analyse physico-chimique

III.2.1.-Indice de pollution organique IPO

D'après les résultats obtenus, l'indice de pollution organique IPO du lac de Réghaïa est de $(1+4+1+3)/4 = 2,5$ ce qui indique une forte pollution organique (voir Tableau 5, chapitre II)

III.2.2. -Une analyse en composantes principales (ACP)

Cette analyse a mené aux résultats suivants : les deux premiers axes de l'ACP ont été utilisés pour évaluer les changements éventuels des paramètres environnementaux (composants physico-chimiques) pendant la période d'étude, expliquant 48,1% de la variance (Fig. 11). Le premier axe (PC1) explique 30 % de la variance, et le deuxième axe (PC2) représente 18,1 % de la variance. Les variables qui ont le plus contribué au PC1 sont les nitrates (NO_3^-), la demande biologique en oxygène (DBO), la température (T) et le phosphate (PO_4^{3-}), tandis que le pH, les nitrites (NO_2^-) et les pesticides organochlorés (P.O) sont les principales variables qui ont contribué à la formation de l'axe PC2. La période sèche (c'est-à-dire l'été) a été caractérisée par des valeurs plus élevées pour toutes les caractéristiques physiques et chimiques du nitrate, de la DBO, de la température et du phosphate. D'autre part, un pH et des nitrites plus élevés étaient associés à la période printanière. En résumé, nous pouvons distinguer quatre périodes en fonction des quatre saisons, mais les principales différences ont été observées entre l'été et le reste de l'année (Fig.11, annexe 6).

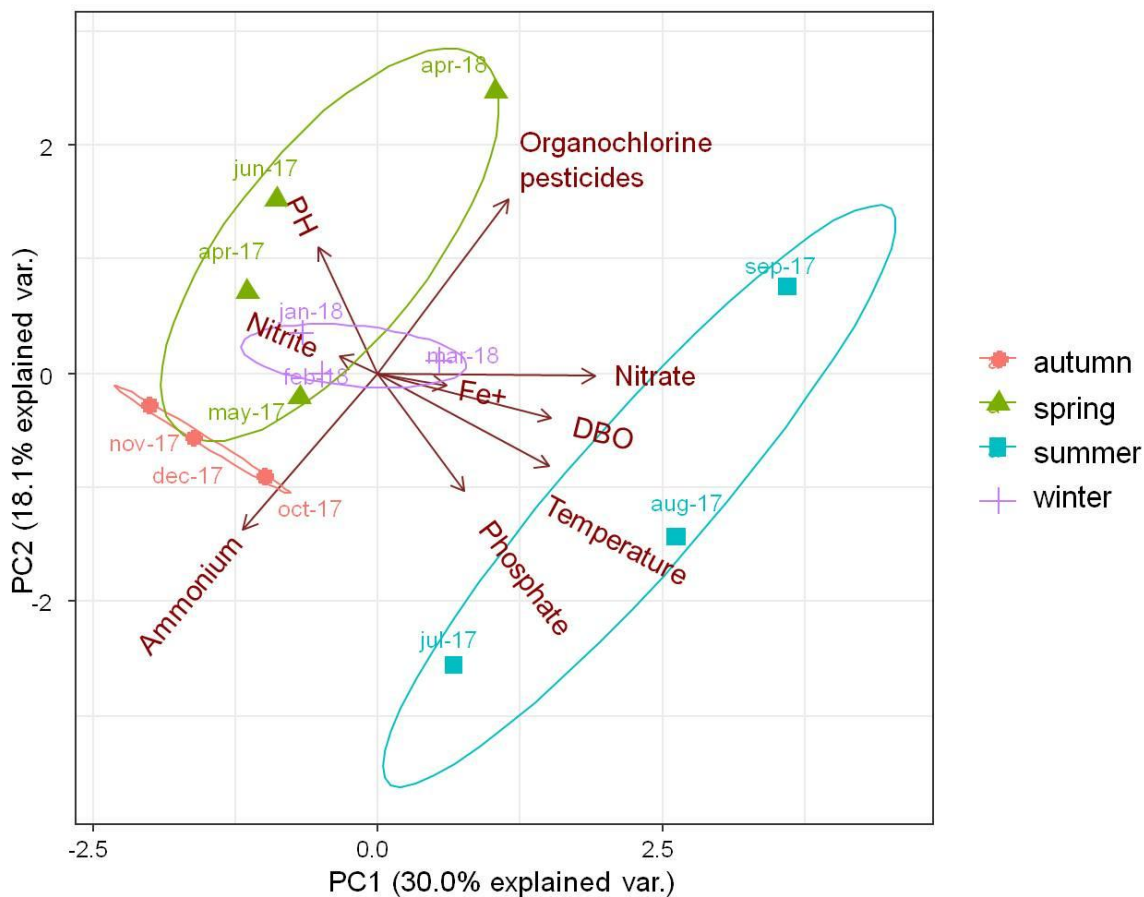


Figure 11- Graphique de l'ACP montrant la position des prélèvements par rapport aux caractéristiques physiques et chimiques de l'eau. Les ellipses correspondent aux saisons.

III.3. - Résultats sur les paramètres de la communauté, composition et structure

Dans le tableau 8 sont consignés les macroinvertébrés durant la période d'étude.

Résultats sur l'analyse physico-chimique de l'eau et les macros invertébrés

Tableau 8.- Effectif des macroinvertébrés recensés au lac de Réghaïa durant la période d'étude.

<i>Familles</i>	<i>Superfamilles</i>	<i>Subordres</i>	<i>Ordres</i>	<i>Classes</i>	<i>Subphyllums</i>	<i>Phyllums</i>	<i>Règnes</i>	<i>Effectifs</i>
Chironomidae	Chironomoïdea	Nematocera	Diptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda	Animalia	1452
Culicidae	Culicoïdea	Nematocera	Diptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda	Animalia	425
Psychodidae	Psychodoïdea	Nematocera	Diptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda	Animalia	379
Stratiomyidae	Stratiomyidea	Brachycera	Diptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda	Animalia	148
Tipulidae	Tipuloïdea	Nematocera	Diptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda	Animalia	44
Ephydriidae	Ephydriidea	Brachycera	Diptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda	Animalia	39
Syrphidae	Syrphidea	Brachycera	Diptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda	Animalia	117
Limoniidae	Tipuloïde	Nematocera	Diptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda	Animalia	73
Ceratopogonidae	Chironomoïdea	Nematocera	Diptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda	Animalia	61
Tabanidae	Tabanidea	Brachycera	Diptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda	Animalia	61
Dytiscidae	Caraboïdea	Adephaga	Coleoptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda	Animalia	10
Haliplidae	Caraboïdea	Adephaga	Coleoptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda	Animalia	23
Hydrophilidae	Hydrophiloïdea	Polyphaga	Coleoptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda	Animalia	26
Curculionidae	Curculionoïdea	Polyphaga	Coleoptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda	Animalia	19
Baetidae	Baetoïdea	Baetoïdea	Ephemeroptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda	Animalia	5
Leptophlebiidae	Leptophlebioïdea	Leptophlebioïdea	Ephemeroptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda	Animalia	14
Coenagrionidae	Coenagrionidae	Zygoptera	Odonata	Insecta	Hexapoda	Arthropoda	Animalia	5
Lestidae	Lestidae	Zygoptera	Odonata	Insecta	Hexapoda	Arthropoda	Animalia	22
Gammaridae	Gammaridae	Gammaridea	Amphipoda	Malacostraca	Crustacea	Arthropoda	Animalia	34
Tubificidae	Tubificoïdea	Tubificina	Tubificida	Oligochaeta	Oligochaeta	Anellida	Animalia	20
Hydrobiidae	Rissooïdea	Rissooïdea	Basommatophora	Gasteropoda	Gasteropoda	Mollusca	Animalia	66
Physidae	Physoïdea	Physoïdea	Basommatophora	Gasteropoda	Gasteropoda	Mollusca	Animalia	71

III.3.1.- Résultats sur la composition des macroinvertébrés

Au cours de cette étude, plus de 3144 individus appartenant à 22 familles de macroinvertébrés ont été recueillis, variant entre 16 et 22 taxons par mois, principalement des insectes (18 taxons). Les diptères constituent le groupe faunistique le plus riche en taxons, avec 10 familles (45 %), suivis par les coléoptères avec 4 familles (18 %), les éphéméroptères, les odonates et les gastéropodes, avec 2 familles chacun (9 % chacun) et les oligochètes et les crustacés avec 1 famille (5 % chacun) (Fig. 12). Quelques photographies de macroinvertébrés importants sont représentés dans la Figure 14 (Annexe 7)

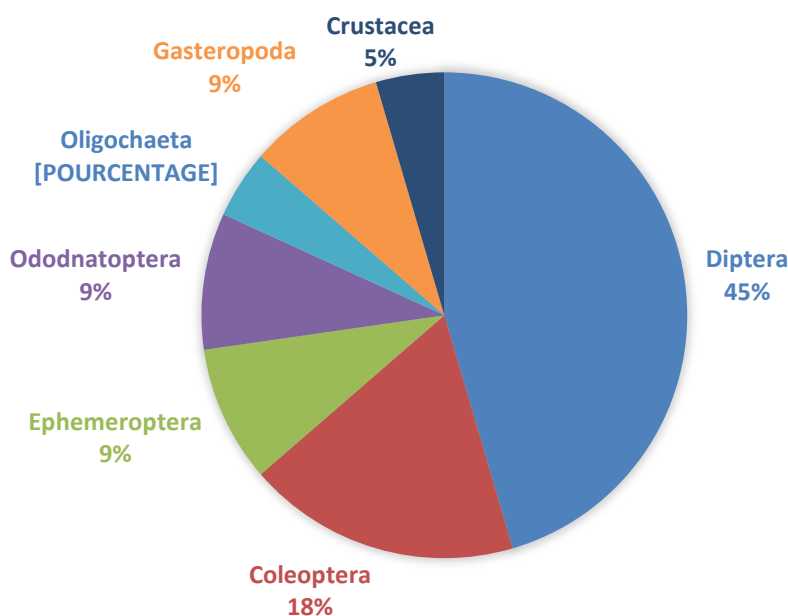
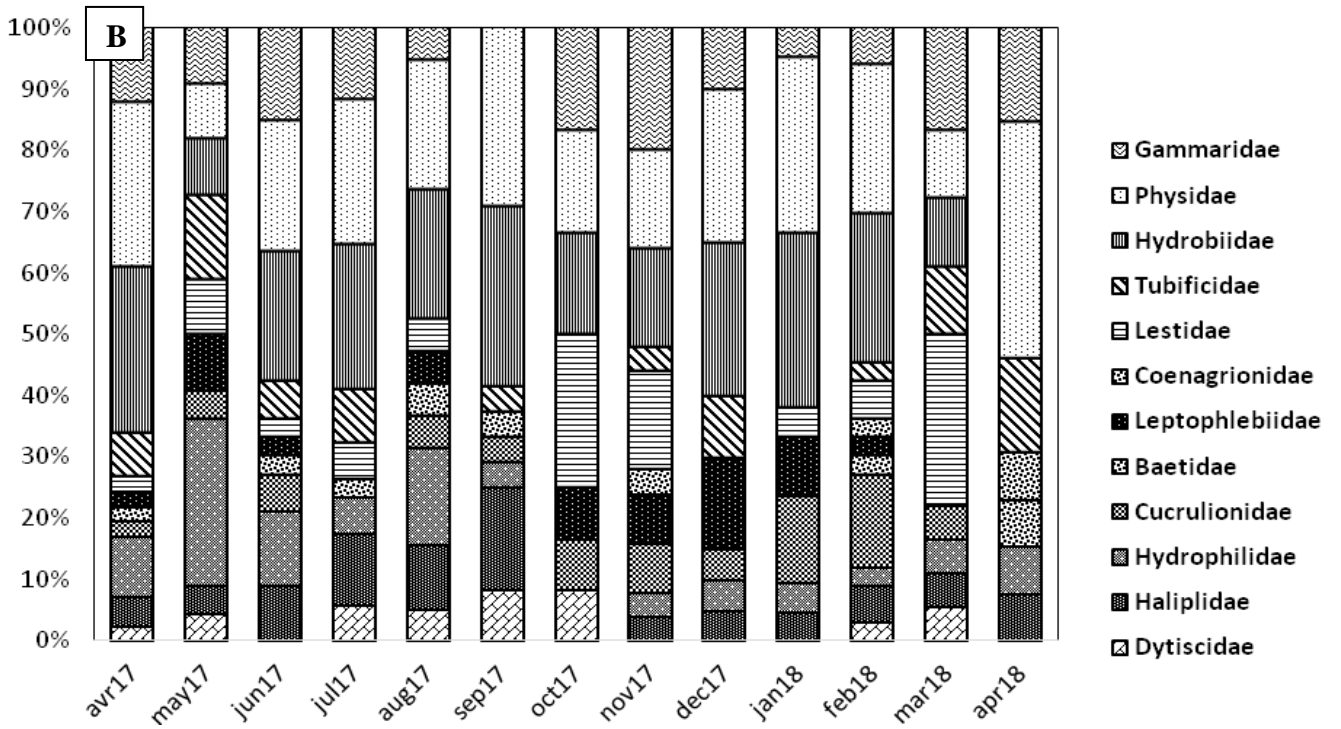
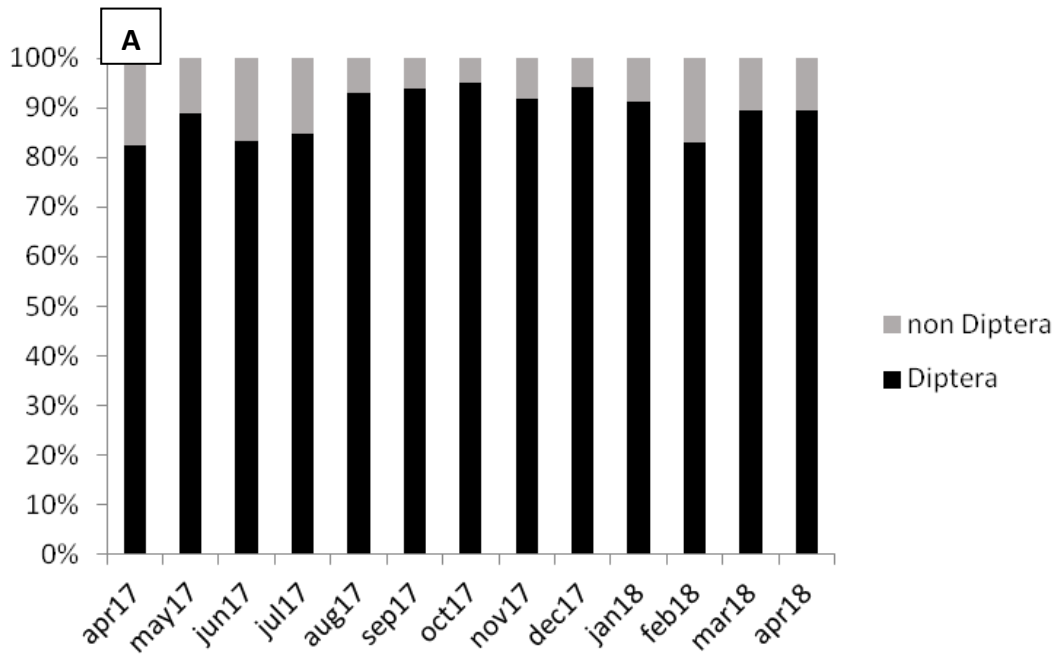


Figure 12.-Pourcentage des ordres de macroinvertébrés échantillonnés durant les mois d'étude avec abondance remarquable des diptères.

En analysant l'évolution de l'abondance des communautés, nous avons constaté que la valeur maximale était atteinte en septembre et décembre, les Diptères étant toujours le groupe faunistique le mieux représenté chaque mois, avec un maximum de 363 individus enregistrés en septembre (Fig. 13A). Au sein des Diptères, les Chironomidés étaient la famille la mieux représentée avec 52% de l'abondance totale ; les Culicidés et les Psychodidés représentaient respectivement 15% et 14%, alors que le reste des familles était représenté par des abondances plus faibles (entre 1 et 5%) (Fig. 13 B et C).

Résultats sur l'analyse physico-chimique de l'eau et les macros invertébrés



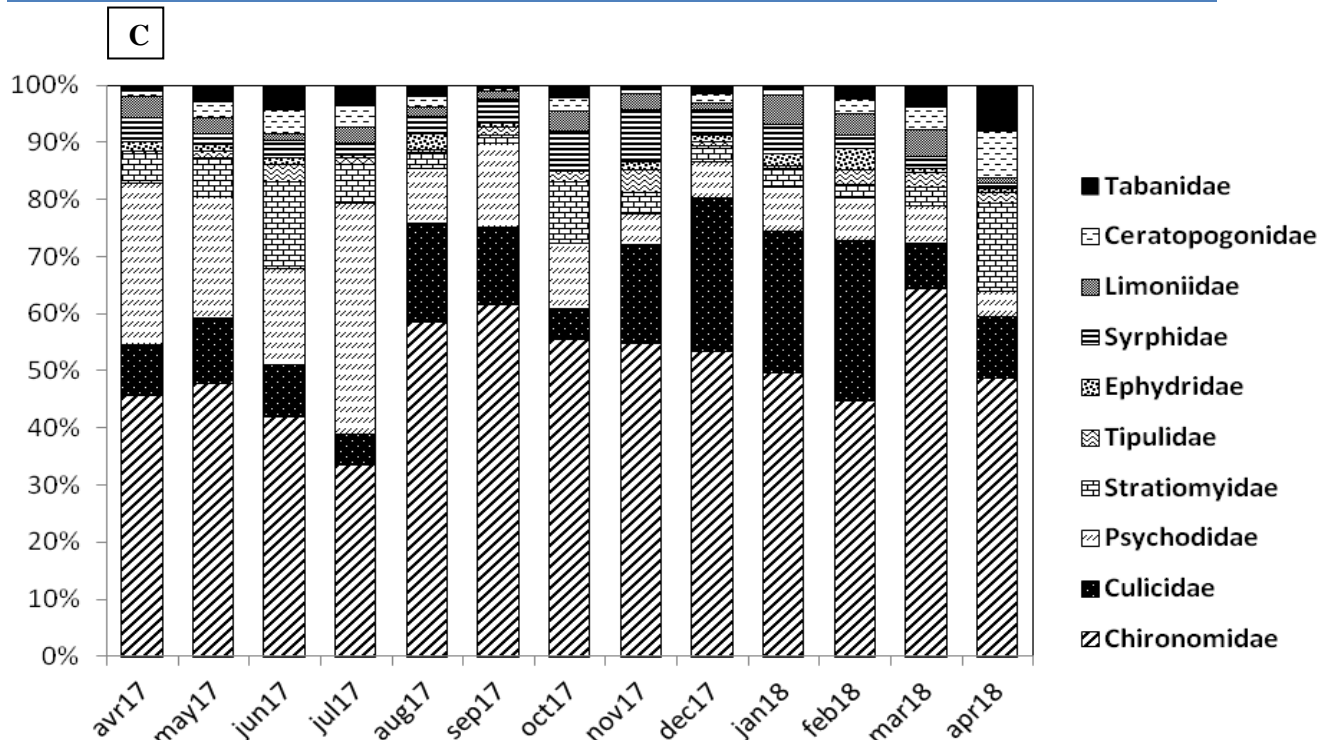


Figure 13.- Composition des macroinvertébrés pour chaque mois échantillonné.

A) Proportion de l'abondance des diptères par rapport à l'abondance totale des macroinvertébrés.

B) Proportion de l'abondance des familles de Diptères.

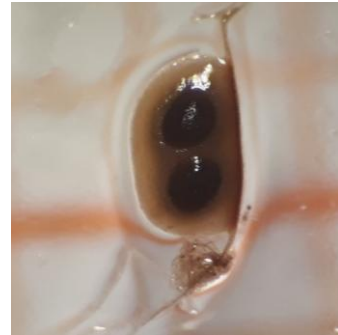
C) Proportion d'abondance des familles de non-Diptera.



Dytiscidae; larve



Syrphidae., *Eristalis* sp; larve



***Daphnia* sp ; œuf**



Culicidae; nymphe



Culicidae; Pupa



Hydrophilidae; adulte



**Chironomidae,
orthochironominae; larve**



**Chironomidae, chironominae;
larve**



Physidae, *Physa* sp,



Psychodidae; nymphe



Segment de TubificidaeEphydriidae; pupa

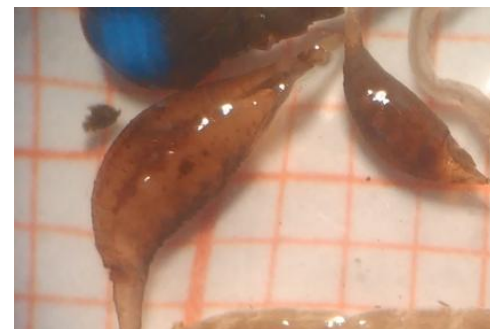


Figure 14 . -Quelues photographies de macroinvertébrés échantillonés dans le lac de Réghaia durant la periode d'étude (Photos.Originales).

III.3.2.- Résultats sur la structure de la communauté de macroinvertébrés

Dans le tableau 9 sont consignées les valeurs des paramètres de la structure de la communauté de macroinvertébrés (S, H', J, TD, ATD et VTD) et Armstrong et Jassby-Goldman SR.

Tableau 9. -Les valeurs des paramètres communautaires des macroinvertébrés durant la période d'étude.

Mois	avr-17	mai-17	jui-17	jul-17	aoû-17	sep-17	oct-17	nov-17	déc-17	jan-18	fév-18	mar-18	avr-18
Abondance	232	196	198	222	274	387	236	301	342	239	194	169	124
Richesse	21	21	21	20	20	18	16	20	18	18	22	19	17
I-Shannon	2,99	2,89	3,26	2,98	2,44	2,20	2,43	2,64	2,34	2,63	3,11	2,59	2,84
Equitabilité	0,67	0,66	0,74	0,69	0,57	0,53	0,61	0,61	0,56	0,63	0,70	0,61	0,70
ATD	57,44	57,57	57,83	57,75	54,28	55,31	55,63	57,76	58,01	54,49	57,25	57,60	54,96
TD	1206,00	1151,00	1157,00	1097,00	1086,00	995,60	890,00	1155,00	1044,00	980,90	1260,00	1094,00	934,40
VTD	464,70	491,30	479,00	519,30	408,50	532,50	484,00	482,50	542,50	452,60	443,90	523,30	485,50
Armstrongs' SR		9,63E-06	1,73E-03	1,82E-03	1,81E-03	1,88E-03	1,81E-03	1,76E-03	1,90E-03	1,86E-03	1,76E-03	1,74E-03	1,72E-03
Jassby- Goldmans' SR		6,73E-03	3,33E-02	3,33E-02	3,33E-02	3,33E-02	3,33E-02	3,33E-02	3,33E-02	3,33E-02	3,33E-02	3,33E-02	3,33E-02

Aucun des six paramètres des communautés (S, H', J, TD, ATD et VTD), ni aucun des taux de succession (Armstrong et Jassby-Goldman SR) n'ont montré de différences significatives liées à la saison, étant plus ou moins constants sur l'année (Tab. 9). Toutefois, certains d'entre eux (H' et E) n'ont eu qu'une importance marginale, les valeurs de la période chaude (été et automne) étant légèrement inférieures à celles du reste de l'année (Fig. 15).

Résultats sur l'analyse physico-chimique de l'eau et les macros invertébrés

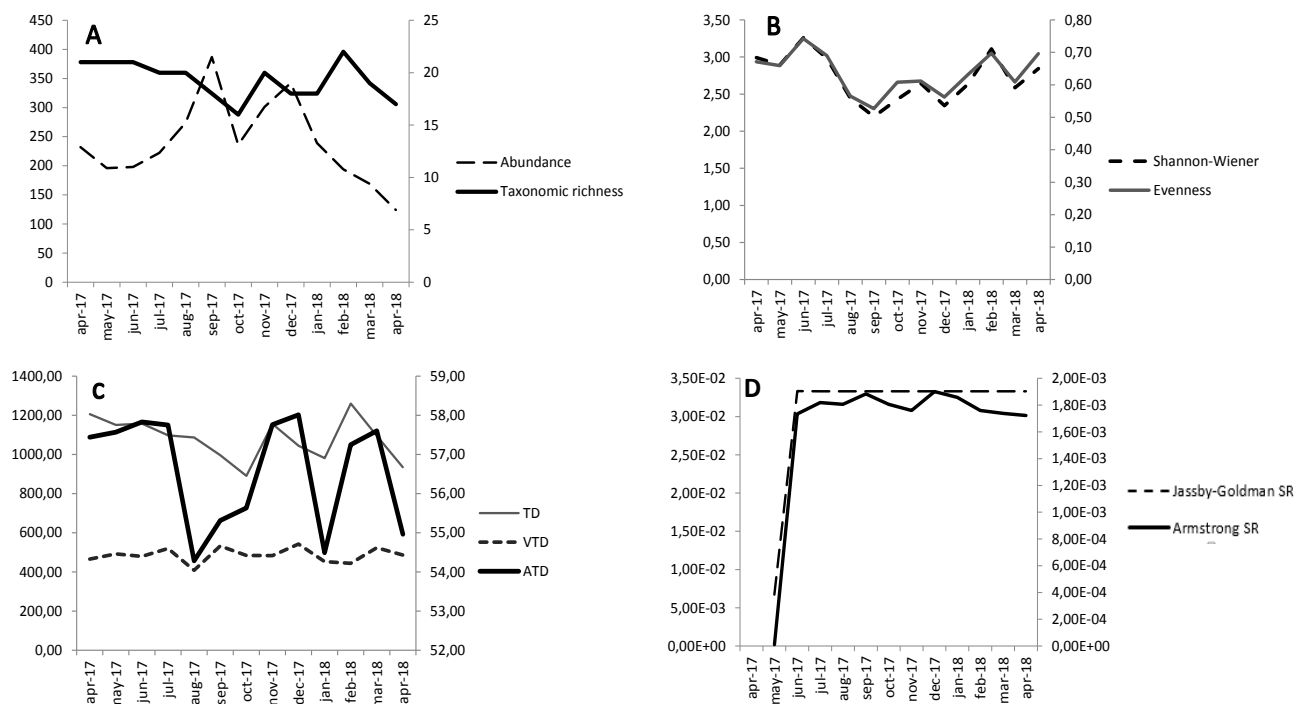


Figure 15 –Schéma temporel des variables de la communauté pendant les mois étudiés : A) abondance totale (axe Y de gauche) et richesse taxonomique (axe Y de droite). B) Diversité de Shannon (axe Y de gauche) et régularité (axe Y de droite). C) Distinction taxonomique (TD) et variation de la distinction taxonomique (VTD) (axe Y gauche), et distinction taxonomique moyenne (ATD) (axe Y droit). D) SR de Jassby-Goldman (axe Y gauche) et SR d'Armstrong (axe Y droit).

III.3.3.- Exploitation des résultats par une mise à l'échelle multidimensionnelle non paramétrique (NMDS)

En examinant les relations entre la composition et la structure des communautés et les caractéristiques de l'eau, les NMDS ont montré que seuls le nitrite ($P=0,028$) et l'ammonium ($P=0,029$) étaient significativement liés et sont représentés par une flèche en gras (Fig.16 ; annexe 8).

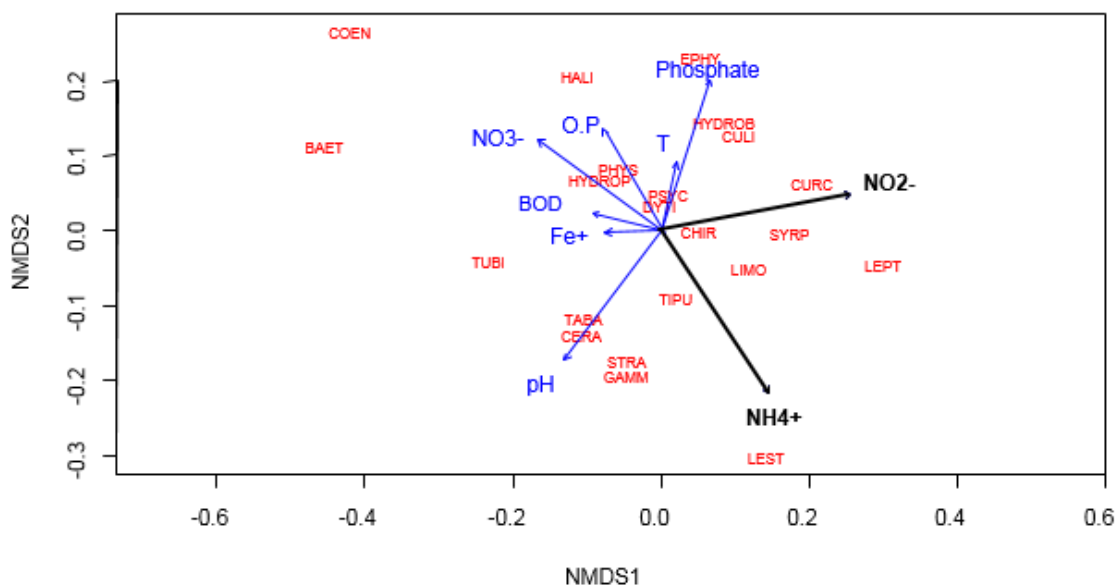


Figure 16.- Graphique des NMDS montrant les similitudes entre les taxons et leur relation avec les paramètres environnementaux. Les facteurs environnementaux (température, pH, demande biologique en oxygène, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , Fe^+ , pesticides organochlorés) sont représentés par des flèches. Les flèches en gras indiquent les variables environnementales ayant un effet significatif (NH_4^+ ; $p=0,029$) (NO_2^- ; $p=0,028$). Abréviations : BAET : Baetidae ; DBO : demande biologique en oxygène ; CERA : Ceratopogonidae ; CHIR : Chironomidae ; COEN : Coenagrionidae ; CULI : Culicidae ; CURC : Curculionidae ; DYTI : Dytiscidae ; EPHY : Ephydriidae ; GAMM : Gammaridae ; HALI : Haliplidae ; HYDROB : Hydrobiidae ; HYDROP : Hydrophilidae ; LEPT : Leptophlebiidae ; LEST : Lestidae ; LIMO : Limoniidae ; O.P : Pesticides Organochlorés ; PHYS : Physidae ; PSYC : Psychodidae ; STRA : Stratiomyidae ; SYRP : Syrphidae ; T : température ; TABA : Tabanidae ; TIPU : Tipulidae ; TUBI : Tubificidae.

Selon NMDS, la famille de Lestidae et de Tipulidae semblent être fortement liée à l'ammonium, tandis que Curculionidae et Leptophlebiidae sont fortement associés au nitrite. Baetidae et Coenagrionidae sont placés très loin des autres taxons, et en relation inverse avec le vecteur des caractéristiques significatives de l'eau. Ce qui indique que leurs abondances augmentent lorsque de faibles concentrations d'ammonium et de nitrite sont présentes.

Chapitre IV: Discussions

Chapitre IV : Discussions

Dans ce chapitre les discussions concernent les analyses physico-chimiques de l'eau ainsi que les communautés de macroinvertébrés.

IV.1. - Les analyses physico-chimiques de l'eau

Dans cette étude l'indice de pollution organique est 2.5 ce qui indique une forte pollution organique (classe 4) cette qualité est confirmée par les normes algériennes qui ont classé la qualité de l'eau du lac de Réghaïa en classe 4 elle est considérée comme «très mauvaise». Déjà dans les années 1980, la qualité de l'eau du lac suscitait des inquiétudes, car il était noté que l'eutrophisation était accélérée par la pollution organique (AKLI, 1988). Depuis, plusieurs études ont enregistré la faible qualité de l'eau du lac (EL HAOUATI *et al.*, 2009; ZOUATINE, 2019). Cet état est dû à l'apport exogène de la zone industrielle, au lessivage des terres agricoles et aux rejets d'eaux urbaines non traitées de la zone environnante.

Les formes azotées inorganiques sont particulièrement rares pendant le confinement en raison des pertes élevées par dénitrification (LÓPEZ-FLORES *et al.*, 2014). L'ammonium (NH_4^+) présente des valeurs faibles et constantes tout au long de l'année (moins de 1 mg / l) ce qui correspond à la classe 4 selon l'IPO; Le nitrate (NO_3^-) a une valeur moyenne de 3.84 mg/l ainsi la présence de nitrite (NO_2^-) dans les échantillons est de moyenne 0.96 mg/l (960 $\mu\text{g/l}$). Cela a été expliqué par QUINTANA *et al.*, (1998); LÓPEZ-FLORES *et al.*, (2014); ÀVILA *et al.*, (2019) où ils confirment que la nitrification conduit à une forte limitation en azote des producteurs primaires.

Nos résultats montrent que les différentes formes de l'azote sont présentes toute l'année (Tab. 7) ce qui a été expliqué par THIBAUT, 2006 qui mentionne que le niveau de confinement n'est pas facile à stabiliser dans la zone humide de Réghaïa, car les flux de l'eau vers le lac sont mal estimés. Donc ces apports fournissent de fortes concentrations d'azote (ZOUATINE, 2019). Ceci est cohérent avec nos résultats, qui montrent que l'azote est fortement représenté sous ses différentes formes. La combinaison de plusieurs pressions humaines et de rejets de polluants résultant des transformations des terres dans les bassins versants est courantes dans d'autres lagunes côtières (VICENTE & MIRACLE, 1992; VIAROLI & CHRISTIAN, 2003; LÓPEZ-FLORES *et al.*, 2014). Puisque la plupart des lagunes côtières sont entourées de zones

densément peuplées, ce qui en fait elles sont considérées comme l'un des écosystèmes les plus touchés de la planète (KJERFVE, 1994; ARÉVALO *et al.*, 2013)(annexe 9) .

Les pesticides organochlorés ont de très fortes concentrations parfois dépassant les limites conventionnelles avec une moyenne de 10.5 mg/l. La valeur maximale est enregistrée en septembre 2017 (14.2 mg/l) ce qui coïncide avec le début de la période automnale ceci est vraisemblablement dû à la fertilisation des terres agricoles ainsi qu'au drainage. Durant l'année d'étude cette zone reçoit des afflues d'eau et de ruissellement pollués de terres agricole et des zones industrielles. Ils émettent de fortes quantités de résidus et de produits phytosanitaires de façon excessive. Parmi les impacts humains, l'agriculture a été décrite comme l'une des plus pertinentes provoquant des changements dans le renouvellement de l'eau et la dynamique des nutriments, ainsi que dans les charges de pesticides (AYDI & BENAMARA, 2004 ; BADOSA *et al.*, 2008 ; LÓPEZ-FLORES *et al.*, 2014). En effet, selon ZOUATINE (2019), 68% des habitants des zones proches de la zone humide de Réghaïa sont des agriculteurs et utilisent des engrais et autres produits pour un rendement favorable, ignorant la sévérité des rejets sanitaires dans la nappe phréatique et l'écosystème du lac.

En ce qui concerne la pollution organique, nos résultats montrent des valeurs élevées de la DBO avec une moyenne de 50.56mg/l, de fer (0.40 mg/l) et de pesticides observées (10.90 mg/l). D'après ARAB & ARAB, 2017; la saison sèche de mai à octobre a plusieurs effets sur l'écosystème du lac. Pendant ce temps, les berges marécageuses s'assèchent en raison de températures plus élevées, indiquant le début de la phase de confinement des zones humides (GUELORGET & PERTHUISOT, 1983). De plus, les fluctuations du niveau d'eau sont caractéristiques des zones humides de la région méditerranéenne (BEKLIOGLU *et al.*, 2007). Plusieurs plans d'eau méditerranéens montrent une augmentation du niveau d'eau en hiver, coïncidant avec les apports d'eau douce, et une diminution graduelle pendant les périodes estivales, coïncidant avec le degré maximal de confinement (QUINTANA *et al.*, 1998). Nos résultats montrent que les concentrations de nutriments inorganiques sont très élevées par rapport aux autres lagunes côtières méditerranéennes. Selon QUINTANA *et al.*, (1998); EVAGELOPOULOS *et al.*, (2008); cette pollution est causée par des apports en nutriments du bassin versant et éliminent la possibilité d'accumulation due au confinement naturel. Ainsi, une augmentation de la teneur en matière organique et en éléments nutritifs pourrait être la conséquence d'une concentration naturelle causée par la forte réduction du volume d'eau pendant le confinement, plutôt que par une pollution externe. Dans ce sens, des concentrations élevées de nutriments ou de matière organique ont été trouvées dans les zones humides

naturelles et moins polluées (QUINTANA *et al.*, 1998; BADOSA *et al.*, 2006; SERRANO *et al.*, 2006). Les processus de confinement, cependant, concerne principalement les formes organiques des nutriments, les formes inorganiques indiquant des apports externes (GAMITO *et al.*, 2005; GLIBERT *et al.*, 2010. ;ÀVILA *et al.*, 2019 ;).

Les valeurs du potentiel d'oxygène pH dans cette étude sont en moyenne neutres (7,11) En raison du manque d'intrants et de l'évaporation intense, pendant le confinement, l'eau a tendance à se concentrer en termes de salinité.

En ce qui concerne le phosphate, qui a une valeur de 0.2 mg/l (ce qui signifie 231 µg /l ceci correspond à la classe 3 selon l'IPO) indique une forte teneur en ce résidus phytosanitaire. Les sédiments naturels bien préservés absorbent activement le phosphate inorganique en réduisant sa proportion dans l'eau (GOLTERMAN, 2004), et le rapport du phosphore inorganique par rapport au phosphore organique a été proposé comme mesure de l'eutrophisation anthropique grave (SERRANO *et al.*, 2017).

IV.2.- Les paramètres de la communauté

Au cours de cette étude nous avons récolté près de 3144 individus, appartenant à 22 familles de macroinvertébrés, variant entre 16 et 22 taxons par mois (Tab.9), principalement des insectes (18 taxons). Les diptères constituent le groupe faunistique le plus riche en taxons, avec 10 familles (45 %). La connaissance de la faune de macroinvertébrés dans les zones humides côtières algériennes est très limitée. Les quelques études réalisées ont été généralement fragmentaires et se sont principalement concentrées sur certaines familles ou espèces (HAOUCHINE 2011). Dans la zone humide de Réghaïa, la recherche faunistique s'est concentrée sur les tortues, les oiseaux, les mammifères et les insectes terrestres (DJITLI, 2016; BAKHOUCHE *et al.*, 2019), mais aucune étude n'a été réalisée sur les macroinvertébrés aquatiques et leur biotope. Des chiffres similaires pour la richesse familiale ont été rapportés dans les zones humides côtières voisines du lac Tonga (DJAMAI *et al.*, 2019). Selon d'autres études, cette richesse est clairement sous-estimée (TADJINE & KHEDIMALLAH, 2017). De plus, la richesse observée est légèrement faible ou inférieure aux niveaux publiés dans d'autres zones humides côtières oligohalines du bassin méditerranéen ou à d'autres latitudes (BOIX *et al.*, 2008; PÉREZ-BILBAO *et al.*, 2013). Par

conséquent, nous devons considérer la richesse rapportée pour la zone humide de Réghaïa dans la présente étude comme une valeur faible.

Les insectes sont le groupe le plus abondant dans notre étude, représentant 94% des spécimens échantillonnés. La domination de l'abondance de la communauté par les insectes a été signalée dans d'autres zones humides côtières algériennes (telles que le lac Tonga, mais avec des valeurs plus faibles (52,7%); TADJINE & KHEDIMALLAH, 2017). Les diptères sont l'ordre d'insectes le plus abondant, représentant 45% de l'abondance. Les Chironomidae étant la famille la plus abondante, tout comme des résultats rapportés pour d'autres zones humides côtières (CORREIA *et al.*, 2012; PÉREZ-BILBAO *et al.*, 2013). Les coléoptères représentés avec quatre familles et, enfin, des éphéméroptères et des odonates avec deux familles seulement. Cette composition, dominée par les insectes et principalement par les diptères et les coléoptères, est couramment observée dans les zones humides côtières oligohalines (DELLA BELLA & MANCINI, 2009; PÉREZ-BILBAO *et al.*, 2013), contrastant avec une moindre richesse en insectes dans les zones plus salines (ANTON-PARDO & ARMENGOL, 2014; COELHO *et al.*, 2015). On sait que la plus faible richesse en insectes se trouve normalement dans les eaux saumâtres (COGNETTI & MALTAGLIATI, 2000; NEBRA *et al.*, 2011).

Tout au long de cette étude, l'absence de certains groupes (c'est-à-dire les familles d'hémiptères) et le faible nombre de familles observées contrastaient avec les valeurs de richesse rapportées pour d'autres zones humides côtières (BOIX *et al.*, 2008; PÉREZ-BILBAO *et al.*, 2013). Cependant, ces taxons non détectés, comme les Notonectidae et les Corixidae, ont déjà été signalés dans le contenu intestinal de la tortue d'eau douce *Mauremys leprosa* du même lac (BAKHOUCHE *et al.*, 2019).

Alors que les groupes de macroinvertébrés non-insectes n'étaient représentés que par quelques familles (2 familles de mollusques, 1 famille de Annelida, et 1 des crustacés) (Fig.13 C). L'abondance des groupes non-insectes (oligochètes, crustacés et gastéropodes) ne représentait que 6% du total des individus capturés ; bien que ces groupes soient généralement plus pertinents en termes d'abondance dans d'autres zones humides côtières (CORREIA *et al.*, 2012 ; COELHO *et al.*, 2015; TADJINE & KHEDIMALLAH, 2017).

IV.3. -Effet de la qualité de l'eau du lac sur les communautés de macroinvertébrés

Nos résultats ont montré que la composition et la structure de la communauté étaient très homogènes tout au long de la période d'étude, avec une légère augmentation de l'abondance en été, tandis que l'abondance la plus faible a été enregistrée en avril 2017 (Tab.9). En termes temporels, l'été a été la saison la plus réussie par rapport aux autres saisons. TADJINE & KHEDIMALLAH (2017) déclarent que les plus fortes abondances de macroinvertébrés étaient pendant la période d'eutrophie. Bien que les variables de l'eau aient également montré un schéma caractérisé par des conditions plus eutrophes pendant la période plus chaude (concentrations plus élevées de nutriments), nous n'avons pas été en mesure de détecter des changements significatifs dans la structure de la communauté cela signifie que beaucoup de familles ont développé des formes de résistance aux conditions extrêmes (cas des chironomidae) ; tandis que l'absence d'autres taxons très sensible (changement d'habitat) est une autre forme de survie (cas des plecoptera) (Fig.11). Les communautés de zones humides côtières (telles que les estuaires, les lagunes ou les marais salants) sont caractérisées par une grande proportion d'espèces euryhalines et tolérantes (COGNETTI & MALTAGLIATI, 2000; GASCÓN *et al.*, 2005). Il est clair que les changements temporels couramment décrits dans les communautés de macroinvertébrés d'autres habitats aquatiques telles que les terres humides intérieures ou temporaires ne devraient pas être aussi évidents dans les terres humides côtières (BOIX *et al.*, 2008). Cependant, des changements temporels moins importants dans la structure de la communauté des macroinvertébrés n'impliquaient pas leur absence. En fait, il a été décrit que la composition des communautés des zones humides oligohalines côtières diffère généralement en fonction de l'hydrologie, de la salinité et de l'état trophique (NEBRA *et al.*, 2011; PÉREZ-BILBAO *et al.*, 2013). Cependant, ces facteurs ne sont pas les seuls responsables des changements des communautés de macroinvertébrés et de leur stabilité dans les zones humides côtières, la présence et abondance de poissons et de végétation, implique à la fois un refuge et une ressource trophique (COMPTE *et al.*, 2012; GASCÓN *et al.*, 2013; TAGLIAPIETRA *et al.*, 2016). En ce sens, il est important de noter que la surface du fond du lac étudié est dominée par des sédiments nus (EL HAOUATI *et al.*, 2009) et, bien que des poissons soient présents (*Gambusia holbrooki* et *Anguilla anguilla*), les changements dans sa composition ou son abondance sont encore inconnus, car les informations existantes récentes sont pauvres ou n'ont pas été mises à jour (THIBAUT, 2006; BAKHOUCHE *et al.*, 2019). Cependant, les variables abiotiques des modèles saisonniers se sont également avérées cruciales pour déterminer la structure de la communauté de macroinvertébrés dans les eaux

côtières (EVAGELOPOULOS *et al.*, 2008; ANTON-PARDO & ARMENGOL, 2014). Nos résultats dans la zone humide de Réghaïa contrastent avec les changements de structure communautaire communément signalés à partir d'autres zones humides méditerranéennes, puisque ni des pics d'abondance ni des changements de composition significatifs n'ont été observés au cours de la période étudiée.

Comme dans d'autres régions ou habitats (VERDONSCHOT *et al.*, 2012), aucun indicateur biologique n'existe explicitement pour les zones humides algériennes. Dans ces situations, l'utilisation des paramètres communautaires généraux ont été proposés comme candidats adéquats pour évaluer l'état écologique de ces habitats (DELLA BELLA & MANCINI, 2009; PÉREZ-BILBAO, *et al.*, 2013; PILO *et al.*, 2015). Cependant, nous n'avons trouvé aucune différence parmi les paramètres étudiés qui pourrait être liée aux principales différences saisonnières des conditions physiques et chimiques du lac. Le présent travail a montré que l'ammonium et le nitrite étaient significativement associés à des différences dans l'assemblage des macroinvertébrés, de sorte que ces composants affectaient la composition de la communauté (Fig.16). Par ailleurs, d'autres études sur le lac Réghaïa ont révélé que les faibles niveaux de nitrite en période chaude sont principalement dus aux faibles niveaux d'oxygène dissous, ce qui entraîne des quantités élevées d'ammonium (ZOUATINE, 2019)

Les faibles niveaux d'oxygène dissous sont le résultat des charges organiques élevées des eaux usées. Les concentrations d'azote rapportées dans cette étude et dans d'autres, réalisées dans la même zone humide, étaient très élevées (EL HAOUATI *et al.*, 2009). Le danger de fortes concentrations d'éléments chimiques est toujours présent, certains auteurs (MELHAOUI, 2010) ont déclaré que les nitrates sont déclarés toxiques lorsque leur niveau dépasse 50 mg / l, et les nitrites sont toxiques pour les animaux poikilothermiques (poissons, mollusques, crustacés et insectes). Cependant, l'effet de l'ammonium, du nitrite ou du nitrate sur les macroinvertébrés des zones humides n'est pas clairement établi, car de faibles effets ou aucun effet ont été signalés (COOPER *et al.*, 2007; DALU *et al.*, 2012), et il est à peine étudié en Algérie et notamment au lac de Réghaïa. Dans l'ensemble, cette zone humide est une zone affectée par une pollution intense et les eaux du lac sont classées comme de très mauvaise qualité en raison de divers facteurs. La communauté de macroinvertébrés était caractérisée par une faible richesse, par une composition dominée, à la fois en richesse et en abondance, par des diptères (c'est-à-dire des taxons tolérants), et n'a présenté aucun changement de structure au cours de l'année ce qui est cohérent avec la résistance de l'espèce (espèce polluo-résistants). L'ensemble de ces caractéristiques pourrait indiquer que ces

conditions physiques et chimiques actuelles du lac impliquent une communauté de macroinvertébrés pauvre mais très résiliente.

*Chapitre V: Conclusion
générale et perspectives*

Conclusion générale et perspectives

La zone humide de Réghaïa est un site d'une grande importance écologique et figure sur la liste des zones humides Ramsar d'importance internationale. Cependant, cette zone humide a toujours été soumise à plusieurs risques, tels que la pollution, qui menacent son biote terrestre et aquatique. La qualité de l'eau du lac est classée en classe 4 (très polluée) selon les normes algériennes. Jusqu'à présent, il n'y a pas eu d'étude analysant la faune des macroinvertébrés de ce site important.

Ainsi, afin de caractériser l'état de cette zone humide d'importance internationale, fortement affectée par une intense pollution physique et chimique d'origine agricole et anthropique; nous avons étudié la qualité de son eau (paramètres physiques et chimiques) et ses communautés biologiques pendant une année (avril 2017- avril 2018) afin de considérer les éventuelles tendances saisonnières. Concernant les concentrations de nutriments et les éléments analysés, tels que NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , Fe^+ , pesticides organochlorés à l'exception de la concentration d'ammonium (NH_4^+), elles présentent des valeurs faibles et constantes tout au long de l'année. Ils ont connu deux périodes distinctes d'augmentation de leurs valeurs: l'une coïncidant avec la période sèche, à températures élevées, et l'autre avec celle du printemps. La présence d'ammonium (NH_4^+) est en moyenne de 0,485 mg/l, ce qui correspond à la classe 4 selon l'IPO. Le minimum est enregistré en septembre et en avril (0 mg/l) et le maximum est de 0,8 mg/l enregistré en octobre 2017. Ces résultats correspondent à la classe 4 selon l'indice organique de pollution (eau de très mauvaise qualité et pollution excessive). De manière générale, l'été est la saison avec le plus haut niveau de concentration de nutriments et d'autres polluants dans l'eau.

En ce qui concerne les macroinvertébrés, plus de 3144 individus, appartenant à 22 familles, ont été recueillis, variant entre 16 et 22 taxons par mois, principalement des insectes (18 taxons). Les diptères constituent le groupe faunistique le plus riche en taxons, avec 10 familles (45 %), suivis par les coléoptères avec 4 familles (18 %), les éphéméroptères, les odonates et les gastéropodes, avec 2 familles chacun (9 % chacun), et les oligochètes et les crustacés avec 1 famille (5 % chacun).

En analysant l'évolution de l'abondance des communautés, nous avons constaté que la valeur maximale était atteinte en septembre et décembre, les Diptères étant toujours le groupe faunistique le mieux représenté chaque mois, avec un maximum de 363 individus enregistrés en septembre. Les diptères sont qualifiés de taxon tolérant, ce qui explique la résistance de l'espèce (espèce polluo-résistants).

Au sein des Diptères, les Chironomidés est la famille la mieux représentée avec 52% de l'abondance totale. Les Culicidés et les Psychodidés représentent respectivement 15% et 14% alors que le reste des familles sont représentées par des abondances plus faibles (entre 1 et 5%).

Cette étude est une première étape pour de futures recherches sur l'impact environnemental et spatio-temporel de la qualité de l'eau sur la faune aquatique de la zone humide de Réghaïa, pour laquelle des décisions de gestion urgentes sont nécessaires pour préserver sa valeur de biodiversité qui est en forte dégradation.

En perspective, il serait intéressant de connaître la façon dont les communautés aquatiques ont été affectées par la pollution, car cela sera fondamental pour la création de futurs outils de biosurveillance.

Références bibliographiques

Liste des références

1. **ABBAS K. & OUNOUH K., 2009** - *Contribution à la cartographie de la réserve naturelle du lac de Réghaïa (Alger) par l'application d'une carte d'occupation des sols et carte potentielle des aménagements*. Mém. Ing., Dép. Sci. Agr., Fac. Scien. Bio. Sci. Agro., U.M.M.T.O., Tizi Ouzou, 69p.
2. **AGUENINI S. & BENDJABALLAH F., 2005** - Contribution a l'étude de l'avifaune de la réserve cynégétique de Réghaïa (Alger). Mémoire. Ing., U.S.T.H.B, Bab Ezzouar, 42p.
3. **AHRIZ S., NEDJRAOUI D.& SADKI N., 2011** - Impact de la pollution industrielle sur un écosystème lacustre: détermination des bio accumulateurs .sciences & technologie c – n°34, pp.9-16.
4. **AKLI S., 1988** - *Etude de la structure verticale de la communauté zoo planctonique du lac de Réghaïa*. Biology graduate thesis (U.S.T.H.B.), Algérie.
5. **ANTON-PARDO M., & ARMENGOL X., 2014** - Aquatic invertebrate assemblages in ponds from coastal Mediterranean wetlands. *Annales de Limnologie- International Journal of Limnology*, 50: 217-230.
6. **ARAB A., 1989**- Étude des peuplements d'invertébrés et de poissons appliqués à l'évaluation de la qualité des eaux et des ressources piscicoles des oueds Mouzaïa et Chiffa. thèse de magister, université d'Alger
7. **ARAB A., LEK S., LOUNACI A. & PARK Y., 2004** -Spatial and temporal patterns of benthic invertebrate communities in an intermittent river (North Africa). *Ann. Limnol. - Int. J. Limn.*, 40: 317-327.
8. **ARAB K., 2008** – *Relation insectes- reptiles- oiseaux dans trois régions de l'Algérie*.
Thèse Doctorat, Inst. nati. agro., El Harrach, 278 p
9. **ARAB S. & ARAB A., 2017** - *Bioévaluation de la qualité des eaux d'un écosystème lacustre le cas du barrage de Boukourdane wilaya de TIPASA*. Ph.D. Thesis, University of science and technology Houari Boumedien.
10. **ARÉVALO E., IBÁNHEZ J. S. P., PAPASPYROU S. & NICOLAIDOU A., 2013** -The use of benthic metabolic processes as indicators for environmental quality assessment in coastal lagoons. *Advances in Oceanography and Limnology*, 4: 194–211.

11. **ARMSTRONG R., 1969** --*Phytoplankton community structure in Castle Lake*. California. Ph.D. Thesis, University of California, Davis, California.
12. **ÀVILA N., LÓPEZ-FLORES R. & QUINTANA X. D., 2019** -Composition of pelagic microbial communities in Mediterranean coastal aquatic ecosystems under extreme drought conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 216: 139–147.
13. **AYDI A. & BENAMARA F., 2004** -Contribution à l'étude du lac de Réghaïa, caractéristique ÉCOLOGIQUE et physico-chimique. Mémoire d'ingénieur U.S.T.B.H Alger
14. **AZZOUNI A., 1980** - *Étude de la connaissance de Cedrus atlantica Man. Introduction en moyenne altitude dans l'Atlas Tellien*. Thèse Ing. Agro., I.N.A., El Harrach, 60p.
15. **BADOSA A., BOIX D., BRUCET S., LÓPEZ-FLORES R. & QUINTANA X. D., 2006** - Nutrients and zooplankton composition and dynamics in relation to the hydrological pattern in a confined Mediterranean salt marsh (NE Iberian Peninsula). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66: 513-522.
16. **BADOSA A., BOIX D., BRUCET S., LÓPEZ-FLORES R. & QUINTANA X. D., 2008** -Short-term variation in the ecological status of a Mediterranean coastal lagoon (NE Iberian Peninsula) after a man-made change of hydrological regime. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18:1078-1090..
17. **BAGNOULS F. & GAUSSEN H., 1953** - Saison sèche et indice xérothermique. *Bull. Soc. Hist. Toulouse*: 193-259.
18. **BAKHOUCHE B., GHOLEM T., DJEMADI I., DRAIDI K. & ESCORIZA D., 2019** - Phenology and population structure of the Mediterranean stripe-necked terrapin *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) in the Reghaïa Lake (northern Algeria). *Basic and Applied Herpetologia*, 33:43-51.
19. **BAOUANE M. & DOUMANDJI S., 2003** - Aperçu sur l'avifaune nicheuse dans le maquis des abords du marais. 7ème *Journée Ornithologie*, 10 mars 2003, *Inst. nati. agro., El Harrach*, p. 19.
20. **BAOUANE M., OUARAB S. & DOUMANDJI S. 2003** – Importance relative des Orthoptéroïdes parmi les proies de la fourmi *Cataglyphis bicolor* (Formicidae) aux abords du marais de Réghaïa. 5ème *Journée Acridologie*, 5 mars 2003, *Inst. nati. agro. El Harrach*, p. 33.

21. **BARBAULT R., 1974** - Place des lézards dans la biocénose de Lamto : relations trophiques; production et consommation des populations naturelles. *Bull. Inst. franç. Afr. Noire (I. F. A. N.)*, 37 A (2) : 467 - 514.
22. **BARBOUR M. T., GERRITSEN J., SNYDER B. D. & STRIBLING J. B., 1999** - *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish*, 2e édition, Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA841-B-99-002, 11 chapitres, 4 annexes,
23. **BAZIZ B., SOUTTOU K., SEKOUR M., HAMANI A., BENDJABELLAH S., KHEMICI M. & DOUMANDJI S., 2008** - *Les micromammifères dans le régime alimentaire des rapaces en Algérie*. 3èmes Journées nationales Protec. Vég., 7 - 8 avril 2008, Inst. Nati. Agro., El Harrach, p. 30.
24. **BEKLIOGLU M., ROMO S., KAGALOU I., QUINTANA X. D. & BÉCARES E., 2007**- State of the art in the functioning of shallow Mediterranean lakes: workshop conclusions. *Hydrobiologia*, 584:317–326.
25. **BELHADJ J., GUEROUMI S. & LABIE D., 2006** - *Contribution à l'analyse de quelques macrocytes de la rive gauche du lac de Réghaïa et essai phytoépurateur des eaux usées par deux plantes aquatiques enracinées sous climat tempéré cas du roseau et du phragmite*. Mémoire d'Ing. U.STHB, Institut de biologie, Bab Ezzouar, 73p.
26. **BENBOW M.E., BURKY A.J. & WAY C.M., 2003**- Life cycle of a *Torrenticolous hawaiian* chironomid (*Telmatogeton torrenticola*): stream flow and microhabitat effects. *Ann. Limnol. - Int. J. Limn.*, 39: 103-114.
27. **BENMESSAOUD K., 1989** - *Étude écologique des passereaux forestiers en zone forestière et préforestières de l'algérois*. Thèse Magister, Inst. Nati. Agro., El Harrach, 54p.
28. **BENZARA A., 1985** - *Contribution à l'étude systématique et bio-écologique des mollusques terrestres en Algérie*. Thèse Magister, Inst. Nati. Agro., El Harrach, 79p.
29. **BERROUANE F.Z., 2010** – *Aspects bioécologiques et systématiques des Diptères près du Marais de Réghaïa et dans la banlieue d'El Harrach*. Mémoire Ingénieur, Ecole nati. sup. agro., El Harrach, 177 p.
30. **BIGGS J., WILLIAMS P., WHITFIELD M., NICOLET P. & WEATHERBY A., 2005**- 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from

- the work of Pond Conservation, *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst.* 15; 693–714.
31. **BLONDEL J., 1979** – *Biogéographie et écologie*. Ed. Masson, Paris, 173 p.
32. **BOIX D., SALA J., GASCÓN S., MARTINOY M., GIFRE J., BRUCET S., BADOSA A., LÓPEZ-FLORES R. & QUINTANA X. D., 2008** -Patterns of composition and species richness of crustaceans and aquatic insects along environmental gradients in Mediterranean wetlands. *Hydrobiologia*, 597: 53-69.
33. **BOUAM A., 1989** – *Contribution à la connaissance de la pollution du marais de Réghaïa*. Thèse Ingénieur, Inst. nati. agro., El Harrach, 68 p
34. **BOUGARD L., 1988**- *Approche écologique des macroinvertébrés dans trois étangs des Épioux*. Engineering degree, Faculty of Agronomic Sciences, Gembloux, Belgium. 84 p.
35. **BOUKHALFA D., 1991** – *Contribution à la connaissance de l'intérêt ornithologique des oiseaux d'eau et écologique du Marais de Réghaïa*. Thèse Ingénieur, Inst. nati. agro, EL Harrach, 126 p
36. **BOUKRABOUZA A., 2011** - *Connaissance, Conservation et Gestion des populations de la Perdrix Gamba (Alectoris barbara Bonnaterra, 1792) au niveau de la réserve de chasse de Zéralda*. Thèse de post graduation Spécialisé en Écologie végétale-Environnement, U.S.T.H.B., Bab Ezzouar, 69p.
37. **BOULAOUAD B.A., 2018**- *Contribution à l'étude de la bioécologie de quelques oiseaux insectivores du Sahel Algérois et de la région de Bordj Bou Arréridj*. Thèse de Doctorat. E.N.S.A, El-Harrach,139 p.
38. **C. C. R. (CENTRE CYNEGETIQUE DERÉGHAIËA), 2011**- *Plan de gestion du lac de Réghaïa*, Algérie.
39. **CENTRE CYNEGETIQUE DE RÉGHAIËA., 2011**- *Plan de gestion du lac de Réghaïa*, Algérie.
40. **CHAUMONT & PAQUIN 1972**- *Carte des précipitations annuelles minimales fréquentielles pour l'Algérie septentrionale*.Ed. Dunod, Paris, 225p.
41. **CHEBLI L., 1971** - *Quelques aspects agronomiques de la pollution des eaux du marais de Réghaïa*. Mémoire Ing. Agro., INA, Alger, 64p.

42. **CLARKE K. & WARWICK R., 1998-** A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35: 523–531.
43. **CLARKE K. R. & GORLEY R. N., 2006-PRIMER v6: User Manual/Tutorial.** PRIMER-E. Plymouth.
44. **CLARKE K. R. & WARWICK R. M., 2001-** A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series*, 216: 265–27.
45. **COELHO S., PEREZ-RUZAF A. & GAMITO S., 2015-** Effects of organic pollution and physical stress on benthic macroinvertebrate communities from two intermittently closed and open coastal lagoons (ICOLLs). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167: 276-285.
46. **COGNETTI G. & MALTAGLIATI F., 2000-** Biodiversity and Adaptive Mechanisms in Brackish Water Fauna. *Marine Pollution Bulletin*, 40:7-14.
47. **COOPER M. J., UZARSKI D.G. & BURTON T. M., 2007-** Macroinvertebrate Community Composition In Relation To Anthropogenic Disturbance, Vegetation, And Organic Sediment Depth In Four Lake Michigan Drowned River-Mouth Wetlands. *WETLANDS*, 27: 894–903.
48. **CORREIA M.J., COSTA J.L., CHAINHO P., FELIX P. M., CHAVES M. L., MEDEIROS J. P., SILVA G., AZEDA C., TAVARES P., COSTAS A., COSTA A. M., BERNARDO J., CABRAL H. N., COSTA M. J. & CANCELA DA FONSECA L., 2012-** Inter-Annual variations of macrobenthic communities over three decades in a land-locked coastal lagoon (Santo Andre, SWPortugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110: 168-175.
49. **D.G.F., 2002** – *Atlas des 26 zones humides algériennes d'importance internationales.*
Ed. Diwan, Alger, 89 p
50. **DAGET J., 1976** –*Les modèles mathématiques en écologie.* Ed. Masson, Paris, 172 p.
51. **DAJOZ R., 1971** - *Précis d'écologie.* Ed. Dunod , Paris.434p
52. **DAJOZ R., 1982** –*Précis d'écologie.* Ed. Gauthier-Villars, Paris, 503 p.
53. **DALU T., CLEGG B. & NHIWATIWA T., 2012.-** Macroinvertebrate communities associated with littoral zone habitats and the influence of

- environmental factors in Malilangwe Reservoir, Zimbabwe. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 406 : 2-15
- 54. DECLERCK S., VANDEKERKHOVE J., JOHANSSON L., MUYLEAERT K., CONDEPORCUNA J.M., VAN DER GUCHT K, PÉREZMARTÍNEZ C., LAURIDSEN T., SCHWENK K., ZWART G., ROMMENS W., LÓPEZ-RAMOS J., JEPPESEN E., VYVERMAN W., BRENDONCK L .& DE MEESTER L., 2005-** Multi-group biodiversity in shallow lakes along gradients of phosphorus and water plant cover. *Ecology*, 86: 1905–1915.
- 55. DELLA BELLA V. & MANCINI L. 2009-** Freshwater diatom and macroinvertebrate diversity of coastal permanent ponds along a gradient of human impact (site degradation) in a Mediterranean eco-region. *Hydrobiologia*, 634: 25–41.
- 56. DERGHAL N.-K., 2009 –** *Etude de la végétation du Lac de Réghaïa- Etude phytosociologique, dynamique et cartographique*. Mémoire Magister, Ecole nati. sup. agro.,El Harrach, 137 p.
- 57. DJAMAI S., MIMECHE F., BENSACI E. & OLIVA-PATERNA F. J., .2019-** Diversity of macro-invertebrates in Lake Tonga (northeast Algeria). *Biharean Biologist*, 13: 8-11.
- 58. DJELMOUDI Y., 2017 –** *Bioécologie des oiseaux du Sahel algérois*.Thèse de Doctorat. E.N.S.A, El-Harrach,163 p.
- 59. DJITLI Y., 2016-** *Contribution à l'étude des oiseaux d'eau du lac de Réghaïa*. Thèse d'ingénieur d'état en agronomie. Dép. Zoologie agricole et forestière. E.N.S.A- Algérie 83p.
- 60. DOUMANDJI S. & DOUMANDJI-MITICHE B., 1992 -** Relations trophiques insectes-oiseaux dans un parc du littoral algérois (Algérie). *Alauda*, 40 (4) : 274-275.
- 61. DREUX P., 1974 -** *Précis d'écologie*. Ed. Presse Univ. France, coll. “ Le biologiste”, Paris, 213p.
- 62. DREUX P., 1980 -** *Précis d'écologie*. Ed. Presses universitaires France, Paris, 231p
- 63. DURAND J. R. & LÉVÊQUE C., 1981-** *Flore et faune aquatiques de l'Afrique sahélo-soudanienne* (Tome II), ORSTOM. Paris.
- 64. EL HAOUATI H., 2009-** *Suivi de la caractéristique physico-chimique et phytoplantonique du lac de Réghaïa*. Magister Thesis U.S.T.H.B Alger.

65. **EMBERGER L., 1955** - Une classification biogéographique des climats. *Rev. Trav. Labo. Bot. et Zool. Fasc. Sci.* Montpellier, 143 p.
66. **E.R.E; ENERGIES RENOUVLABLES ET ENVIRONNEMENT, 2020-** *Projet d'aménagement de la Lèze.*, Bureau d'étude industrielles.
67. **EVAGELOPOULOS A., KOUTSOUBAS D., BASSET A., PINNA M., DIMITRIADIS C., SANGIORGIO F. & DOUNAS C., 2008-** Spatial and seasonal variability of the macrobenthic fauna in Mediterranean solar saltworks ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine & Freshwater Ecosystems*, 18: 118-134.
68. **FRONTIER S., 1982-***Stratégies d'échantillonnage en écologie.* Ed. Masson, Paris, 512 p.
69. **FAURIE C., FERA C. & MEDOR I., 1980** - *Ecologie*, Ed. J.B .Baillièrre, Paris .1091p.
70. **GAGNEUR J., GIANI N. & MARTINEZ-ANSEMIL E., 1986-** les oligochètes aquatiques d'Algérie. *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse*, 122 : 119-124
71. **GAMITO S., GILABERT J., MARCOS C. & PEREZ-RUZAF A., 2005-** Effects of changing environmental conditions on lagoon ecology. In: *Coastal lagoons: ecosystem processes and modeling for sustainable use and development.* I.E. Gonenc & , J.P. Wolflin (eds.). 193-229. CRC Press, Boca Raton,
72. **GASCÓN S., BOIX D., SALA J. & QUINTANA X. D., 2005-** Variability of benthic assemblages in relation to the hydrological pattern in Mediterranean salt marshes (Empordà wetlands, NE Iberian Peninsula). *Archiv fur Hydrobiologie*, 163: 163–181.
73. **GASCÓN S., BOIX D., SALA J. & QUINTANA X. D., 2008-** Relation between macroinvertebrate life strategies and habitat traits in Mediterranean salt marsh ponds (Empordà wetlands, NE Iberian Peninsula). *Hydrobiologia*, 597: 71–83
74. **GASCÓN S., LLOPART X., RUIZ-NAVARRO A., COMPTE J., VERDIELL-CUBEDO D., BOIX D., OLIVA-PATERNA F. J., QUINTANA X. D. & TORRALVA M., 2013-** The effects of *Aphanius iberus* predation on an aquatic community: diel changes and the role of vegetation. *Fundamental and Applied Limnology*, 182: 75–87
75. **GAUJOUS D., 1995.** -La pollution des milieux aquatiques. 2ème Ed, Paris, 200 p
76. **GHISLAIN D. M., 2013-** *Les problèmes de l'eau en 26 questions.* Livret sur l'environnement2013. Institut de France, Académie de Sciences.

- 77. GLIBERT P. M., BOYER J.N., HEIL C. A., MADDEN C. J, STURGIS B. & WAZNIAK C. S., 2010** - Blooms in Lagoons: Different from Those of River-Dominated Estuaries. In: *Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change*. M.J. Kennish & H.W. Paerl (eds.). 91-114. Taylor and Francis group, Boca Ratón.
- 78. GOLTERMAN H. L., 2004-** *The Chemistry of Phosphate and Nitrogen Compounds in Sediment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- 79. GOPAL B. & JUNK W. J., 2000-** Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. *Backhuys Publishers*, Leiden
- 80. GRABA K., 2005** - *Programme d'Aménagement Côtier (PAC) « Zone côtière algéroise », Activité : Gestion intégrée des zones côtières, Action pilote : Site du lac de Réghaïa*. p8.
- 81. GUELORGET O. & PERTHUISOT J. P., 1983-** *Le domaine paralique. Expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement*. Travaux du laboratoire de Géologie, 16. Presse de l'Ecole Normale Supérieure, Paris.
- 82. GUESSOUM M., 1981** - *Étude des acariens des rosacées cultivées en Mitidja et contribution à l'étude d'une lutte chimique vis-à-vis de Panony chusulmi (Koch) (Acarida - Tetranychidae) sur pommier*. Thèse Ing. Agro., Inst. Nati. Agro., El Harrach, 71 p.
- 83. HAOUCHINE S., 2011-** *Recherches sur la faunistique et l'écologie des macroinvertébrés des cours d'eau de Kabylie*. PhD. Thesis Université Mouloud Maameri de Tizi Ouzou, Algérie.
- 84. HELLAWELL J. M., 1986-** *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*, London, Elsevier, 546 p.
- 85. JACOB J.P., LEDANT J.P. & HILLY C., 1979** – Les oiseaux d'eau du marais de Réghaïa (Algérie). *Aves*, Vol. 16, (2) : 59 – 82
- 86. JASSBY A.D. & GOLDMAN C. R., 1974-** A quantitative measure of succession rate and its application to the phytoplankton of lakes, *American Naturalist*, 108: 688-693.
- 87. JEPPESEN E., JENSEN J. P., SØNDERGAARD M., LAURIDSEN F. & LANDKILDEHUS T., 2000-** Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology*, 45: 201–218.

- 88. JONES C., SOMERS K. M., CRAIG B. & REYNOLDSON T. B., 2005-** Ontario Benthos Biomonitoring Network Protocol Manual, Ontario, Ontario Ministry of Environment.
- 89. KABASSINA B.T., 1990 -** *Comparaison faunistique des califères de la station de Gaïd Gacem en Mitidja et de divers étages bioclimatiques du Togo*. Thèse Ing. Agro., Inst. Nati. Agro., El Harrach, 109p.
- 90. KEDDY P.A., 2000-** *Wetland ecology: principles and conservation*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- 91. KING L., SIMOVICH M. A. & BRUSCA R. C., 1996-** Species richness, endemism and ecology of crustacean assemblages in northern California vernal pools. *Hydrobiologia*, 328: 85–116
- 92. KJERFVE, BJÖRN., 1994-** *Coastal Lagoons Processes*. Elsevier, Amsterdam.
- 93. LAZREG A., 1983 -** *Les changements de la végétation à l'embouchure de l'Oued de Réghaïa* –Thèse .Ing .Agro .Inst. Nati. Agro., El Harrach, 84p.
- 94. LECLERCQ L., 2001-** Intérêt et limites des méthodes d'estimation de la qualité de l'eau. Station scientifique des Hautes-Fagnes, Belgique.
- 95. LEDANT J.P., JACOB J.P. & HILY C., 1979 –** L'intérêt ornithologique du marais de Réghaïa. *Séminaire international avifaune algérienne*, 5 – 11 juin 1979, *Inst. nati. agro. El Harrach*, 15 p.
- 96. LÓPEZ-FLORES R., QUINTANA X. D., ROMANÍ A. M., BAÑERAS L., RUIZ-RUEDA O., COMPTE J., GREEN A. J. & EGOZCUE J. J., 2014-** A compositional analysis approach to phytoplankton composition in coastal Mediterranean wetlands: Influence of salinity and nutrient availability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 136:72-81.
- 97. LOUNACI A., 1987-***Recherches hydrobiologiques sur les peuplements d'invertébrés benthiques du bassin de l'oued Aïssi (Grande Kabylie)*. thèse de magister, université usthb d'alger.
- 98. LOUNACI A., 2005-** *Recherche sur la faunistique, l'écologie et la biogéographie des macroinvertébrés des cours d'eau de Kabylie (Tizi-Ouzou, Algérie)*. thèse de doctorat d'état en biologie. université mouloud mammeri de tizi-ouzou (algérie). 320.
- 99. LOUNACI A., BROSSE S., AIT MOULOUD S., LOUNACI-DAOUDI D. & MEBARKI M., 2000a.** - Current knowledge of benthic invertebrate diversity in an

- Algerian stream: a species check-list of the sebaou river bassin (tiziouzou). *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse*, 136: 43-55.
- 100. LOUNACI A., BROSSE S., THOMAS A.G.B. & LEK S., 2000b** - Abundance, diversity and community structure of macroinvertebrates in an Algerian stream: the sebaou wadi. *Annlis Limnol.*, 36: 123-133.
- 101. LOUNACI Z. & DOUMANDJI-MITICHE B., 2004** - Variation spatio-temporelles de quelques espèces de Culicides recensées (Diptera : Nematocera) et effet de la température de l'eau sur les stades immatures dans la partie suburbaine de l'Algérois, du marais de Réghaïa et de l'Oued Sébaou de Tizi Ouzou. *Journée protec. vég.*, 15 mars 2004, *Dép. Zool. agro.for., Inst. nati. agro., El Harrach*, p. 65
- 102. LOUNACI Z., 2003** - *Biosystématique et bioécologie des Culicidae (Diptera : Nematocera) en milieu rural et agricole*. Thèse Magister, Inst. nati. agro. El Harrach, 324 p
- 103. MAKHLOUFI A., 2011** - *Reproduction et régime alimentaire de la mésange bleue Parus caeruleus Bonaparte, 1841 (Aves, Paridae) dans une forêt de Bâinem (Alger)*. Thèse Magister, Inst. Nati. Agro., El Harrach, 205p.
- 104. MAXTED J. R., EVANS B. F. & SCARSBROOK M. R., 2003** - « Development of standard protocols for macroinvertebrate assessment of soft-bottomed streams in New Zealand ». *New Zealand J. Mar. Freshwater Res.*, vol. 37, no 4, p. 793-807.
- 105. MELHAOUI M., 2010**- *Echantillonnage et étude des macro-invertébrés de la Moulouya*, Document du stage de formation à la connaissance et la gestion de la biodiversité aquatique. Moulouya. Maroc.
- 106. MERIEM N., 1985** - *Inventaire et dénombrement des oiseaux d'eau du marais de Réghaïa*. Thèse Ingénieur, Inst. nati. agro. El Harrach, 57 p.
- 107. MEZIANE M.H., HARFOUCHE A.M., BELLATRECHE M. & ABDELKRIM H., 2005** - *Programme d'amélioration côtier (PAC) 'Zone côtière algéroise. Protection des sites sensibles naturels*. Rapport de troisième phase, élément plan gestion zone littorale, Alger, 71 p.
- 108. MILLA A., 2008** - *l'Ornithochorie dans différents milieux du Sahel et du Littoral algérois*. Thèse doctorat, Inst. Nati. Agro., El Harrach, 331p.
- 109. MILLA A., OUARAB S., MERABET A., MAKHLOUFI A.H., MOLINARI M., NADJI F.Z., BAZIZ B., DAOUDI-HACINI S., VOISIN J.F. et**

- DOUMANDJI S., 2006** - Richesse avifaunistique de la région du Sahel et du Littoral algérois (Algérie). *Colloque International : Ornithologie Algérienne à l'Aube du 3^{ème} Millénaire, 11-13 novembre 2006*, Univ. El Hadj Lakhdar, Batna, p. 65-66.
- 110. MOISAN J., 2010-** *Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds*. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec.
- 111. MOLINARI K., 1989** – *Etude faunistique et comparaison entre trois stations dans le marais de Réghaïa*. Mémoire Ingénieur, Inst. nati. agro., El Harrach, 171 p.
- 112. MOULTON II S. T., KENNEN J. G., GOLDSTEIN R. M. & HAMBROOK J. A., 2002-** *Revised Proto. cols for Sampling Algal, Invertebrate, and Fish Communities as Part of National Water-Quality Assessment Program*, Reston (Virginia), USGS Open-file-report 02-150, 75 p
- 113. MUTIN G., 1977** - *La Mitidja de colonisation et espace géographique*. Ed. O.P.U., Alger, 600p.
- 114. NEBRA A., CAIOLA N. & IBÁÑEZ C., 2011-** Community structure of benthic macroinvertebrates inhabiting a highly stratified Mediterranean estuary. *Scientia Marina*, 75: 577-584.
- 115. O.N.M., 2018** – *Bulletin d'information climatique et agronomique*. Ed. Office nat.météo., cent. clim. nat., Dar El Beïda.
- 116. [www.googleearth,2020](http://www.googleearth.com)**
- 117. OERTLI B., AUDERSET JOYE D., CASTELLA E., JUGE R., CAMBIN D. & LACHAVANNE J. B., 2002** - Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation*, 104: 59–70.
- 118. OKSANEN J., BLANCHET F.G., KINDT R., LEGENDRE P., MINCHIN P.R., O'HARA R.B., SIMPSON G L., SOLYMOS P., STEVENS M.H.H. & WAGNER H., 2014-** *Vegan : Paquet d'écologie communautaire*. Version du package R 2.2-0.
- 119. O.M.S - ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTE, 2012** - *Statistiques sanitaires mondiales 2012*, ISBN 978 92 4 256444 0. 180p.
- 120. RICHOUX, 1982**

121. **OUARAB S., 2011-** Bioécologie des principales composantes des biocénoses et gestion du Marais de Réghaïa. Thèse Doctorat, Inst. nati. Agro., El Harrach, 336 p.
122. **OUARAB S., KHALDI-BARECH G., ZIADA M. & DOUMANDJI S., 2010** –Prédation de la fourmi *Cataglyphis bicolor* (Hymenoptera, Formicidae) aux abords du marais de Réghaïa. *Actes de la C.i.f.e. 6, Trav. Inst. sci., Série Zool., Rabat*, 47 : 163 – 168.
123. **PAUZI A., 2002-** Biology Indicator and Monitoring. Bureau of Consultancy and Innovation, Draft Final Report: 7-1.
124. **PÉREZ-BILBAO A., BENETTI C. J. & GARRIDO J., 2013-** Community variation in protected coastal lagoons using aquatic insect assembla. *Vie et milieu - Life and environment*, 63: 145-157.
125. **PÉREZ-RUZAF A., C. MARCOS & PÉREZ-RUZAF I. M., 2011-** Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36: 160–166.
126. **PIELOU E. C., 1969-** *An introduction to mathematical ecology*. Wiley, New York.
127. **PILÓ D., PEREIRA F.A, CARRIÇO A., CÚRDIA J., PEREIRA P., GASPAR M.B. & CARVALHO S., 2015-** Temporal variability of biodiversity patterns and trophic structure of estuarine macrobenthic assemblages along a gradient of metal contamination. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167: 286-299.
128. **QUEZEL P. & SANTA S., 1962-** Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques et méridionales. Ed. Doin, Paris, 1170 p. (Tome I et II).
129. **QUINTANA X. D., MORENO-AMICH R. & COMÍN F. A., 1998-** Nutrient and plankton dynamics in a Mediterranean salt marsh dominated by incidents of flooding. Part 1: Differential confinement of nutrients. *Journal of Plankton Research*, 20: 2109–2127.
130. **RAMADE F., 1984** –*Eléments d'écologie – Ecologie fondamentale*. Ed. Mc Graw-Hill, Paris, 397 p.
131. **RAMADE F., 2003** - *Eléments d'écologie : Ecologie fondamentale*. Ed. Dunod, Paris, 690p.

132. **RAMADE F., 2009** - *Eléments d'écologie : Ecologie fondamentale*. Ed. Dunod, Paris, 689p.
133. **REAZALI Z., 2005**- *Contamination en métaux lourds des sols et des sédiments autour de la zone industrielle de la région de Réghaïa* . Engineer Thesis INA El Harrach.
134. **RECHE I., PULIDO-VILLENA E., MORALESBAQUERO R. & CASAMAYOR E. O., 2005**- Does ecosystem size determine aquatic bacterial richness? *Ecology*, 86 (7): 1715–1722
135. **RICHARDS C., HOST G.E. & ARTHUR J.W., 1993**- Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. *Freshwat. Biol.*, 29 : 285-294
136. **RODIER J., 1984**- L'analyse de l'eau .Vol 2.5ème Ed.Dunod ,Paris,1080p.
137. **SAMRAOUI B. & CORBET P. S., 2000**- The odonata of numidica. part II : seasonal ecology. *International Journal of Odonatology*, 3: 27-39.
138. **SAMRAOUI B., DE BELAIR G., 1998**- Les zones humides de la Numidie orientale : *Bilan des connaissances et perspectives de gestion*. Synthèse (numéro spécial) 4 : 1-90.
139. **SAYOUD M S., 2017** -Contribution à l'évaluation de la qualité des eaux du Lac de Réghaïa par Indice Diatomique Générique –IDG. Mémoire de diplôme de Master II. Université M'Hamed BOUGARA Boumerdes
140. **SELLAMI M., 2005** - *Ecologie du Pigeon ramier (Columbapalumbus L. 1758) dans la réserve de chasse de Zéralda*. Mém. Ing. Agro., Inst. Nati. Agro., El Harrach (Alger), 44p.
141. **SERRANO L., REINA M., MARTÍN G., REYES I., ARECHEDERRA A., LEÓN D. & TOJA J., 2006**- The aquatic systems of Doñana: watersheds and frontiers. *Limnetica*, 25:11–32.
142. **SERRANO L., REINA M., QUINTANA X. D., ROMO S., OLMO C., M.SORIA J., BLANCO S., FERNÁNDEZ-ALÁEZ C., FERNÁNDEZ-ALÁEZ M., CARIA M .C., BAGELLA S., KALETTKA T. & PÄTZIG M., 2017**- A new tool for the assessment of severe anthropogenic eutrophication in small shallow water bodies. *Ecological Indicators*, 76: 324-334.
143. **SMITH E. P. & VOSHELL J. R., 1997**- *Studies of benthic macroinvertebrates and fish in streams within EPA Region 3 for development of*

- biological indicators of ecological condition; Part I, Benthic macroinvertebrates.*
Final Report, Washington: U.S. Environmental Protection Agency.
- 144. STARK J. D., BOOTHROYD I. K. G., HARDING J. S., MAXTED J. R. & SCARSBROOK M. R., 2001-** Protocols for Sampling Macroinvertebrates in Wadeable Streams, New Zealand macroinvertebrate working group, report no. 1, rédigé pour le Ministry for the Environment, Sustainable management fund project no. 5103, 57 p.
- 145. STEWART P., 1969 -** Quotient pluviométrique et dégradation biosphérique. Quelques réflexions. *Bull. docum. Hist. Nati. Agro.*: 24-25.
- 146. SVENSSON L., MULLARNEY K., ZETTERSTR M.D., 2010-** le guide ornithologique. 446p.
- 147. TACHET H., BOURNAUD M., RICHOUX P. & USSEGLIO-POLATERA P., 2000-** *Invertébrés des eaux douces : Systématique, Ecologie, Biologie.* Editions du CNRS, Paris.
- 148. TADJINE A. KHEDIMALLAH R., 2017 -** Contribution à la connaissance des macroinvertebrates de l'écosystème lacustre : lac Tonga au parc national d'el Kala, *Bull. Soc. zool. Fr.*, 2016, 141(3) : 121-140
- 149. TAGLIAPIETRA D., PESSA G., CORNELLO M., ZITELLI A. & MAGNI P., 2016-** Temporal distribution of intertidal macrozoobenthic assemblages in a *Nanozostera noltii*-dominated area (Lagoon of Venice). *Marine environmental research*, 114: 31-39.
- 150. TALEB A., DERGHAL N.K., YANINA K. & BOUMEZBOUR A., 2003 -** *Fiche descriptive sur les zones humides Ramsar.* Ed. Direction générale des forêts, 2p.
- 151. TAMALOUST N., BAZIZ B. & SOUTTOU K., 2005 -** Quatre espèces de moustiques ornithophiles rencontrées en milieu suburbain, lacustre et agricole. 9^{ème} Journée nati.Ornithol., 7 mars 2005, *Dép. Zool. agri. for., Inst. nati. agro., El Harrach*, p. 49
- 152. TATE C.M. & HEINY J.S. 1995-** The ordination of benthic invertebrate communities in the south plate river basin in relation to environmental factors. *Freshwat. Biol.*, 33: 439-454.
- 153. TAZIBT K. & ZABAT D., 2012-** Contribution à la caractérisation de la pollution du lac de Réghaïa par l'approche physico-chimique et toxicologique

- impacte d'utilisation de l'eau en agriculture. Mémoire ingénieur d'état en écologie végétale et environnement .université mouloud Mammeri de Tizi- ouzou.
- 154. THIBAUT M., 2006 -** *Plan de Gestion de la Réserve Naturelle du lac de Réghaïa (Algérie)*. Ed. Projet Maghreb zones humides. Protection et développement durable des zones humides en Afrique du Nord, 84p.
- 155. TOWNSEND C.R. & HILDREW A.G., 1984-** Longitudinal pattern in detritivore communities of acid streams: a consideration of alternative hypotheses. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, 22 : 1953-1958.
- 156. VERDONSCHOT R. C., KEIZER-VLEK H. E. & VERDONSCHOT P. F., 2012-** Development of a multimetric index based on macroinvertebrates for drainage ditch networks in agricultural areas. *Ecological indicators*, 13: 232-242.
- 157. VIAROLI P. & CHRISTIAN R. R., 2003-** Description of trophic status, hyperautotrophy and dystrophy of a coastal lagoon through a potential oxygen production and consumption index - TOSI: Trophic Oxygen Status Index. *Ecological Indicators*, 3: 237–250.
- 158. VICENTE E. & MIRACLE M. R., 1992-** The coastal lagoon Albufera de Valencia: An ecosystem under stress. *Limnetica*, 8: 87-100.
- 159. VIEIRA DA SILVA J., 1979 –** *Introduction à la théorie écologique*. Ed. Masson, Paris, 112 p
- 160. W.F.D, WATER FRAMEWORK DIRECTIVE (WFD), 2003-** *Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential*, Water Framework Directive Common Implementation Strategy Working Group 2, An Ecological Status (ECOSTAT), 28 p.
- 161. WILLIAMS D.D., 2006 -** *The biology of temporary waters*, Oxford University Press, Oxford.
- 162. WILLIAMS P., BIGGS J., FOX G., NICOLET P. & WHITFIELD M., 2001-** History, origins and importance of temporary ponds, *Freshw. Forum* 17; 7–16.
- 163. WILLIAMS P., WHITFIELD M., BIGGS J., BRAY S., FOX G.& NICOLET P. & SEAN D., 2003-** Comparative biodiversity of rivers, streams,

ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England, *Biol. Conserv.* 115 (2003) 329–341.

164. **ZOUATINE M., 2019-** Approche à l'étude d'une stratégie de développement durable des ressources hydriques cas du lac de Reghaia. Univ. mohamed khider-biskra-Algerie.
165. **ZOUGGAGHE F. & MOALI A., 2009-**Variabilité des peuplements de macro-invertébrés benthiques dans le bassin versant de la Soummam (Algérie, Afrique du Nord).*Revue d'Écologie (Terre et Vie)* 64: 305-321.

Annexes

Les annexes

Annexe 1 – Données bibliographiques sur la végétation de la zone humide de Réghaïa ; Liste des espèces floristiques inventoriées dans la zone humide de Réghaïa (BOUAM, 1989; D.G.F., 2002; DERGHAL, 2009; OURAB, 2010 ; DJELMOUDI, 2017 ; BOULAOUAD, 2018)

Familles	Espèces
Oleaceae	<i>Olea europea</i> Linné, 1753
<i>Phillyrea angustifolia</i> Linné	
Salicaceae	<i>Populus alba</i> Linné
<i>Populus nigra</i> Linné	
Anacardiaceae	<i>Pistacia lentiscus</i> Linné, 1753
Myrtaceae	<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh.
<i>Eucalyptus citriodora</i> (Hook.)	
Rhamnaceae	<i>Rhamnus alaternus</i> Linné
Ulmaceae	<i>Ulmus campestris</i> Linné
Fabaceae	<i>Ceratonia siliqua</i> Linné
<i>Vicia sativa</i> Linné	
<i>Trifolium angustifolium</i> Linné	
<i>Trifolium campestris</i> Schreb.	
Eurphorbiaceae	<i>Euphorbia pubescens</i> Vahl.
<i>Euphorbia peplus</i> Linné	
Rubiaceae	<i>Rubia peregrina</i> Linné

<i>Gallium aparine</i> Linné	
Oxalidaceae	<i>Oxalis cernua</i> L. 1753
Apiaceae	<i>Ammi visnaga</i> Linné
<i>Ammi mjus</i> Linné	
<i>Kundmanis sicula</i> Linné	
<i>Ferula communis</i> Linné	
Asteraceae	<i>Inula viscosa</i> Linné
<i>Astericus maritimus</i> Linné	
<i>Atractylis gummifera</i> Linné	
Poaceae	<i>Ampelodesma mauritanica</i> Durieu et Schinz
<i>Avena sativa</i> Linné	
<i>Cynodon dactylon</i> Pers. 1805	

Alismaceae	<i>Alisma plantago aquatica</i> Linné
Pinaceae	<i>Pinus halepensis</i> Mill., 1768
Iridaceae	<i>Iris pseudacorus</i> Linné
<i>Iris germanica</i> L.	
Liliaceae	<i>Urginea maritima</i> (Linné) Baker
<i>Smilax aspera</i> Linné, 1753	
<i>Asparagus auctifolius</i> Linné, 1753	
<i>Allium triquetrum</i> Linné,	

1753	
<i>Asphodelus microcarpus</i> Salzmann et Viviani, 1824	
Juncaceae	<i>Juncus acutis</i> Linné
<i>Juncus maritimus</i> Lam.	
<i>Juncus bufonius</i> Linné, 1753	
Palmaceae	<i>Chamaerops humilis</i> Linné
Cyperaceae	<i>Bromus madritensis</i> Linné
Rutaceae	<i>Citrus limon</i> Burm., 1768
Amaranthaceae	<i>Amaranthus albus</i> Linné, 1759
<i>Amaranthus hybridus</i> Linné, 1894	
Ericaceae	<i>Arbutus unedo</i> Linné
Araceae	<i>Arisarum vulgare</i> Targini- Tozzetti, 1810
<i>Arum italicum</i> Miller, 1768	
Brassicaceae	<i>Raphanus raphanistum</i> Linné, 1753
Primulaceae	<i>Anagallis arvensis</i> Linné
Borraginaceae	<i>Heliotropium europaeum</i> Linné
<i>Cynoglossum creticum</i> Miller	
Scrophulariaceae	<i>Linaria spuria</i> Linné
<i>Verbascum sinuatum</i> Linné	

<i>Verbena officinalis</i> Linné	
Lamiaceae	<i>Mentha rotundifolia</i> Linné
<i>Lycopus membranacea</i> Poiret	
Plantaginaceae	<i>Plantago coronopus</i> Linné
<i>Plantago lagopus</i> Linné	
Rosaceae	<i>Pyrus coronopus</i> Linné
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott, 1818	
<i>Potentilla reptans</i> Linné, 1753	

Malvaceae	<i>Lavatera arborea</i> Linné
Chenopodiaceae	<i>Chenopodium album</i> Linné, 1753
Ranunculaceae	<i>Ranunculus macrophyllus</i> Desfontaines, 1798
Polygonaceae	<i>Polygonum aviculare</i> Linné, 1759
<i>Rumex crispus</i> Linné, 1753	
Caryophyllaceae	<i>Polycarpon tetraphyllum</i> Linné, 1759
<i>Spergularia rubra</i> Linné, 1814	
Lythraceae	<i>Lythrum junceum</i> Soland

Annexe 2.- Données bibliographiques sur la faune de la zone humide de Réghaïa ;
Liste des espèces d’Invertébrés de la zone humide de Réghaïa (BAOUANE et

DOUMANDJI, 2003; OUARAB *et al.*, 2010 ; OUARAB, 2011 ;
BOULAOUAD ,2018).

Classes	Ordres	Familles	Espèces
Gastropoda	Pulmonés terrestres	Milacidae	<i>Milax nigricans</i> Schultz
Zonitidae	<i>Zonites algirus</i> Linné		
Helicidae	<i>Helix aspersa</i> Muller, 1774		
<i>Helix aperta</i> Born, 1778			
<i>Helicella</i> sp. De Forussae, 1821			
<i>Euparypha pisana</i> Muller, 1774			
<i>Eobania</i> <i>vermiculata</i> Müller, 1774			
<i>Otala punctata</i> (Müller, 1774)			
<i>Otala myristigmaea</i>			
Stenogyridae	<i>Rumina decollata</i> Linné, 1758		
Pulmonés aquatiques	Limnacidæ	<i>Limnaea</i> sp.	
Planorbidae	<i>Planorbis</i> sp.		
Acari	Acarina	Eriophyidae	sp. indét.
Crustacea	Branchiopoda	Daphnidae	<i>Daphnia</i> sp.
Chilopoda	Pulmonea	Scutigeraidae	<i>Scutigera</i>

			<i>coleoptera</i> Fabricius
Lithobiidae	<i>Lithobius crassipes</i> Koch		
Geophilidae	<i>Himantarium</i> sp. C. Koch, 1874		

<i>Bothriogaster subterraneus</i> Loach			
Diplopoda	Julida	Polydesmidae	<i>Polydesmus complanatus</i> Linné
Iulidae	<i>Iulus punctatus</i> Leach		
<i>Iulus albipes</i> Koch			
Thysanurata	Thysanura	Lepismatidae	<i>Atelura pseudolepisma</i> Grassé et Roselli
Insecta	Odonatoptera (= Odonata)	Coenagrionidae	<i>Ischura graellsii</i> Rambur, 1842
<i>Ceriagrion tenellum</i> Viller, 1789			
Aeschnidae	<i>Anax imperator</i> Leach, 1815		
Libellulidae	<i>Orthetrum rumburii</i> Selys, 1848		
<i>Crocothemis erythraea</i> Brullé, 1832			

<i>Brachythemis leucosticta</i> Burmeister, 1839			
<i>Sympetrum depressiusculum</i> Selys, 1841			
<i>Trithemis annulata Palisset Palisotnde</i> Beauvois, 1805			
Dictyoptera	Mantidae	<i>Sphodromantis viridis</i> Forskal, 1775	
<i>Iris oratoria</i> Bonnet et Finot, 1885			
Isoptera	F. indét.	sp. indét.	
Phasmoptera	Bacillidae	<i>Bacillus rossius</i> Rossi, 1788	
Orthoptera	Tettigoniidae	<i>Homorocoryphus nitidulus</i> Scopoli, 1786	
Gryllidae	<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i> (Linné, 1758)		
<i>Gryllus</i> sp. Linné 1758			
<i>Gryllus campestris</i> Linné, 1758			
Acrydiidae	<i>Paratettix meridionalis</i> (Rambur, 1839)		

Acrididae	<i>Acrida turrita</i> Linné, 1758		
<i>Omocestus ventralis</i> Zetterstedt, 1821			
<i>Omocestus lucasi</i> Brisout, 1850			
<i>Dociostaurus jagoi</i> <i>jagoi</i> Soltani, 1978			
<i>Aiolopus thalassinus</i> Fabricius, 1781			
<i>Aiolopus strepens</i> Latreille, 1804			
<i>Locusta migratoria</i> Linné, 1767			

Annexe 3 – Listes des Culicidae recensés dans la zone humide de Réghaïa (LOUNACI, 2003; LOUNACI et DOUMANDJI-MITICHE, 2004; TAMALOUST *et al.*, 2005; BERROUANE, 2010 ; OUARAB, 2011)

Famille	Sous genre	Espèces
Culicidae	<i>Culex</i>	<i>Culex pipiens</i> Linné, 1758
<i>Culex mimeticus</i> Linné, 1758		
<i>Culex pereguiguus</i>		
<i>Culex theileri</i>		
<i>Barraudius</i>	<i>Culex modestus</i> Ficalbi, 1889	
<i>Neoculex</i>	<i>Culex impudicus</i>	
<i>Culex territans</i>		
<i>Maillotia</i>	<i>Culex hortensis</i>	
<i>Allotheobaldia</i>	<i>Culiseta longiareolata</i>	
<i>Uranotaenia</i>	<i>Uranotaenea unguiculata</i>	

Annexe 4 - Liste des espèces de Vertébrés recensées aux abords du Marais de Réghaïa (MOLINARI, 1989; JACOB *et al.*, 1979; LEDANT *et al.*, 1979; MERIEM, 1985; BOUKHALFA, 1991; BAOUANE *et al.*, 2004; OUARAB *et al.*, 2004; ARAB, 2008, OUARAB , 2011)

Familles	Noms communs	Noms scientifiques
Anguillidae	l' Anguille commune	<i>Anguilla anguilla</i> (Linné, 1758)
Ranidae	Grenouille rieuse	<i>Pelophylax ridibundus</i> (Pallas, 1771)
Bufo	Crapaud vert	<i>Pseudepidalea viridis</i> (Laurenti, 1768)
Testudinidae	Tortue mauresque	<i>Testudo graeca</i> Linnè, 1758
Geoemydidae	Emyde lépreuse	<i>Mauremys leprosa</i> (Schweigger, 1812)
Chamaeleonidae	Caméléon commun	<i>Chamaeleo chamaeleon</i> Linné, 1758
Lacertidae	Lézard ocellé	<i>Timon lepidus</i> (Daudin, 1802)
Psammodrome algire	<i>Psammodromus algirus</i> (Linné, 1758)	
Colubridae	Couleuvre de Montpellier	<i>Malpolon monspessulanus</i> (Hermann, 1804)
Couleuvre fer à cheval	<i>Coluber hippocrepis</i> (Linné, 1758)	
Podicipedidae	Grèbe castagneux	<i>Tachybaptus ruficolis</i>

		(Pallas, 1764)
Grèbe à cou noir	<i>Podiceps nigricollis</i> C.L. Brehm, 1831	
Grèbe huppé	<i>Podiceps cristatus</i> (Linné, 1758)	

Phalacrocoracidae	Grand cormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i> (Linné, 1758)
Ardeidae	Héron garde – boeufs	<i>Bubulcus ibis</i> (Linné, 1758)
Aigrette garzette	<i>Egretta garzetta</i> (Linné, 1766)	
Grande aigrette	<i>Ardea alba</i> (Linné, 1758)	
Héron cendré	<i>Ardea cinerea</i> (Linné, 1758)	
Héron crabier	<i>Ardeola ralloides</i> (Scopoli, 1769)	
Blongios nain	<i>Ixobrychus minutus</i> (Linné, 1766)	
Bihoreau gris	<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linné, 1758)	
Threskiornithidae	Ibis falcinelle	<i>Plegadis falcinellus</i> Kaup 1829
Spatule blanche	<i>Platalea leucorodia</i> Linné, 1758	
Ciconiidae	Cigogne blanche	<i>Ciconia ciconia</i> (Linné, 1758)
Phoenicopteridae	Flamant rose	<i>Phoenicopterus ruber</i> Pallas, 1811
Anatidae	Canard colvert	<i>Anas platyrhynchos</i>

		(Linné, 1758)
Canard souchet	<i>Anas clypeata</i> Linné, 1758	
Canard pilet	<i>Anas acuta</i> Linné, 1758	
Canard chipeau	<i>Anas strepera</i> Linné, 1758	
Canard siffleur	<i>Anas penelope</i> Linné, 1758	
Tadorne de belon	<i>Tadorna tadorna</i> (Linné, 1758)	
Sarcelle d'hiver	<i>Anas crecca</i> Linné, 1758	
Sarcelle d'été	<i>Anas querquedula</i> Linné, 1758	
Sarcelle marbrée	<i>Marmaronetta angustirostris</i> (Ménétries, 1832)	
Fuligule morillon	<i>Aythya fuligula</i> (Linné, 1758)	
Fuligule milouin	<i>Aythya ferina</i> (Linné, 1758)	
Fuligule nyroca	<i>Aythya nyroca</i> (Güldenstädt, 1770)	
Oie cendrée	<i>Anser anser</i> (Linné, 1758)	
Oie des moissons	<i>Anser fabalis</i> (Latham, 1787)	
Accipitridae	Buse féroce	<i>Buteo rufinus</i> (Cretzescmar, 1799)
Busard des roseaux	<i>Circus aeruginosus</i> (Linné, 1758)	
Falconidae	Faucon pèlerin	<i>Falco peregrinus</i> (Gmelin, 1788)
Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i> Linné,	

	1758	
Phasianidae	Caille de blé	<i>Coturnix coturnix</i> (Linné, 1758)
Rallidae	Gallinule poule d'eau	<i>Gallinula chloropus</i> (Linné, 1758)

Foulque macroule	<i>Fulica atra</i> Linné, 1758	
Marouette poctuéée	<i>Porzana porzana</i> Linné, 176	
Marouette de Baillon	<i>Porzana pusilla</i> Pallas, 1776	
Marouette poussin	<i>Porzana parva</i> (Scopoli, 1769)	
Râle des genêts	<i>Crex crex</i> (Linné, 1758)	
Talève sultane	<i>Porphyrio porphyrio</i> (Linné, 1758)	
Charadriidae	Pluvier grand gravelot	<i>Charadrius hiaticula</i> Linné, 1758
Pluvier petit gravelot	<i>Charadrius dubius</i> Scopoli, 1786	
Gravelot à collier interrompu	<i>Charadrius alexandrinus</i> Linné, 1758	
Pluvier doré	<i>Pluvialis apricaria</i> (Linné, 1758)	
Pluvier argenté	<i>Pluvialis squatarole</i> (Linné, 1758)	
Tournepierrre à collier	<i>Arenaria interpres</i> Linné, 1758	
Vanneau huppé	<i>Vanellus vanellus</i> Linné, 1758	

Recurvirostridae	Echasse blanche	<i>Himantopus himantopus</i> (Linné, 1758)
Avocette élégante	<i>Recurvirostra avosetta</i> Linné, 1758	
Scolopacidae	Chevalier combattant	<i>Philomachus pugnax</i> (Linné, 1758)
Chevalier cul-blanc	<i>Tringa ochropus</i> (Linné, 1758)	
Chevalier gambette	<i>Tringa totanus</i> (Linné, 1758)	
Chevalier guignette	<i>Actis hypoleucos</i> (Linné, 1758)	
Chevalier arlequin	<i>Tringa erythropus</i> (Pallas, 1764)	
Chevalier aboyeur	<i>Tringa nebularia</i> (Gunnerus, 1767)	
Chevalier sylvain	<i>Tringa glareola</i> Linné, 1758	
Courlis corlieu	<i>Numenius phaeopus</i> (Linné, 1758)	
Courlis cendré	<i>Numenius arquata</i> Linné, 1758	
Bécassine des marais	<i>Gallinago gallinago</i> (Linné, 1758)	
Bécassine sourde	<i>Lymnocyptes minimus</i> Brunnich, 1764	
Bécasseau cocorli	<i>Calidris ferruginea</i> (Pontoppidan, 1763)	
Bécasseau minute	<i>Calidris minuta</i> (Leisler,	

	1812)	
Laridae	Sterne caspienne	<i>Sterna caspia</i> Pallas, 1770
Sterne naine	<i>Sterna albifrons</i> Pallas, 1764	
Sterne Hansel	<i>Gelochelidon nilotica</i> Gmelin, 1789	
Mouette rieuse	<i>Chroicocephalus</i> <i>rudibundus</i> (Linné, 1766)	

Goéland leucophée	<i>Larus michahellis</i> Naumann, 1840	
Sternidae	Guifette noire	<i>Chlidonia niger</i> (Linné, 1758)
Guifette leucoptère	<i>Chlidonias leucopterus</i> (Temmick, 1815)	
Guifette moustac	<i>Chlidonia hybrida</i> (Pallas, 1811)	
Columbidae	Pigeon biset	<i>Columba livia</i> Gmelin, 1789
Pigeon ramier	<i>Columba palumbus</i> Linné, 1758	
Tourterelle maillée	<i>Streptopelia senegalensis</i> (Linné, 1766)	
Tourterelle des bois	<i>Streptopelia turtur</i> (Linné, 1758)	
Cuculidae	Coucou gris	<i>Cuculus canorus</i> Linné, 1758
Tytonidae	Chouette effraie	<i>Tyto alba</i> (Scopoli, 1769)

Strigidae	Hibou petit duc	<i>Otus scops</i> (Linné, 1758)
Apodidae	Martinet pâle	<i>Apus pallidus</i> (Shelley, 1870)
Meropidae	Guêpier d'Europe	<i>Merops apiaster</i> Linné, 1758
<i>Alcedinidae</i>	Martin pêcheur d'Europe	<i>Alcedo atthis</i> (Linné, 1758)
Upupidae	Huppe fasciée	<i>Upupa epops</i> Linné, 1758
<i>Psittacidae</i>	Perruche à collier	<i>Psittacula krameri</i> (Scopoli, 1769)
Picidae	Torcol fourmilier	<i>Jynx torquilla</i> Linné, 1758
Alaudidae	Alouette des champs	<i>Alauda arvensis</i> Linné, 1758
Hurundinidae	Hirondelle de cheminée	<i>Hirundo rustica</i> Linné, 1758
Hirondelle des fenêtres	<i>Delichon urbica</i> Linné, 1758	
Hirondelle de rivage	<i>Riparia riparia</i> Linné, 1758)	
Hirondelle rousseline	<i>Hirundo daurica</i> Linné, 1771	
Motacillidae	Pipit des arbres	<i>Anthus trivialis</i> (Linné, 1758)
Pipit des près	<i>Anthus pratensis</i> Linné, 1758	
Pipit spioncelle	<i>Anthus spinoletta</i> Linné, 1758	
Bergeronnette des ruisseaux	<i>Motacilla cinerea</i> (Gmelin, 1774)	
Bergeronnette printanière	<i>Motacilla flava</i> Linné,	

	1758	
Bergeronnette grise	<i>Motacilla alba</i> Linné, 1758	
Pycnonotidae	Bulbul des jardins	<i>Pycnonotus barbatus</i> (Desfontaines, 1789)
Laniidae	Pie-grièche à tête rousse	<i>Lanius senator</i> Linné, 1758
Pie-grièche grise	<i>Lanius meridionalis</i> Linné, 1758	

Turdidae	Merle noir	<i>Turdus merula</i> Linné, 1758
Grive draine	<i>Turdus viscivorus</i> Linné, 1758	
Acrocephalidae	Rousserolle effarvate	<i>Acrocephalus scirpaceus</i> (Herman, 1804)
Hypolaïs pâle	<i>Iduna pallida</i> (Hemprich & Ehrenberg, 1833)	
Cisticolidae	Cisticole des joncs	<i>Cysticoma juncidis</i> (Rafinesque, 1810)
Sylviidae	Pouillot véloce	<i>Phylloscopus collybita</i> (Vieillot, 1817)
Pouillot fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i> Linné, 1758	
Fauvette à tête noire	<i>Sylvia atricapilla</i> (Linné, 1758)	
Fauvette mélanocéphale	<i>Sylvia melanocephala</i>	

	(Gmelin, 1789)	
Muscicapidae	Rouge-gorge	<i>Erithacus rubecula</i> (Linné, 1758)
Gobe-mouche gris	<i>Muscicapa striata</i> (Pallas, 1764)	
Gobe-mouche noir	<i>Ficedula hypoleuca</i> (Pallas, 1764)	
Paridae	Mésange charbonnière	<i>Parus major</i> Linné, 1758
Mésange bleue	<i>Cyanistes caeruleus</i> (Linné, 1758)	
Certhiidae	Grimpereau des jardins	<i>Certhia brachydactyla</i> C.L. Brehm, 1820
Fringillidae	Verdier d'Europe	<i>Carduelis chloris</i> (Linné, 1758)
Pinson des arbres	<i>Fringilla coelebs</i> (Linné, 1758)	
Linotte mélodieuse	<i>Acanthis cannabina</i> (Linné, 1758)	
Serin cini	<i>Serinus serinus</i> (Linné, 1766)	
Passeridae	Moineau domestique	<i>Passer domesticus</i> (Linné, 1758)
Moineau espagnol	<i>Passer hispaniolensis</i> (Temminck, 1820)	
Moineau hybride	<i>Passer domesticus</i> x <i>P.</i> <i>hispaniolensis</i>	
Alaudidae	Cochevis huppé	<i>Galerida cristata</i> (Linné, 1758)
Sturnidae	Étourneau sansonnet	<i>Sturnus vulgaris</i> Linné,

		1758
Corvidae	Grand corbeau	<i>Corvus corax</i> Linné, 1758
Erinaceidae	Herisson d'Algérie	<i>Atelerix algirus</i> (Lereboulet, 1842)
Canidae	Chacal doré	<i>Canis aureus</i> Linné 1758
Mustelidae	Loutre	<i>Lutra lutra</i> Linné, 175

Annexe 5 : Valeurs des paramètres physiques, moyennes, minimums et maximums enregistrées durant tous les mois d'étude

	avr-17	mai-17	juin-17	juil-17	août-17	sep-17	oct-17	nov-17	déc-17	jan-18	fév-18	mar-18	avr-18	moyenne	minima	maxima
pH	7,2	7	7,3	7	6,9	6,93	7	7,1	7,1	7	7	7,5	7,3	7,088	6,9	7,5
T°	14,8	15,6	21	23,3	33,9	27,5	21,5	16,7	10	14,5	13,5	17,9	12,5	18,669	10	33,9
BOD	50,6	50,05	49,8	51,23	52	51,6	50,3	50,2	50	49,6	49,1	52	51	50,598	49,1	52

Annexe.6 : Les details de l'analyse en composantes principales (ACP) réalisée avec R ver.3.1.2 en utilisant la fonction "prcomp" du paquet "stats". Toutes les variables (T, pH, BOD, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , Fe^+ , organochlorine pesticides) ont été normalisées

```

> summary(f1.pca)
      Importance of components:
      PC1      PC2      PC3      PC4      PC5      PC6      PC7
Standard deviation  1.643  1.2747  1.1693  1.1278  0.89330  0.87689  0.55111
Proportion of Variance 0.300 0.1805 0.1519 0.1413 0.08866 0.08544 0.03375
Cumulative Proportion 0.300 0.4805 0.6325 0.7738 0.86245 0.94789 0.98164
> eig.val <- get_eigenvalue(f1.pca)
> eig.val
      eigenvalue variance.percent cumulative.variance.percent
Dim.1 2.69990268      29.9989187      29.99892
Dim.2 1.62493357      18.0548175      48.05374
Dim.3 1.36730894      15.1923216      63.24606
Dim.4 1.27193458      14.1326064      77.37866
Dim.5 0.79797731       8.8664145      86.24508
Dim.6 0.76894109       8.5437899      94.78887
Dim.7 0.30372531       3.3747257      98.16359
Dim.8 0.12046451       1.3384945      99.50209
Dim.9 0.04481201       0.4979113     100.00000
> Loadings <- as.data.frame(f1.pca$rotation[,1:2])
> Loadings
      PC1      PC2
PH      -0.1469428  0.405968584
Temperature  0.4308659 -0.302933689
DBO      0.4363883 -0.145899694
NH4.     -0.3349269 -0.506075202
Nitrate   0.5451647 -0.007582031
Nitrite  -0.0942147  0.052484640
Phosphate  0.2180092 -0.382604926
Fer       0.1723481 -0.038891745
Organochlorine.pesticides 0.3268620  0.561525276

```

Annexe 7: Les effectifs des familles de macoinvertérés échantillonnées pour chaque mois.

mois	chir	culi	psyc	stra	tipu	ephy	syrp	limo	cera	taba	dyti	hali	hydro p	curc	baet	lept	coen	lest	tubi	hydrob	phys	gam m
avr- 17	87	17	54	10	1	3	8	7	2	2	1	2	4	1	1	1	0	1	3	11	11	5
mai 7	83	20	37	12	2	2	3	5	5	5	1	1	6	1	0	2	0	2	3	2	2	2
jun- 17	69	15	28	25	5	2	5	2	7	7	0	3	4	2	1	1	0	1	2	7	7	5
jul- 17	63	10	76	13	2	1	4	5	7	7	2	4	2	0	0	0	1	2	3	8	8	4
Aou 17	149	44	25	7	1	7	8	4	5	5	1	2	3	1	1	1	0	1	0	4	4	1
sep- 17	223	50	53	5	5	3	15	5	2	2	2	4	1	1	0	0	1	0	1	7	7	0
oct- 17	124	12	26	24	4	0	16	8	5	5	1	0	0	1	0	1	0	3	0	2	2	2
nov- 17	151	48	15	10	11	4	25	8	2	2	0	1	1	2	0	2	1	4	1	4	4	5

dec-17	172	86	21	9	2	4	14	4	5	5	0	1	1	1	0	3	0	0	2	5	5	2
jan-18	108	54	17	7	1	5	11	11	2	2	0	1	1	3	0	2	0	1	0	6	6	1
feb-18	72	45	12	4	4	6	4	6	4	4	1	2	1	5	1	1	1	2	1	8	8	2
Mar18	97	12	10	5	4	1	3	7	6	6	1	1	1	1	0	0	0	5	2	2	2	3
avr-18	54	12	5	17	2	1	1	1	9	9	0	1	1	0	1	0	1	0	2	0	5	2

Annexe.8- : Les details de l'analyse d'une mise à l'échelle multidimensionnelle non paramétrique (NMDS)

NMDS + envfit

> envfit

***VECTORS

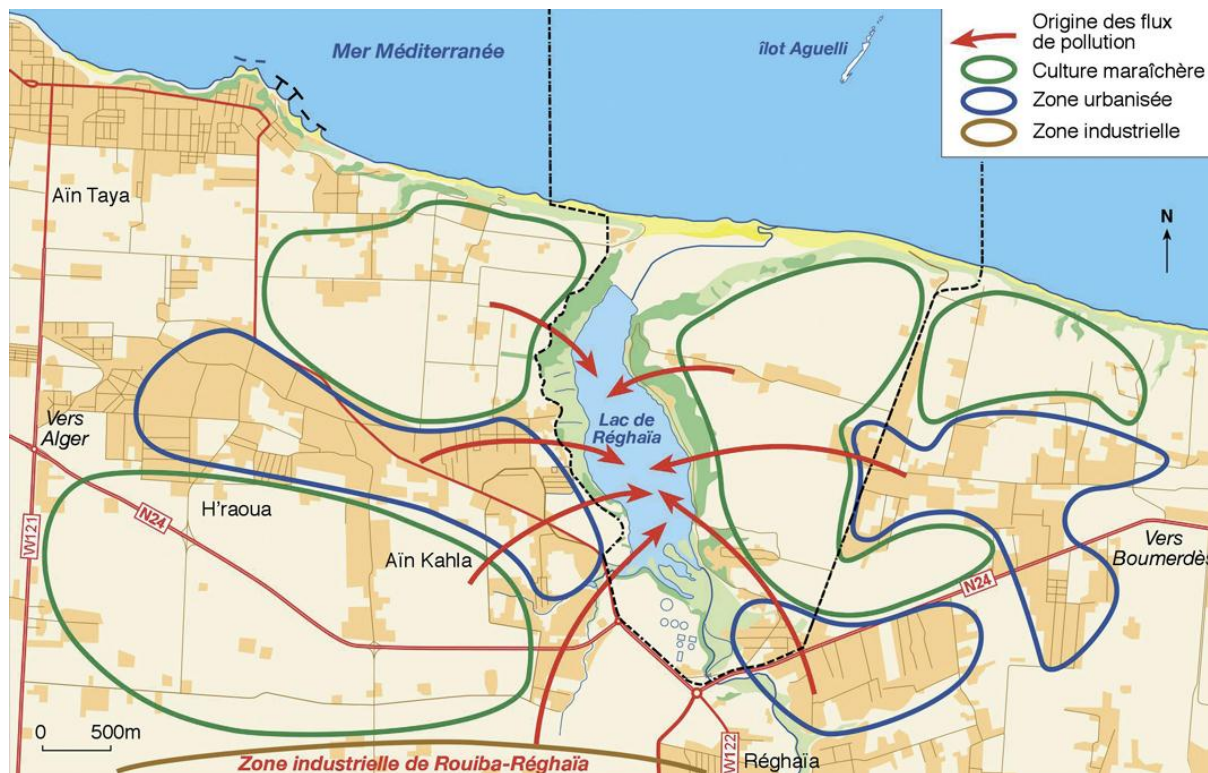
	NMDS1	NMDS2	r2	Pr(>r)
PH	-0.60634	-0.79521	0.3597	0.092 .
Temperature	0.23405	0.97222	0.0668	0.710
DBO	-0.96912	0.24661	0.0707	0.706
NH4.	0.55902	-0.82915	0.5213	0.029 *
Nitrate	-0.80800	0.58919	0.3181	0.140
Nitrite	0.98295	0.18387	0.5166	0.028 *
Phosphate	0.31008	0.95071	0.3449	0.105
Fer	-0.99972	-0.02356	0.0439	0.809
Organochlorine.pesticides	-0.49863	0.86681	0.1861	0.363

Signif. codes: 0 '****' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Permutation: free

Number of permutations: 999

Annexe 9 : Les origines des flux de polluants dans le lac de Réghaïa



Résumé**Effet de la pollution sur la biodiversité du lac de Réghaïa (Algérie); cas des macroinvertébrés.**

La zone humide de Réghaïa est un site d'une grande importance écologique et est inscrite sur la liste des zones humides d'importance internationale de Ramsar. Cependant, cette zone humide a toujours été soumise à plusieurs risques, comme la pollution, qui menacent ses biotes terrestres et aquatiques. La qualité de l'eau du lac est classée en classe 4 (très polluée) selon les normes algériennes. Jusqu'à présent, il n'y a pas eu d'étude analysant la faune macroinvertébrée de ce site important et son interaction avec le milieu. Par conséquent, afin de caractériser l'état de cette zone fortement affectée par une intense pollution physique et chimique d'origine agricole et anthropique, nous avons étudié la qualité de son eau (paramètres physiques et chimiques) et ses communautés biologiques depuis avril 2017 jusqu'en avril 2018 et ceci afin d'envisager d'éventuelles tendances saisonnières. Ces résultats obtenus correspondent à la classe 4 selon l'indice organique de pollution (eau de très mauvaise qualité et pollution excessive). Plus de 3144 individus de macroinvertébrés sont inventoriés, appartenant à 22 familles sont principalement des insectes (18 taxons). Les diptères constituent le groupe faunique le plus riche en taxons, avec 10 familles (45 %). Au sein des Diptères qui sont qualifiés de taxons tolérants, les Chironomidés étaient la famille la mieux représentée avec 52% de l'abondance totale. La présente étude constitue une première étape pour de futures recherches sur l'impact environnemental et spatio-temporel de la qualité de l'eau sur la faune aquatique de la zone humide de Réghaïa, pour laquelle des décisions de gestion urgentes sont nécessaires pour préserver sa valeur de biodiversité.

Mots clés : lac de Réghaïa, qualité de l'eau, pollution, communautés de macroinvertébrés,

Abstract**Effect of pollution on the biodiversity of the lake of Réghaïa (Algeria); case of macroinvertebrates.**

The wetland of Réghaïa is a site of great ecological importance and is included in the Ramsar list of wetlands of international importance. However, this wetland has always been subject to several risks, such as pollution, which threaten its terrestrial and aquatic biota. The water

quality of the lake is classified as class 4 (highly polluted) according to Algerian standards. Until now, there has been no study analyzing the macro-invertebrate fauna of this important site and its interaction with the environment. Therefore, in order to characterize the state of this area heavily affected by intense physical and chemical pollution of agricultural and anthropogenic origin, we studied the quality of its water (physical and chemical parameters) and its biological communities since April 2017 until April 2018 and this in order to consider possible seasonal trends. These results obtained correspond to class 4 according to the organic pollution index (very poor water quality and excessive pollution). More than 3144 individuals of macroinvertebrates are inventoried, belonging to 22 families are mainly insects (18 taxa). Diptera are the richest faunal group in taxa, with 10 families (45%). Within Diptera which are qualified as tolerant taxa, Chironomidae was the best represented family with 52% of the total abundance. The present study constitutes a first step for future research on the environmental and spatio-temporal impact of water quality on the aquatic fauna of the Réghaïa wetland, for which urgent management decisions are needed to preserve its biodiversity value.

Key words: Lake of Réghaïa, water quality, pollution, macroinvertebrate communities.








نبذة مختصرة

تأثير التلوث على التنوع البيولوجي لبحيرة رغاية؛ حالة اللافقاريات الكبيرة

تعتبر الأراضي الرطبة في رغاية موقعًا ذا أهمية بيئية كبيرة وهي مدرجة في قائمة رامسار للأراضي الرطبة ذات الأهمية الدولية. ومع ذلك، كانت هذه الأراضي الرطبة دائمًا عرضة للعديد من المخاطر، مثل التلوث الذي يهدد الكائنات الحية الأرضية والمائية فيها. تصنف نوعية مياه البحيرة من الدرجة الرابعة (شديدة التلوث) حسب المواصفات الجزائرية. حتى الآن، لم تكن هناك دراسة تحلل حيوانات اللافقاريات الكبيرة في هذا الموقع المهم وتفاعلها مع البيئة. لذلك، من أجل توصيف حالة هذه المنطقة المتأثرة بشدة بالتلوث الفيزيائي والكيميائي الشديد من أصل زراعي وبشري، قمنا بدراسة جودة مياهها (الخصائص الفيزيائية والكيميائية) ومجتمعاتها البيولوجية منذ أبريل 2017 حتى أبريل 2018 وهذا من أجل النظر في الاتجاهات الموسمية المحتملة. تتوافق هذه النتائج التي تم الحصول عليها مع الفئة 4 وفقًا لمؤشر التلوث العضوي (جودة مياه سيئة للغاية وتلوث مفرط). تم جرد أكثر من 3144 فردًا من اللافقاريات الكبيرة، تنتمي إلى 22 عائلة بشكل رئيسي من هي أغنى مجموعة حيوانية في الأصناف، وتضم 10 عائلات (45%). ضمن Diptera. (الحشرات 18 تصنيفًا هي أفضل عائلة تمثيلاً بنسبة 52% من Chironomidae التي تم تصنيفها على أنها أصناف مقاومة، كانت Diptera إجمالي الوفرة. تشكل الدراسة الحالية خطوة أولى للبحث المستقبلي حول التأثير البيئي والمكاني والزمني لنوعية المياه على الحيوانات المائية في الأراضي الرطبة في رغاية، والتي تتطلب قرارات إدارية عاجلة للحفاظ على قيمة التنوع البيولوجي

الكلمات المفتاحية: بحيرة رغاية، جودة المياه، التلوث، مجتمعات اللافقاريات الكبيرة

Annual cycle of water quality and macroinvertebrate composition in Algerian wetlands: a case study of lake Réghaïa (Algeria)

Yasmina Djitli^{1,*}, Dani Boix² , Amel Milla³ , Faiza Marniche³, Irene Tornero³ , David Cunillera-Montcusí² , Jordi Sala² , Stéphanie Gascón² , Xavier D. Quintana²  and Samia Daoudi-Hacini¹

¹ National Higher School of Agronomy, El-Harrach, 16000 Algeria.

² GRECO, Institute of Aquatic Ecology, University of Girona, Facultat de Ciències, Campus Montilivi, c/ Maria Aurèlia Capmany, 69; 17003-Girona (Spain).

³ National Higher School of Veterinary -Zoological Laboratory-, Oued-Smar, 16000 Algeria.

* Corresponding author: djitliyasmina@gmail.com

Received: 12/06/20

Accepted: 13/10/20

ABSTRACT

Annual cycle of water quality and macroinvertebrate composition in Algerian wetlands: A case study of Lake Réghaïa (Algeria)

The Réghaïa wetland is a site of great ecological relevance and is included in the list of Ramsar wetlands of international importance. However, this wetland has always been subject to several risks, such as pollution, that threaten its terrestrial and aquatic biota. The water quality of the lake is classified as class 4 (highly polluted) according to Algerian standards. However, until now, there has been no study analysing the macroinvertebrate fauna of this important site. Therefore, in order to characterize the state of this wetland of international importance, which is highly affected by intense physical and chemical pollution of agricultural and anthropogenic origin, we studied its water quality (physical and chemical parameters) and its biological communities for one year to consider possible seasonal trends. According to our results, seasonal changes in the concentrations of physical and chemical elements were found, summer being the season with the highest level of nutrients and other pollutants concentration in the water. Although we observed these different environmental conditions throughout the year, we did not find evident differences in the communities of macroinvertebrates that showed small changes in composition and structure throughout the year.

Key words: water quality, macroinvertebrate communities, seasonal succession, pollution, Mediterranean wetlands

RESUMEN

Ciclo anual de la calidad del agua y la composición de los macroinvertebrados en los humedales de Argelia: Un estudio de caso del Lago Réghaïa (Argelia)

El humedal de Réghaïa es un sitio de gran relevancia ecológica, por lo que está incluido en la lista de humedales de importancia internacional de Ramsar. Sin embargo, este sitio está sometido a varios riesgos como la contaminación que amenaza su biota terrestre y acuática. La calidad del agua del lago está clasificada como clase 4 (altamente contaminada) según los criterios argelinos. Para caracterizar el estado de este medio acuático afectado por una intensa contaminación física y química de origen agrícola y antropogénico, se estudió la calidad del agua (parámetros físicos y químicos) y las características de las comunidades biológicas que viven en él. Para ello, nuestro trabajo analizó durante un año la calidad del agua y la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados de este humedal. Según nuestros resultados, las características físicas del agua y las concentraciones de elementos químicos fueron distintos, acorde con las estaciones. El verano tuvo el nivel más alto de concentración de nutrientes y otros contaminantes en el agua. Aunque observamos estas distintas condiciones a lo largo de las estaciones del año, las comunidades de macroinvertebrados mostraron una baja respuesta a las distintas condiciones físicas y químicas, mostrando muy pocos cambios en la composición y estructura a lo largo del año.

Palabras clave: calidad del agua, comunidades de macroinvertebrados, sucesión estacional, contaminación, humedales mediterráneos

INTRODUCTION

Wetlands are important sites for the balance of ecosystems, because they serve as biotopes for many faunal and floral communities. Their roles are important with respect to the landscape in terms of flood control, renewal of groundwater, retention of toxic products, and the recycling of nutrients (Keddy, 2000; Verhoeven *et al.*, 2006). They also provide various resources and ecosystem services to the human population, including water availability and storage for grazing and agriculture, as well as tourism (Anthony *et al.*, 2009; Soy-Massoni *et al.*, 2016). Last but not least, they host many rare and endangered taxa, even supporting species and communities that are not found in other water bodies (Gopal & Junk, 2000). However, wetlands are fragile ecosystems, so they must be conserved, protected and maintained (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2011).

The Réghaïa wetland is classified as a RAMSAR site of international importance, because it is the last remnant of the wetlands of the ancient alluvial plain of Mitidja. All this

region has been transformed to a large agricultural and urban area, and the wetland, currently used for water retention, constitutes the last major water body that exists near the capital Algiers. Nevertheless, the Réghaïa wetland is not only a water reservoir but also a reservoir of remarkable biodiversity; it holds valuable heritage of fauna and flora including 233 species of plants, more than 230 species of sedentary birds, more than 170 species of invertebrates (20 of them protected by Algerian regulations) (C.C.R., 2010). However, in recent years, this RAMSAR site has faced a major threat due to the increase in pollution that may affect its genetic potential and its ecological importance. Previous studies have reported that the concentrations of pollutants that were discharged in the wetland (of industrial, urban and agricultural origin) have exceeded internationally accepted standards. According to Aydi & Benamara (2004) and Sayoud (2017), the surface waters of the lake are of very poor quality, due to discharge of domestic water from the surrounding urbanisation areas, and can only be used after specific treatment. Therefore, water

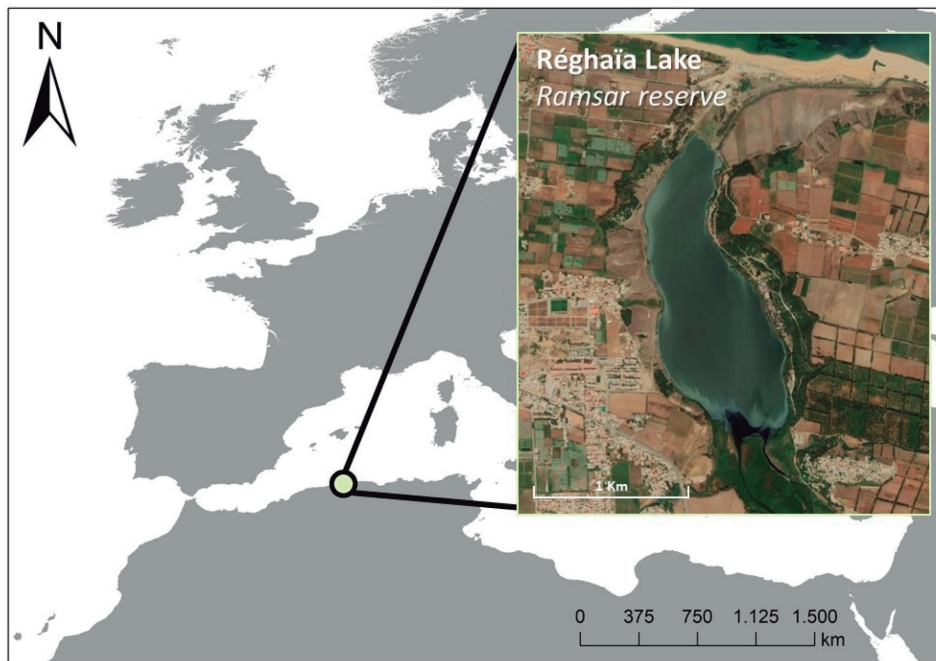


Figure 1. Geographical location and «Google Earth» satellite image of the Reghaïa Lake ($36^{\circ} 46.363' N$; $3^{\circ} 20.129' E$). *Ubicación geográfica e imagen de satélite de «Google Earth» del Lago Reghaïa ($36^{\circ} 46.363' N$; $3^{\circ} 20.129' E$).*

Water quality and macroinvertebrates in Réghaïa wetland (Algeria)

quality must be studied in order to conserve and protect this ecosystem, but not considering only the physical and chemical changes in water characteristics. To achieve this, ecosystem community structure and its temporal patterns can also provide information about its water quality, as community parameters such as diversity or species richness are sensitive to certain environmental alterations. These community parameters can be used as preliminary biological indicators for water quality (Jeppesen *et al.*, 2000; Declerck *et al.*, 2005), since appropriate biological indicators have not yet been developed for this region. In Algeria, although aquatic macroinvertebrates are seriously affected by different forms of disturbance, they have been poorly studied. In fact, Algerian wetlands have been poorly studied even though they constitute true sanctuaries for faunal and floral species (Samraoui & De Belair, 1998). Many studies have focused on temporary ponds but very few on lakes (Khedimallah & Tadjine, 2016). The first works on hydrosystems in northern Algeria were mainly devoted to species descriptions, but only a few of them have focused on their ecology or biogeography (Arab *et al.*, 2004).

The maintenance of areas of international importance requires scientific monitoring to determine the evolution and ecology of animal and plant species and the possible impact of pollution of lakes on their aquatic invertebrates. This way, the aim of this study was to analyse seasonal trends in the physical and chemical conditions of Lake Réghaïa and its effect on benthic fauna. To do so, we studied the relationships between water physical and chemical characteristics and macroinvertebrate community parameters (i.e., spatial and temporal distribution, abundance, diversity and taxonomic relatedness). Such perspective is of high importance because until now, no benthic macrofauna study has been carried out on Réghaïa wetland (Thibault, 2006). Considering the scarcity of studies on aquatic macroinvertebrate communities living in permanent lentic systems in Algeria, this study provides a case study in a scenario of a polluted wetland. Nevertheless, there is still a need to further study unpolluted wetlands in order to construct reliable biological indices for Algeria.

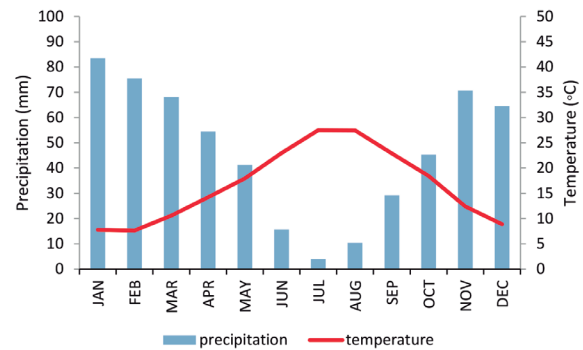


Figure 2. Ombrothermic diagram from Réghaïa station using data from a 10-year period (2009-2018). Input data: NASA Langley Research Center (LaRC) POWER Project funded through the NASA Earth Science/Applied Science Program. *Diagrama ombrotérmico de la estación de Réghaïa usando datos de un período de 10 años (2009-2018). Fuente de los datos: el proyecto POWER del Centro de Investigación Langley de la NASA (LaRC), financiado por el Programa de Ciencias de la Tierra y Ciencias Aplicadas de la NASA.*

MATERIALS AND METHODS

Study site

Réghaïa wetland is currently the only wetland that remains in the Algiers biogeographical region. It is located at 36° 46' N, 3° 20' E (Fig. 1), and it is a lacustrine and marshy environment, surrounded by a wooded belt and set back from a sandy coastal shelf that opens onto small sea beds (Larid, 2008). The water body surface area is 75 ha, located at 4 m a.s.l, and its depth varies from a few cm to 6 m. The immediate riverbanks have slopes between 0-3 %. The annual precipitation ranges from 2 to 714 mm, with an average value of 560 mm. The rains are concentrated (82 %) from October to April (Fig. 2). The average annual temperature is approximately 16.6 °C, the minimum average temperature varying from 4 °C to 12 °C during the winter period and from 21 °C to 30 °C during the summer period (Fig. 2). The conductivity of the lagoon is on average 2.40 mS/cm. The water inputs are three wadis (or ephemeral riverbeds): wadi Réghaïa, wadi El Biar and wadi Boueah. The water input includes runoff and domestic, agricultural and industrial discharges.

Sampling procedure and sample processing

Sampling points were selected in riverbanks based on accessibility (accessible all year round), depth (less than one meter), and stream flow (relatively low) with a frequency of only one sample per month. Water and macroinvertebrates were sampled in these points monthly from April 2017 to April 2018. Macroinvertebrates were captured using a dip-net with a diameter of 22 cm and a mesh size of 250 μm , creating an artificial counter flow, and fixed in 70 % ethanol. Collected material was transported to the laboratory, sorted and identified to family level using a binocular magnifying glass, a stereomicroscope and reference books (Durand & Lévêque, 1981; Tachet *et al.*, 2000; Moisan, 2010). Water

samples were transported to the laboratory to analyse pollutant concentrations on the same day. We measured concentration of seven parameters (biological oxygen demand (BOD), ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-), nitrite (NO_2^-), phosphate (PO_4^{3-}), iron (Fe^+), and organochlorine pesticides) in a quality control laboratory with the appropriate instruments for each parameter. Water temperature (T) and pH were measured *in situ* using a pH-meter that contains a built-in thermometer, simultaneously and at the same point as macroinvertebrate sampling.

Community parameters

The following parameters were calculated to analyse community structure: total abundance,

Table 1. The average, maximum and minimum values of water physico-chemical and macroinvertebrate community parameters from the lake. *Los valores medios, máximos y mínimos de los parámetros físico-químicos del agua y los parámetros de la comunidad de macroinvertebrados del lago.*

	<i>Average</i>	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	
<i>Water parameters</i>	<i>pH</i>	7.11	6.9	7.5
	<i>T (°C)</i>	19.214	10	33.9
	<i>BOD (mg/L)</i>	50.650	49.1	52
	<i>NH4+ (mg/L)</i>	0.432	0	0.8
	<i>NO3-(mg/L)</i>	3.933	2.9	5.01
	<i>NO2-(mg/L)</i>	0.958	0.098	1.24
	<i>PO4 3-(mg/L)</i>	0.231	0.01	0.41
	<i>Fe+ (mg/L)</i>	0.403	0.29	0.5
	<i>O.P. (mg/L)</i>	10.905	8	14.2
<i>Community parameters</i>	<i>Abundance (ind/month)</i>	239.54	124	387
	<i>Taxonomic richness (number of families)</i>	19.31	16	22
	<i>Shannon-Wiener diversity index</i>	2.72	2.20	3.26
	<i>Evenness</i>	0.64	0.53	0.74
	<i>ATD</i>	56.61	54.28	58.01
	<i>TD</i>	1080.84	890	1260
	<i>VTD</i>	485.35	408.5	542.5
	<i>Armstrong SR</i>	0.0016498	9.6303E-06	1.90E-03
	<i>Jassby-Goldman SR</i>	0.03109508	0.00672733	3.33E-02

Water quality and macroinvertebrates in Réghaïa wetland (Algeria)

taxonomic richness (S), evenness (J) and Shannon-Wiener diversity index (H') (Pielou, 1969). Additionally, three taxonomic distinctness indices were calculated: taxonomic distinctness (TD), average taxonomic distinctness (ATD), and variation in taxonomic distinctness (VTD) (Clarke & Gorley, 2006). The first index, TD, is the average path length between any two randomly chosen individuals, conditional on them being from different species (in our case, families) (Clarke & Warwick, 1998). The second index, ATD is the mean path length through the taxonomic tree connecting every pair of families (Clarke & Warwick, 2001). Finally, the VTD is simply the variance of these pairwise path lengths and reflects the unevenness of the taxonomic tree. It can be used to compare samples with similar ATD but different taxonomic tree structure. We also calculated Armstrong (1969) and Jassby-Goldman (1974) succession rates (SR) to analyse changes in community composition between 2 successive months. To carry out all these analyses we used PRIMER- E v.6. (Clarke & Gorley, 2006).

Data analyses

A principal component analysis (PCA) was conducted to determine which water physical and chemical characteristics best explained the variability among seasons. The variables were normalized prior to performing the PCA. The PCA was carried out with R ver. 3.1.2 using the 'prcomp' function from the package "stats". We analyzed the temporal patterns of the community by means of multivariate (permutational multivariate analysis of variance; PERMANOVA) and univariate (analysis of variance; ANOVA) procedures. PERMANOVA was used to test for significant differences in taxonomic composition among seasons. A resemblance matrix was built using the Bray-Curtis coefficient on taxa log-transformed abundances. A one-way layout was selected, with season as fixed factors. PERMANOVA uses permutations (in our case 999 per test) to obtain *P*-values (Anderson, 2001; McArdle & Anderson, 2001). Moreover, the community structure analyses were performed by means of one-way ANOVA to check the effect of season on each

community parameter. Each community parameter (total abundance, taxonomic richness, Shannon-Wiener diversity index and evenness) was grouped by season in order to have a clear idea about seasonal change affecting macroinvertebrate communities. PERMANOVAs were performed using the PRIMER v6 statistical package (Clarke & Gorley, 2006), whereas ANOVAs were performed in R program ver. 3.2.1 (R Development Core Team, 2018). Finally, a NMDS analysis was used to visualize the similarity between the monthly distributions of the families of macroinvertebrates in the presence of the physicochemical elements during the study period. This analysis was performed with monthly abundances (total individuals per sample) and using the Bray-Curtis similarity index. The abundance data were square-root transformed beforehand. Then, vectors of environmental variables (T, pH, BOD, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , Fe^+ , organochlorine pesticides) were fitted into the ordination space (NMDS) to detect the possible association between the patterns of community composition and environmental variables using the 'envfit' function of the 'vegan' package in R (Oksanen *et al.*, 2014).

RESULTS

Environmental description

Our results showed a remarkable variability of the majority of the water variables during the year (Table 1) and an increase in temperature in contrast to the decrease in pH values during the dry period of the year (from June to October 2017, Fig. 3). The pattern observed for biological oxygen demand (BOD) was similar to the one obtained for water temperature, with the exception of a second peak between February and April that coincided with a pH increase. The rainy period (from December to April 2018) was characterized by a drop in temperature contemporaneous with an increase in pH. Regarding nutrient and pesticide concentrations, with the exception of the ammonium concentration (NH_4^+), that exhibited low and constant values throughout the year (less than 1 mg/l), the other analysed elements (NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , Fe^+ , organochloro-

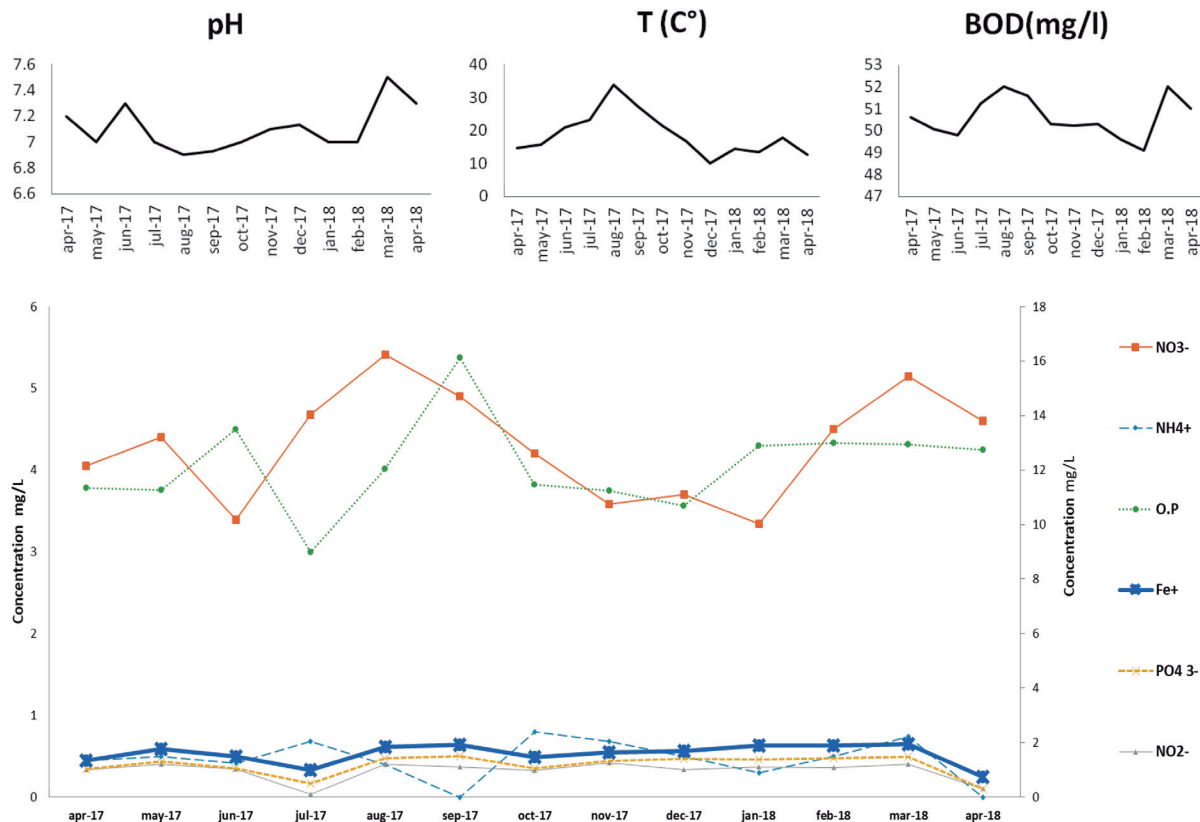


Figure 3. Temporal pattern variation of the physical and chemical parameters of water during the studied period. Upper plots (from left to right) correspond to: pH; variation in average monthly temperatures of water; BOD, variation in the concentration of biological oxygen demand. Bottom plot: variation in the water concentration of chemical elements: Fe^+ ; PO_4^{3-} ; NO_3^- ; NH_4^+ (right Y-axis) and Organochlorine pesticides (O. P.) residues (left Y-axis). *Variación del patrón temporal de los parámetros físicos y químicos del agua durante el período estudiado. Los gráficos superiores (de izquierda a derecha) corresponden a: variación de los valores de pH; variación de las temperaturas medias mensuales del agua; DBO, variación de la concentración de la demanda biológica de oxígeno. Gráfica inferior: variación de la concentración en el agua de elementos químicos Fe^+ ; PO_4^{3-} ; NO_3^- ; NH_4^+ (eje Y derecho) y residuos de Pesticidas organoclorados (O. P.) (eje Y izquierdo).*

rine pesticides) experienced two distinct periods of increase: one coinciding with the dry period, with high temperatures, and a second one in spring (Fig. 3).

The first two axes of PCA were used to evaluate eventual changes in environmental parameters during the study period, explaining 48.1 % of the variance (Fig. 4). The first axis (PC1) explained 30 % of the variance, and the second axis (PC2) explained 18.1 % of the variance. The variables with the highest contribution to PC1 were nitrate (NO_3^-), biological oxygen demand (BOD), temperature (T) and phosphate (PO_4^{3-}), while pH, nitrite (NO_2^-) and organochlorine pesticides

were the main variables contributing to PC2. The dry period (i.e., summer) was characterized by having greater values in relation to all physical and chemical characteristics of nitrate, BOD, temperature and phosphate. On the other hand, greater pH and nitrite were associated with the spring period. In summary, we can distinguish four periods according to the four seasons, but the main differences were observed between summer and the rest of the year (Fig. 4).

Community composition and structure

During the study, over 3144 individuals, belong-

Water quality and macroinvertebrates in Réghaïa wetland (Algeria)

ing to 22 families of macroinvertebrates, were collected, varying between 16 to 22 taxa per month (Fig. 5), mostly insects (18 taxa). Diptera was the faunal group with the highest taxa richness, with 10 families (45 %); followed by Coleoptera with 4 families (18 %); Ephemeroptera, Odonata and Gastropoda, each with 2 families (9 % each); and Oligochaeta and Crustacea with 1 family (5 % each). When analysing the changes in community abundance we noted that the maximum value was reached in September and December, being Diptera always the best-represented faunal group in every month (Fig. 5A), with a maximum of 363 individuals recorded in September. Within Diptera, Chironomidae was the best-represented family with 52 % of the total

abundance; Culicidae and Psychodidae accounted for 15 % and 14 %, respectively, whereas the rest of the families were represented by lower abundances (between 1 and 5 %) (Fig. 5C). None of the six community parameters (S, H', J, TD, ATD, and VTD), nor either succession rates (Armstrong and Jassby-Goldman SR) showed significant differences linked to season, being more or less constant over the year (Table 1 and Fig. 6). However, some of them (i.e., H' and J) had marginal significance, with values from the hot period (summer and autumn) slightly lower than the values from the rest of the year (Table 2). In the case of the community composition analysed by PERMANOVA, only marginal significance was also obtained (Pseudo-F₃ = 1.606; $p = 0.098$).

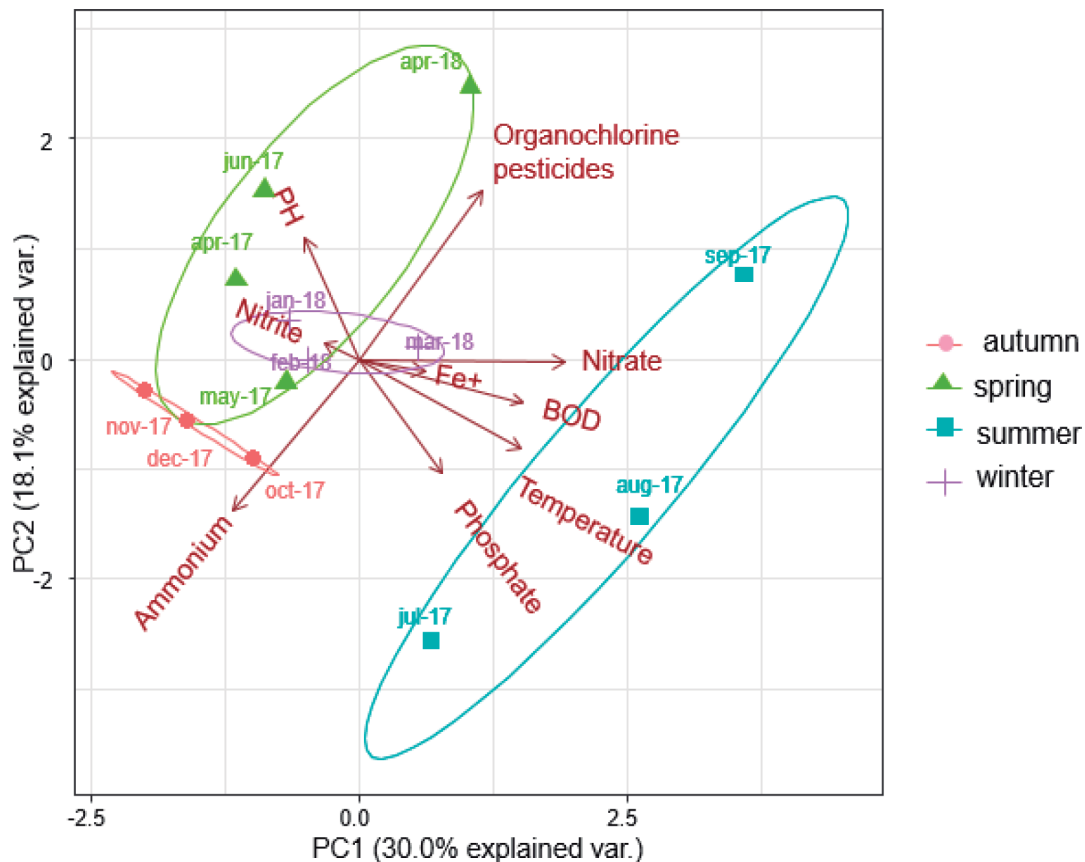


Figure 4. PCA plot showing the position of samplings in relation to the physical and chemical characteristics of water. The ellipses correspond to seasons. *Resultado del PCA que muestra la posición de los muestreos en relación con las características físicas y químicas del agua. Las elipses corresponden a las estaciones.*

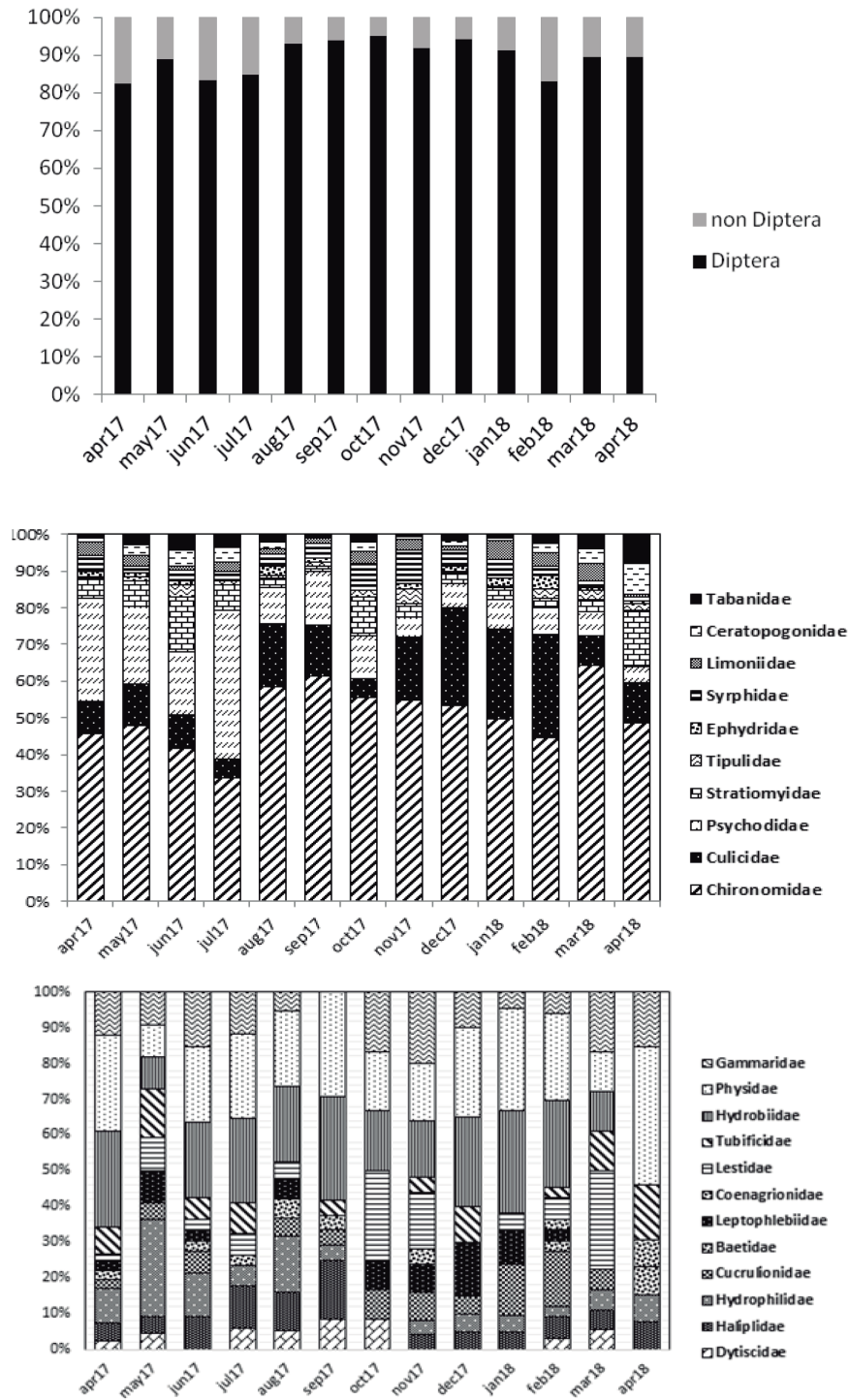


Figure 5. Macroinvertebrate composition in each sampled month. A) Proportion of Diptera abundance in relation to the total macroinvertebrate abundance. B) Abundance proportion of Diptera families. C) Abundances proportion of non-Diptera families. *Composición de macroinvertebrados en los meses muestreados. A) Proporción de la abundancia de Diptera en relación con la abundancia total de macroinvertebrados. B) Proporción de la abundancia de las familias de dípteros. C) Proporción de abundancia de las familias que no son dípteros.*

Water quality and macroinvertebrates in Réghaïa wetland (Algeria)

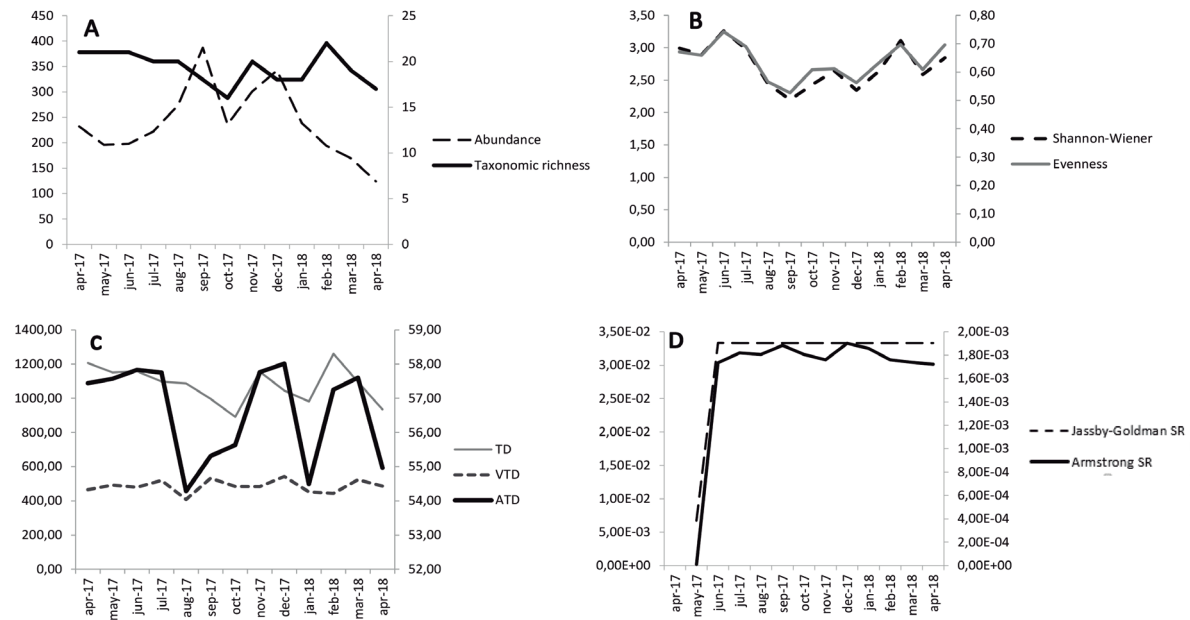


Figure 6. Temporal pattern of community variables during the studied months: A) total abundance (left Y-axis) and taxonomic richness (right Y-axis). B) Shannon-Wiener diversity (left Y-axis) and evenness (right Y-axis). C) taxonomic distinctness (TD) and variation in taxonomic distinctness (VTD) (left Y-axis), and average taxonomic distinctness (ATD) (right Y-axis). D) Jassby-Goldman SR (left Y-axis) and Armstrong SR (right Y-axis). *Patrón temporal de las variables de la comunidad durante los meses de estudio: A) abundancia total (eje Y izquierdo) y riqueza taxonómica (eje Y derecho). B) diversidad de Shannon-Wiener (eje Y izquierdo) y equitabilidad (eje Y derecho). C) diferencia taxonómica (TD) y variación de la diferencia taxonómica (VTD) (eje Y izquierdo), y diferencia taxonómica media (ATD) (eje Y derecho). D) Jassby-Goldman SR (eje Y izquierdo) y Armstrong SR (eje Y derecho).*

Community composition and environmental parameters

When examining the relationships between community composition and water characteristics, the NMDS showed that only nitrite ($p = 0.028$) and ammonium ($p = 0.029$) were significantly related. Lestidae and Tipulidae seemed to be strongly related to ammonium, while Curculionidae and Leptophlebiidae were highly associated with nitrite. Baetidae and Coenagrionidae were placed very distant to the other taxa, and in an opposite relationship with the vector of the significant water characteristics, which indicated that their abundances increased when low concentrations of both ammonium and nitrite were present (Fig. 7).

DISCUSSION

The water quality of the lake Réghaïa is considered as ‘very poor’ (class 4) according to Algerian

standards. Already in the 1980s, there were concerns about the water quality of the lake, as it was noted that eutrophication was accelerated by organic pollution (Akli, 1988). Since then, several studies have recorded the low quality of the water of the lake (El Haouati *et al.*, 2009; Zouatine, 2019). This state is due to exogenous contribution from the industrial zone, agricultural land leaching and discharges of untreated urban water from the surrounding area. These contributions provide high nitrogen concentrations (Zouatine, 2019), a fact that is consistent with our results, which showed nitrogen to be highly represented in its different forms. The combination of several human pressures and pollutant discharges as a consequence of land transformations in the catchment basins is common in other coastal lagoons (e.g., Vicente & Miracle, 1992; Viaroli & Christian, 2003; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2011), since most coastal lagoons are surrounded by densely populated areas, and this makes them among the most

Table 2. Results of the statistical comparison between seasons for the different parameters of the community. All parameters were analysed by means of an ANOVA, except the one marked by an asterisk, that was analysed by means of Welch one-way F-test due to its lack of variance homogeneity. *Resultados de los análisis estadísticos entre estaciones para los diferentes parámetros de la comunidad. Todos los parámetros fueron analizados mediante una ANOVA, excepto el marcado con un asterisco, que fue analizado con la prueba F univariante de Welch debido a su falta de homogeneidad de varianza.*

	Df	F	P- value
Abundance	3; 9	2.21	2.2103
Taxonomic richness	3; 9	0.63	0.6165
Evenness*	3; 4.7	4.66	0.0704
Shannon-Wiener diversity index	3; 4.39	5.08	0.0667

heavily impacted ecosystems on Earth (Kjerfve, 1994; Arévalo *et al.*, 2013). Among human impacts, agriculture has been described to be one of the most relevant (e.g., Aydi & Benamara, 2004), causing changes in water turnover and nutrient dynamics (Badosa *et al.*, 2008), as well as in pesticide loadings (López-Flores *et al.*, 2014). In fact, according to Zouatine (2019), 68 % of inhabitants of areas close to Réghaïa wetland are farmers and use fertilizers and other products for favourable yield, ignoring the severity of sanitary discharges to the water table and the lake ecosystem. The observed high values of organic pollution (high values of BOD), iron and pesticides found in the present study are consistent with these observations.

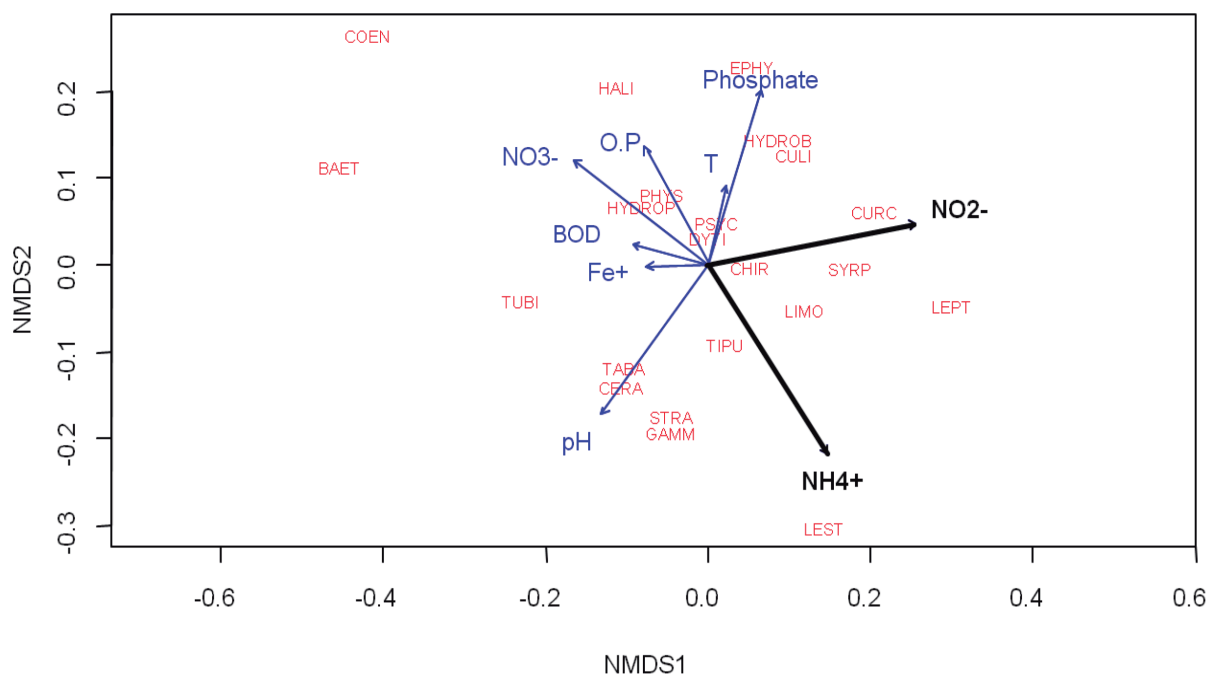


Figure 7. NMDS plot showing the similarities among taxa and their relation to environmental parameters. Environmental factors (temperature, pH, biological oxygen demand, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , Fe^+ , organochlorine pesticides) are represented by arrows. The bold arrows indicate the environmental variables with a significant effect (NH_4^+ ; $p = 0.029$) (NO_2^- ; $p = 0.028$). *Resultado del análisis NMDS que muestra la semejanza entre taxones y su relación con los parámetros ambientales. Los factores ambientales (temperatura, pH, demanda biológica de oxígeno, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , Fe^+ , pesticidas organoclorados) están representados por flechas. Las flechas en negrita indican las variables ambientales con un efecto significativo (NH_4^+ ; $p = 0.029$) (NO_2^- ; $p = 0.028$).* Abbreviations: BAET: Baetidae; BOD: biological oxygen demand; CERA: Ceratopogonidae; CHIR: Chironomidae; COEN: Coenagrionidae; CULI: Culicidae; CURC: Curculionidae; DYTI: Dytiscidae; EPHY: Ephyridae; GAMM: Gammaridae; HALI: Haliplidae; HYDROB: Hydrobiidae; HYDROB: Hydrophilidae; LEPT: Leptophlebiidae; LEST: Lestidae; LIMO: Limoniidae; O.P: Organochlorines pesticides; PHYS: Physidae; PSYC: Psychodidae; STRA: Stratiomyidae; SYRP: Syrphidae; T: temperature; TAPA: Tabanidae; TIPU: Tipulidae; TUBI: Tubificidae.

Water quality and macroinvertebrates in Réghaïa wetland (Algeria)

As the Réghaïa wetland is characterized by a Mediterranean climate (Larid, 2008), the dry season from May to October has several effects on the lake ecosystem (Arab & Arab, 2017). During this time, the marshy banks dry out due to higher temperatures, indicating the beginning of the wetland confinement phase (*sensu* Guelorget & Perthuisot, 1983). Moreover, water level fluctuations are characteristic of wetlands in the Mediterranean region (Beklioglu *et al.*, 2007) and several Mediterranean water bodies show an increase in water level in winter, coinciding with freshwater inputs, and a gradual decrease during summer periods, coinciding with the maximum degree of confinement (Quintana *et al.*, 1998). Due to the lack of inputs and the intense evaporation, during confinement water tends to concentrate in terms of salinity, nutrients and organic matter, so that internal loading processes become more important than external inputs (Dugdale & Goering, 1967; Gamito *et al.*, 2005; Glibert *et al.*, 2010). Thus, an increase in organic matter and nutrient contents might be the consequence of a natural concentration caused by the sharp reduction in water volume during confinement, rather than by external pollution. In this sense, high concentrations of nutrients or organic matter have been found in natural and in less polluted wetlands (Quintana *et al.*, 1998; Badosa *et al.*, 2006; Serrano *et al.*, 2006). Confinement processes, however, mainly concentrate organic forms of nutrients, inorganic forms being indicative of external inputs (Ávila *et al.*, 2019). In the case of phosphorus, natural well-preserved sediments actively absorb inorganic phosphate reducing its proportion in water (Golterman, 2004), and the ratio of inorganic vs organic phosphorus has been proposed as a measure of severe anthropogenic eutrophication (Serrano *et al.*, 2017). Inorganic nitrogen forms are especially scarce during confinement due to high losses via denitrification (López-Flores *et al.*, 2014), leading to a strong nitrogen limitation of primary producers (Quintana *et al.*, 1998; López-Flores *et al.*, 2014; Ávila *et al.*, 2019). Confinement level is not easy to establish in Réghaïa wetland, since water fluxes to the lake are poorly estimated (Thibault, 2006). However, our results show that inorganic nutrient concentrations are very high

when compared with other Mediterranean coastal lagoons, indicating that they are caused by nutrient inputs from the catchment area and eliminating the possibility of accumulations due to natural confinement (Quintana *et al.*, 1998; Evagelopoulou *et al.*, 2008;).

Knowledge of macroinvertebrate fauna in Algerian coastal wetlands is very scarce. The few studies carried out have generally been fragmentary and have mostly concentrated on certain families or species. According to Haouchine (2011), after the 1980s, hydrobiological programmes were launched by the laboratories of the universities of Algiers, Tizi Ouzou, Tlemcen and Guelma, improving knowledge of aquatic macroinvertebrates. In Réghaïa wetland, faunal research has been focused on turtles, birds, mammals and terrestrial insects (e.g., Djitli, 2016; Bakhouché *et al.*, 2019), but no studies have been carried out on aquatic macroinvertebrates. Twenty-two macroinvertebrate families belonging to seven orders were sampled during the 13 months of study at Lake Réghaïa, insects being the best represented group with 18 families. Similar figures for family richness have been reported in neighbouring coastal wetlands of Lake Tonga (Djamai *et al.*, 2019), but according to other studies this richness is clearly underestimated (Khedimallah & Tadjine, 2016). Moreover, the observed richness is slightly low or lower than published levels in other oligohaline coastal wetlands in the Mediterranean basin or at other latitudes (e.g., Boix *et al.*, 2008; Pérez-Bilbao *et al.*, 2013). Therefore, we have to consider the reported richness for Réghaïa wetland in the present study as a low value.

However, the above-mentioned studies also agree in that, in these environments, insects were the best represented group. Accordingly, insects were the most abundant group in our study, representing 94 % of the sampled specimens. The dominance of the community abundance by insects has been reported in other Algerian coastal wetlands (such as Lake Tonga, but with lower values (52.7 %); Khedimallah & Tadjine, 2016). Diptera was the most abundant insect order, accounting for 45 % of the abundance, with Chironomidae the most abundant family, similar to results reported from other coastal wetlands

(Correia *et al.*, 2012; Pérez-Bilbao *et al.*, 2013). Diptera was also the richest order, including ten families, followed by Coleoptera with four families and, finally, Ephemeroptera and Odonata with two families each, whereas non-insect macroinvertebrate groups were only represented by a few families (2 Mollusca families, 1 family of Annelida, and 1 of Crustacea). This composition, dominated by insects and mainly by Diptera and Coleoptera, is commonly observed in oligohaline coastal wetlands (e.g., Della Bella & Mancini, 2009; Pérez-Bilbao *et al.*, 2013), contrasting with lower richness of insects in more saline ones (Anton-Pardo & Armengol, 2014; Coelho *et al.*, 2015). It is known that lower richness of insects is normally found in brackish waters (Cognetti & Maltagliati, 2000; Nebra *et al.*, 2011). Throughout this study, absence of some groups (i.e., Hemiptera families) and the low number of observed families contrasted with richness values reported for other coastal wetlands (e.g., Boix *et al.*, 2008; Pérez-Bilbao *et al.*, 2013). However, these undetected taxa, such as Notonectidae and Corixidae, have been previously reported in the gut contents of the freshwater turtle *Mauremys leprosa* from the same lake (Bakhouche *et al.*, 2019). Finally, the abundance of non-insect groups (oligochaetes, crustaceans and gastropods) only represented 6 % of the total individuals captured, although these groups are usually more relevant in terms of abundance in other coastal wetlands (e.g., Correia *et al.*, 2012; Coelho *et al.*, 2015; Khedimallah & Tadjine, 2016).

Our results showed that both the composition and structure of the community were very homogeneous throughout the study period, with a small abundance increase in summer, while the lowest abundance was recorded in April. In temporal terms, summer was the most successful season compared to the other seasons (Khedimallah & Tadjine, 2016) with the highest macroinvertebrate abundances during the period of eutrophic conditions. However, and although water variables also showed a pattern characterized by more eutrophic conditions during the warmer period (higher nutrient concentrations), we were not able to detect significant changes in community structure. Communities of coastal wetlands (such as estuaries, lagoons or salt-marshes) are character-

ized by a great proportion of euryhaline and tolerant species (Cognetti & Maltagliati, 2000; Gascón *et al.*, 2005). Clearly, temporal changes that are commonly described in macroinvertebrate communities of other aquatic habitats (such as inland or temporary wetlands Boix *et al.*, 2008) are not expected to be so evident in coastal wetlands. However, less significant temporal changes in the structure of the macroinvertebrate community did not imply an absence of them. In fact, it has been described that community composition of coastal oligohaline wetlands commonly differs according to hydrology, salinity and trophic state (e.g., Nebra *et al.*, 2011; Pérez-Bilbao *et al.*, 2013). However, these factors are not the only ones responsible for the changes of macroinvertebrate communities and their stability in coastal wetlands, the presence / abundance of fish and vegetation, involves both a refuge and a trophic resource (e.g., Compte *et al.*, 2012; Gascón *et al.*, 2013; Tagliapietra *et al.*, 2016). In this sense, it is important to note that the surface of the bottom of the studied lake is dominated by bare sediments (El Haouati *et al.*, 2009) and, although fish are present (i.e. *Gambusia holbrooki*, and *Anguilla anguilla*), seasonal changes in its composition or abundance are still unknown, as recent existing information is poor or has not been updated (Thibault, 2006; Bakhouche *et al.*, 2019). However, abiotic variables in seasonal patterns were found also to be crucial in determining the macrobenthic community structure in coastal waters (Evangelopoulos *et al.*, 2008; Anton-Pardo & Armengol, 2014). Our results in Réghaïa wetland contrast with the changes in community structure commonly reported from other Mediterranean wetlands, since neither abundance peaks nor significant compositional changes were observed during the studied period.

As in other regions or habitats (Verdonschot *et al.*, 2012), no biological indicators explicitly exist for Algerian wetlands. In these situations, the use of general community parameters has been proposed as adequate candidates to assess the ecological status of these habitats (Della Bella & Mancini, 2009; Pérez-Bilbao *et al.*, 2013; Piló *et al.*, 2015). However, we did not find any difference among the parameters studied that could be

Water quality and macroinvertebrates in Réghaïa wetland (Algeria)

linked to the main seasonal differences of the physical and chemical conditions of the lake. The present work showed that ammonium and nitrite were significantly associated with differences in the macroinvertebrate assemblage, so these components affected community composition. Moreover, other studies in Lake Réghaïa have revealed that the low levels of nitrite in hot periods are mainly due to the low levels of dissolved oxygen, which causes high amounts of ammonium. These low levels of dissolved oxygen are the result of the high organic loads from wastewaters. The concentrations of nitrogen reported in this study and in others, performed in the same wetland, were very high (El Haouati *et al.*, 2009). The danger of high concentrations of chemical elements is always present, some authors (Melhaoui, 2010) have stated that nitrates are declared toxic when their level exceeds 50 mg/l, and nitrites are toxic for poikilothermic animals (fish, molluscs, crustaceans and aquatic insects). However, the effect of ammonium, nitrite or nitrate on wetland macroinvertebrates is not clearly established, since low effects or no effects have been reported (e.g., Cooper *et al.*, 2007; Dalu *et al.*, 2012;), and it is barely studied in Algeria and especially in Lake Réghaïa. Overall, this wetland is an area affected by intense pollution, and the waters of the lake are classified as very poor in quality due to various factors. The macroinvertebrate community was characterized by a low richness, by a composition dominated, in both richness and abundance, by dipterans (i.e., tolerant taxa), and exhibited no changes in structure during the year. These characteristics altogether could indicate that the present physical and chemical conditions in the lake imply a poor but very resilient macroinvertebrate community. In conclusion, the present study constitutes a first step for future research on the environmental and spatio-temporal impact of water quality on aquatic fauna in Réghaïa wetland, for which urgent management decisions are needed to preserve its biodiversity value.

REFERENCES

- AKLI, S. 1988. *Etude de la structure verticale de la communauté zoo planctonique du lac de Réghaïa*. Biology graduate thesis (U.S.T.H.B.), Algerie.
- ANDERSON, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32– 46. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x
- ANTHONY A., J. ATWOOD, P. AUGUST, C. BYRON, S. COBB, C. FOSTER, C. FRY, A. GOLD, K. HAGOS, L. HEFFNER, D. Q. KELLOGG, K. LELLIS-DIBBLE, J. J. OPALUCH, C. OVIATT, A. PFEIFFER-HERBERT, N. ROHR, L. SMITH, T. SMYTHE, J. SWIFT & N. VINHATEIRO. 2009. Coastal Lagoons and Climate Change: Ecological and social ramifications in U.S. Atlantic and Gulf Coast Ecosystems. *Ecology and Society*, 14: 8.
- ANTON-PARDO, M., & X. ARMENGOL. 2014. Aquatic invertebrate assemblages in ponds from coastal Mediterranean wetlands. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 50: 217-230. DOI: 10.1051/limn/2014089
- ARAB, A., S. LEK, A. LOUNACI & Y. PARK. 2004. Spatial and temporal patterns of benthic invertebrate communities in an intermittent river (North Africa). *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 40: 317-327. DOI: 10.1007/s12517-018-4164-4
- ARAB, S. & A. ARAB. 2017. *Bioévaluation de la qualité des eaux d'un écosystème lacustre le cas du barrage de Boukourdane wilaya de TIPASA*. Ph.D. Thesis, University of science and technology Houari Boumedién.
- ARÉVALO, E., J. S. P IBÁNHEZ, S. PAPASPYROU & A. NICOLAIDOU. 2013. The use of benthic metabolic processes as indicators for environmental quality assessment in coastal lagoons. *Advances in Oceanography and Limnology*, 4: 194–211. DOI: 10.1080/19475721.2013.844728
- ARMSTRONG, R. 1969. *Phytoplankton community structure in Castle Lake*. California. Ph.D. Thesis, University of California, Davis, California.
- ÀVILA, N., R. LÓPEZ-FLORES & X. D. QUINTANA. 2019. Composition of pelagic microbial communities in Mediterranean coastal aquatic ecosystems under extreme drought

- conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 216: 139147. DOI: 10.1016/j.ecss.2018.01.018
- AYDI, A. & F. BENAMARA. 2004. *Contribution à l'étude du lac de Réghaïa, caractéristique écologique et physico-chimique*. Engineering Thesis. U.S.T.B.H Alger
- BADOSA, A., D. BOIX, S. BRUCET, R. LÓPEZ-FLORES & X. D. QUINTANA. 2006. Nutrients and zooplankton composition and dynamics in relation to the hydrological pattern in a confined Mediterranean salt marsh (NE Iberian Peninsula). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66:513-522. DOI: 10.1016/j.ecss.2005.10.006
- BADOSA, A., D. BOIX, S. BRUCET, R. LÓPEZ-FLORES & X. D. QUINTANA. 2008. Short-term variation in the ecological status of a Mediterranean coastal lagoon (NE Iberian Peninsula) after a man-made change of hydrological regime. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18: 1078-1090. DOI: 10.1002/aqc.898
- BAKHOUCHE, B., T. GHOULEM, I. DJEMADI, K. DRAIDI & D. ESCORIZA. 2019. Phenology and population structure of the Mediterranean stripe-necked terrapin *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) in the Reghaïa Lake (northern Algeria). *Basic and Applied Herpetology*, 33: 43-51. DOI: 10.11160/bah.170
- BEKLIOGLU, M., S. ROMO, I. KAGALOU, X. D. QUINTANA & E. BÉCARES. 2007. State of the art in the functioning of shallow Mediterranean lakes: workshop conclusions. *Hydrobiologia*, 584: 317-326. DOI: 10.1007/s10750-007-0577-x
- BOIX, D., J. SALA, S. GASCÓN, M. MARTINOY, J. GIFRE, S. BRUCET, A. BADOSA, R. LÓPEZ-FLORES & X. D. QUINTANA. 2008. Patterns of composition and species richness of crustaceans and aquatic insects along environmental gradients in Mediterranean wetlands. *Hydrobiologia*, 597: 53-69. DOI: 10.1007/978-90-481-9088-1
- C. C. R. (CENTRE CYNEGETIQUE DE RÉGHAÏA). 2019. *Plan de gestion du lac de Réghaïa, Algérie*.
- CLARKE K, & R. WARWICK. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35: 523-531. DOI: 10.1046/j.1365-2664.1998.3540523.x
- CLARKE, K. R. & R. M. WARWICK. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series*, 216: 265-27. DOI: 10.3354/meps216265
- CLARKE, K. R. & R. N. GORLEY. 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E. Plymouth.
- COELHO, S., A. PEREZ-RUZAFÁ. & S. GAMITO. 2015. Effects of organic pollution and physical stress on benthic macroinvertebrate communities from two intermittently closed and open coastal lagoons (ICOLLs). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167: 276-285. DOI: 10.1016/j.ecss.2015.08.013
- COGNETTI, G. & F. MALTAGLIATI. 2000. Biodiversity and Adaptive Mechanisms in Brackish Water Fauna. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 7-14. DOI: 10.1016/S0025-326X(99)00173-3
- COMPTE, J., S. GASCÓN, X. D. QUINTANA & D. BOIX. 2012. The effects of small fish presence on a species-poor community dominated by omnivores: Example of a size-based trophic cascade. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 418-419: 1-11. DOI: 10.1016/j.jembe.2012.03.004
- COOPER, M. J., D. G. UZARSKI & T. M. BURTON. 2007. Macroinvertebrate Community Composition In Relation To Anthropogenic Disturbance, Vegetation, And Organic Sediment Depth In Four Lake Michigan Drowned River-Mouth Wetlands. *Wetlands*, 27: 894-903. DOI: 10.1672/0277-5212(2007)27[894:MCCIRT]2.0.CO;2
- CORREIA, M. J., J. L. COSTA, P. CHAINHO, P. M. FELIX, M. L. CHAVES, J. P. MEDEIROS, G. SILVA, C. AZEDA, P. TAVARES, A. COSTAS, A. M. COSTA, J. BERNARDO, H. N. CABRAL, M. J. COSTA & L. CANCELADA DA FONSECA. 2012. Inter-Annual variations of macrobenthic communities over three decades in a land-locked coastal lagoon (Santo Andre, SW Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110: 168-175. DOI:

Water quality and macroinvertebrates in Réghaïa wetland (Algeria)

- 10.1016/j.ecss.2012.04.028
- DALU, T., B. CLEGG & T. NHIWATIWA. 2012. Macroinvertebrate communities associated with littoral zone habitats and the influence of environmental factors in Malilangwe Reservoir, Zimbabwe. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 406: 2-15. DOI: 10.1051/kmae/2012023
- DECLERCK, S., J. VANDEKERKHOVE, L. JOHANSSON, K. MUYLAERT, J. M. CONDEPORCUNA, K. VAN DER GUCHT, C. PÉREZMARTÍNEZ, T. LAURIDSEN, K. SCHWENK, G. ZWART, W. ROMMENS, J. LÓPEZ-RAMOS, E. JEPPESEN, W. VYVERMAN, L. BRENDONCK & L. DE MEESTER. 2005. Multi-group biodiversity in shallow lakes along gradients of phosphorus and water plant cover. *Ecology*, 86: 1905–1915. DOI: 10.1890/04-0373
- DELLA BELLA, V. & L. MANCINI. 2009. Freshwater diatom and macroinvertebrate diversity of coastal permanent ponds along a gradient of human impact (site degradation) in a Mediterranean eco-region. *Hydrobiologia*, 634: 25–41. DOI: 10.1007/978-90-481-9088-1_16
- DJAMAI S., F. MIMECHE, E. BENSACI & F. J. OLIVA-PATERNA. 2019. Diversity of macro-invertebrates in Lake Tonga (northeast Algeria). *Biharean Biologist*, 13: 8-11.
- DJITLI, Y., 2016. *Contribution à l'étude des oiseaux d'eau du lac de Réghaïa*. Engineering Thesis of agronomy. Dép. Zoologie agricole et forestière. ENSA- Algérie.
- DUGDALE, R. C. & J. J. GOERING. 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnology and Oceanography*, 12: 196-206. DOI: 10.4319/lo.1967.12.2.0196
- DURAND, J. R. & C. LÉVÊQUE. 1981. *Flore et faune aquatiques de l'Afrique sahélo-soudanienne* (Tome II), ORSTOM. Paris.
- EL HAOUATI, H., 2009. *Suivi de la caractéristique physico-chimique et phytoplanktonique du lac de Réghaïa*. Magister Thesis U.S.T.H.B Alger.
- EVAGELOPOULOS, A., D. KOUTSOUBAS, A. BASSET, M. PINNA, C. DIMITRIADIS, F. SANGIORGIO, & C. DOUNAS. 2008. Spatial and seasonal variability of the macrobenthic fauna in Mediterranean solar saltworks ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine & Freshwater Ecosystems*, 18: 118-134. DOI: 10.1002/aqc.948
- GAMITO, S., J. GILABERT, C. MARCOS & A. PEREZ-RUZAFÁ. 2005. Effects of changing environmental conditions on lagoon ecology. In: *Coastal lagoons: ecosystem processes and modeling for sustainable use and development*. I.E. Gonenc & J.P. Wolflin (eds.). 193-229. CRC Press, Boca Raton,
- GASCÓN, S., D. BOIX, J. SALA & X. D. QUINTANA, 2005. Variability of benthic assemblages in relation to the hydrological pattern in Mediterranean salt marshes (Empordà wetlands, NE Iberian Peninsula). *Archiv für Hydrobiologie*, 163: 163–181. DOI: 10.1127/0003-9136/2005/0163-0163
- GASCÓN, S., X. LLOPART, A. RUIZ-NAVARRO, J. COMPTE, D. VERDIELL-CUBEDO, D. BOIX, F. J. OLIVA-PATERNA, X. D. QUINTANA & M. TORRALVA. 2013. The effects of *Aphanius iberus* predation on an aquatic community: diel changes and the role of vegetation. *Fundamental and Applied Limnology*, 182: 75–87. DOI: 10.1127/1863-9135/2013/0401
- GLIBERT P. M., J. N. BOYER, C. A. HEIL, C. J. MADDEN, B. STURGIS & C. S. WAZNIAK. 2010. Blooms in Lagoons: Different from Those of River-Dominated Estuaries. In: *Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change*. M.J. Kennish & H.W. Paerl (eds.). 91-114. Taylor and Francis group, Boca Raton.
- GOLTERMAN, H. L. 2004. *The Chemistry of Phosphate and Nitrogen Compounds in Sediment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- GOPAL, B. & W. J. JUNK. 2000. *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden.
- GUELORGET, O. & J. P. PERTHUISOT. 1983. *Le domaine paraliq. Expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement*. Travaux du laboratoire de Géologie, 16. Presse de l'Ecole Normale Supérieure, Paris.
- HAOUCHINE S., 2011. *Recherches sur la*

- faunistique et l'écologie des macroinvertébrés des cours d'eau de Kabylie*. PhD. Thesis Université Mouloud Maameri de Tizi Ouzou, Algérie.
- JASSBY, A. D. & C. R. GOLDMAN. 1974. A quantitative measure of succession rate and its application to the phytoplankton of lakes, *American Naturalist*, 108: 688-693.
- JEPPESEN, E., J. P. JENSEN, M. SØNDERGAARD, T. LAURIDSEN & F. LANDKILDEHUS. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology*, 45: 201–218.
- KEDDY, P. A. 2000. *Wetland ecology: principles and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- KHEDIMALLAH, R. & A. TADJINE. 2016. Contribution à la connaissance des macroinvertébrés de l'écosystème lacustre: Lac Tonga au Parc National d'El Kala. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 141: 121-140.
- KJERFVE, BJÖRN. 1994. *Coastal Lagoons Processes*. Elsevier, Amsterdam.
- LARID, M. 2008. La zone côtière Humide de Réghaïa dans le littoral Est Algérois (Algérie): Contribution méthodologique à son plan de gestion. *Cybergeo: European Journal of Geography, Environment, Nature, Landscape*, document 425. DOI: 10.4000/cybergeo.18852
- LÓPEZ-FLORES, R., X. D. QUINTANA, A. M. ROMANÍ L. BAÑERAS, O. RUIZ-RUEDA, J. COMPTE, A. J. GREEN & J. J. EGOZCUE. 2014. A compositional analysis approach to phytoplankton composition in coastal Mediterranean wetlands: Influence of salinity and nutrient availability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 136:72-81. DOI: 10.1016/j.ecss.2013.11.015
- MCARDLE, B. H. & M. J. ANDERSON. 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82: 290– 297. DOI: 10.1890/0012-9658(2001)082[0290:FMMTCD]2.0.CO;2
- MELHAOUI, M. 2010. *Echantillonnage et étude des macro-invertébrés de la Moulouya*, Document du stage de formation à la connaissance et la gestion de la biodiversité aquatique. Moulouya. Maroc.
- MOISAN, J. 2010. *Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds*. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec.
- NEBRA, A., N. CAIOLA & C. IBÁÑEZ. 2011. Community structure of benthic macroinvertebrates inhabiting a highly stratified Mediterranean estuary. *Scientia Marina*, 75: 577-584. DOI: 10.3989/scimar.2011.75n3577
- OKSANEN, J., F. G. BLANCHET, R. KINDT, P. LEGENDRE, P. R. MINCHIN, R. B. O'HARA, G. L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. H. H. STEVENS & H. WAGNER. 2014. Vegan: Paquet d'écologie communautaire. Version du package R 2.2-0.
- PÉREZ-RUZAFÁ, A., C. MARCOS & I. M. PÉREZ-RUZAFÁ. 2011. Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36: 160–166. DOI: 10.1016/j.pce.2010.04.013
- PIELOU, E. C. 1969. *An introduction to mathematical ecology*. Wiley, New York.
- PILÓ D., F. PEREIRA A, A. CARRIÇO, J. CÚRDIA, P. PEREIRA, M. B. GASPAR & S. CARVALHO. 2015. Temporal variability of biodiversity patterns and trophic structure of estuarine macrobenthic assemblages along a gradient of metal contamination. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167: 286-299. DOI: 10.1016/j.ecss.2015.06.018
- QUINTANA, X. D., R. MORENO-AMICH & F. A. COMÍN. 1998. Nutrient and plankton dynamics in a Mediterranean salt marsh dominated by incidents of flooding. Part 1: Differential confinement of nutrients. *Journal of Plankton Research*, 20: 2109–2127. DOI: 10.1093/plankt/20.11.2089
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2018. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- SAMRAOUI, B. & G. DE BELAIR. 1998. Les zones humides de la Numidie orientale: *Bilan*

Water quality and macroinvertebrates in Réghaïa wetland (Algeria)

- des connaissances et perspectives de gestion. Synthèse (numéro spécial) 4: 1-90.*
- SAYOUD, M. S. 2017. *Contribution à l'évaluation de la qualité des eaux du Lac de Réghaïa par Indice Diatomique Générique – IDG*. Master II Thesis. Université M'Hamed Bougara Boumerdes.
- SERRANO, L., M. REINA, G. MARTÍN, I. REYES, A. ARECHEDERRA, D. LEÓN & J. TOJA. 2006. The aquatic systems of Doñana: watersheds and frontiers. *Limnetica*, 25: 11–32.
- SERRANO, L., M. REINA, X. D. QUINTANA, S. ROMO, C. OLMO, J. M. SORIA, S. BLANCO, C. FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M. FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M. C. CARIA, S. BAGELLA, T. KALETTKA & M. PÄTZIG. 2017. A new tool for the assessment of severe anthropogenic eutrophication in small shallow water bodies. *Ecological Indicators*, 76: 324-334. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.01.034
- SOY-MASSONI, E., J. LANGEMEYER, D. VARGA, M. SÁEZ & J. PINTÓ. 2016. The importance of ecosystem services in coastal agricultural landscapes: Case study from the Costa Brava, Catalonia. *Ecosystem Services*, 17: 43-52. DOI: 10.1016/j.ecoser.2015.11.004
- TACHET, H., M. BOURNAUD, P. RICHOUX & P. USSEGLIO-POLATERA. 2000. *Invertébrés des eaux douces: Systématique, Ecologie, Biologie*. Editions du CNRS, Paris.
- TAGLIAPIETRA, D., G. PESSA, M. CORNELLO, A. ZITELLI & P. MAGNI. 2016. Temporal distribution of intertidal macrozoobenthic assemblages in a *Nanozostera noltii*-dominated area (Lagoon of Venice). *Marine environmental research*, 114: 31-39. DOI: 10.1016/j.marenvres.2015.11.009
- THIBAUT, M. 2006. *Plan De Gestion de la réserve Naturelle du Lac de Réghaïa (ALGERIE)*. Projet Maghreb Zones Humides. Protection et développement durable des zones humides en Afrique du Nord.
- VERDONSCHOT, R. C., H. E. KEIZER-VLEK & P. F. VERDONSCHOT. 2012. Development of a multimetric index based on macroinvertebrates for drainage ditch networks in agricultural areas. *Ecological indicators*, 13: 232-242. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.06.007
- VERHOEVEN, J. T., B. BELTMAN, R. BOBINK & D. F. WHIGHAM (Eds.). 2006. *Wetlands and natural resource management*. Springer-Verlag, Berlin.
- VIAROLI, P. & R. R. CHRISTIAN. 2003. Description of trophic status, hyperautotrophy and dystrophy of a coastal lagoon through a potential oxygen production and consumption index - TOSI: Trophic Oxygen Status Index. *Ecological Indicators*, 3: 237–250. DOI: 10.1016/j.ecolind.2003.11.001
- VICENTE, E. & M. R. MIRACLE. 1992. The coastal lagoon Albufera de Valencia: An ecosystem under stress. *Limnetica*, 8: 87-100.
- ZOUATINE, M. 2019. *Approche à l'étude d'une stratégie de développement durable des ressources hydriques cas du lac de Réghaïa*. Master II Thesis. University Mohamed Khider, Biskra, Algeria.

Djitli *et al.*

Water quality and macroinvertebrates in Réghaïa wetland (Algeria)

Djitli *et al.*

Water quality and macroinvertebrates in Réghaïa wetland (Algeria)

Djitli *et al.*