



DEMOCRATIC AND POPULAR ALGERIAN REPUBLIC
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
MINISTRY OF HIGHER EDUCATION AND SCIENTIFIC RESEARCH
جامعة الشاذلي بن جديد - الطارف
CHADLI BENDJEDID EL TARG UNIVERSITY
كلية علوم الطبيعة والحياة
FACULTY OF NATURE AND LIFE SCIENCES
قسم العلوم البيولوجية



Mémoire de Fin d'Études
Présenté en vue de l'obtention d'un Diplôme de Master en
« **Agro-environnement et Bio-indicateurs** »

Thème

La végétation aquatique comme bioindicateur de la pollution D'une zone humide d'importance internationale au Parc National d'El Kala

Présenté Par : **KHEMILI Bilel Koussai**

Soutenue publiquement le : 15/06/2026

Devant le jury composé de :

NOM et Prénom	Grade	Etablissement	Qualité
Mme. LAZLI Amel	Prof	Université Chadli Bendjedid-El-Tarf	Président
Mr. LOUCIF Karim	MCA	Université Chadli Bendjedid-El-Tarf	Directeur de mémoire
Mme. GHERIB Imane	MAA	Université Chadli Bendjedid-El-Tarf	Examineur

Année universitaire : 2025/2026

Dédicaces

Je dédie ce modeste travail

À la femme que j'admire, que j'aime et que je vénère, ma chère maman. Elle s'est toujours sacrifiée pour moi et n'a jamais cessé de me soutenir afin de me voir heureux et me voir réussir dans ma vie.

À mon cher papa, symbole de sagesse et de bonté, qui nous guide toujours par ses conseils et ses bonnes actions.

Je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance à ma famille pour son soutien indéfectible, sa patience, son amour et ses encouragements permanents, qui ont été une source de motivation inestimable.

Je remercie également tous mes amis, collègues et toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce travail.

Bilel Koussai

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier Dieu le Tout-Puissant de m'avoir accordé la santé, la volonté et la patience nécessaires pour mener à bien ce modeste travail.

*Je tiens à exprimer ma profonde gratitude et mon immense reconnaissance à mon encadreur, **Dr.LOUCIF Karim** pour son encadrement exemplaire, sa disponibilité, ses conseils judicieux et son soutien constant tout au long de la réalisation de ce mémoire. Ses orientations ont été d'une grande aide pour l'aboutissement de ce travail.*

*Je tiens également à adresser mes sincères remerciements aux membres du jury **Dr.GHERIB Imane** qui m'ont fait l'honneur d'accepter d'examiner et d'évaluer ce travail. **Pr. Lazli A.** qui a accepté de présider notre travail*

Leurs remarques et critiques constructives contribueront sans aucun doute à améliorer la qualité de ce mémoire.

*Mes remerciements s'adressent également à l'ensemble des **enseignants du département de Biologie (FSNV- El Tarf)**, pour la richesse des connaissances qu'ils m'ont transmises et pour la qualité de la formation dont j'ai bénéficié tout au long de mon parcours universitaire.*

Enfin, je dédie ce travail à tous ceux qui m'ont soutenue et encouragée tout au long de mon parcours académique

Table des matières

Résumé.....	I
Abstract.....	II
ملخص	III
Liste des Figures.....	IV
Listes des Tableaux.....	V
Listes des Annexes.....	VI
Introduction.....	1
Chapitre I : Synthèse bibliographique.....	3
1. Les zones humides.....	4
1.1. Définition.....	4
1.2. Types de zones humides.....	4
1.3. Importance écologique.....	5
2. Pollution des milieux aquatiques.....	6
2.1. Types de pollution.....	6
2.2. L'eutrophisation.....	7
3. Les bioindicateurs.....	7
3.1. Définition.....	7
3.2. Types de bioindicateurs.....	8
3.3. Intérêt en écologie.....	8
4. Végétation aquatique et bioindication.....	9
4.1. Définition des macrophytes.....	9
4.2. Rôle écologique des macrophytes.....	9
4.3. Relation entre la végétation aquatique et la qualité de l'eau.....	10
4.4. Espèces indicatrices.....	11
Chapitre II. Matériel et Méthodes.....	12
1. Présentation du site d'étude.....	13
1.1. Présentation générale du Lac Tonga.....	13
1.2. Caractéristiques biologiques.....	15
1.2.1. La Flore.....	15
1.2.1.1. Les hydrophytes.....	16
1.2.1.2. Les hélophytes.....	16
1.2.2. La faune.....	16
1.3. Situation administrative et plan de la protection réglementaire.....	17
1.4. Diagnostic des facteurs de vulnérabilité de la réserve intégrale du Lac Tonga.....	18
2. Méthodologie de travail.....	19

TABLE DES MATIERES

2.1.	Matériels.....	19
2.2.	Inventaire des espèces végétales.....	20
2.2.1.	Période d'étude.....	20
2.2.2.	Méthode d'échantillonnage.....	20
2.2.3.	Identification des espèces.....	20
2.3.	Méthodes d'analyse.....	20
2.3.1.	Approche bio-indicatrice.....	20
Chapitres III. Résultats et discussion.....		22
1.	Inventaire floristique ciblé.....	23
1.1	Liste des espèces bioindicatrices sélectionnées.....	23
1.2	Répartition par type biologique.....	24
2.	Structure de la végétation indicatrice.....	26
2.1.	Analyse de la diversité.....	26
3.	Interprétation phytosociologique et dynamique.....	27
3.1.	Analyse des affinités stationnelles et trophiques.....	27
3.2.	Pollution organique et altération des berges.....	28
3.3.	Variations hydrologiques et caractéristiques du milieu.....	28
3.4.	Espèces végétales et interactions potentielles avec les éléments traces.....	29
3.5.	Intérêt de la bio-indication végétale pour la gestion du Lac Tonga.....	29
3.5.1	Une méthode de surveillance accessible.....	29
3.5.2.	Applicabilité économique en contexte algérien et conformité aux engagements internationaux.....	30
Conclusion.....		32
Références Bibliographiques.....		35
Annexe.....		42

Résumé

Cette étude s'inscrit dans l'évaluation écologique des berges du Lac Tonga (Parc National d'El Kala) à travers une approche de bioindication végétale. Elle vise à analyser dans quelle mesure la composition floristique et les traits biologiques des espèces peuvent fournir des éléments d'interprétation sur le fonctionnement écologique du milieu.

L'approche méthodologique repose sur un inventaire floristique réalisé entre mars et juin selon des itinéraires d'échantillonnage libre, complété par une identification taxonomique.

L'inventaire a permis de recenser 85 espèces végétales, parmi lesquelles 45 ont été retenues en raison de leur intérêt écologique potentiel. L'analyse biologique met en évidence une dominance des hémicryptophytes (41,3 %) suivie des thérophytes (23,9 %).

La présence d'espèces fréquemment associées à des milieux enrichis en nutriments et à des conditions de perturbation, telles que *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Iris pseudacorus*, peut indiquer certaines tendances écologiques, notamment en lien avec des apports nutritifs potentiellement élevés. Toutefois, ces interprétations doivent être considérées comme indicatives et nécessitent une validation par des mesures environnementales complémentaires.

Dans l'ensemble, les résultats suggèrent que la végétation riveraine constitue un support pertinent pour la compréhension des dynamiques écologiques des zones humides.

Mots-clés : Lac Tonga ; phytoécologie ; zones humides ; végétation riveraine ; indices écologiques ; bioindication.

Abstract

This study is part of the ecological assessment of the banks of Lake Tonga (El Kala National Park) through a plant-based bioindication approach. It aims to evaluate the extent to which floristic composition and species biological traits can provide interpretative elements regarding the ecological functioning of the site.

The methodological approach is based on a floristic inventory carried out between March and June using free sampling transects, complemented by taxonomic identification.

The survey recorded 85 plant species, among which 46 were selected due to their potential ecological relevance. The biological analysis highlights a dominance of hemicryptophytes (41.3%), followed by therophytes (23.9%).

The presence of species frequently associated with nutrient-enriched environments and disturbed conditions, such as *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, and *Iris pseudacorus*, may indicate certain ecological tendencies, particularly related to potentially elevated nutrient inputs. However, these interpretations should be considered indicative and require confirmation through complementary environmental measurements.

Overall, the results suggest that riparian vegetation constitutes a relevant support for understanding the ecological dynamics of wetland ecosystems.

Keywords : Lake Tonga ; phytoecology; wetlands; riparian vegetation; ecological indices ; bioindication.

المخلص

تندرج هذه الدراسة ضمن تقييم الحالة البيئية لضفاف بحيرة طونقة (الحديقة الوطنية القالة) من خلال مقارنة تعتمد على المؤشرات النباتية الحيوية. وتهدف إلى تحليل مدى إمكانية أن يوفر التركيب الفلوري والخصائص البيولوجية للأنواع النباتية عناصر تفسير حول سيرورة الوظائف البيئية للموقع.

تعتمد المقاربة المنهجية على جرد فلوري أنجز خلال الفترة الممتدة من مارس إلى جوان باستعمال مسارات أخذ عينات حرة، مع استكمالها بالتحديد التصنيفي للأنواع النباتية.

أسفر هذا الجرد عن تسجيل 85 نوعاً نباتياً، تم اختيار 46 نوعاً منها نظراً لأهميتها البيئية المحتملة. وأظهرت التحليلات %البيولوجية هيمنة النباتات نصف الجذعية (الهيميكريبتيوفيت) بنسبة 41.3%، تليها النباتات الحولية بنسبة 23.9.

Phragmites australis إن وجود أنواع نباتية ترتبط عادةً بالبيئات الغنية بالعناصر الغذائية وبالاضطرابات البيئية، مثل قد يشير إلى بعض الاتجاهات البيئية، خاصة تلك المرتبطة بارتفاع محتمل، *Iris pseudacorus* و *Typha latifolia* في المدخلات الغذائية. غير أن هذه التفسيرات تبقى مؤشّرة وتحتاج إلى تأكيد من خلال قياسات بيئية إضافية.

وبشكل عام، تشير النتائج إلى أن الغطاء النباتي الضفافي يمثل وسيلة مناسبة لفهم الديناميكيات البيئية للنظم البيئية الرطبة.

الكلمات المفتاحية: بحيرة طونقة؛ علم بيئة النبات؛ الأراضي الرطبة؛ الغطاء النباتي الضفافي؛ المؤشرات البيئية؛ المؤشرات الحيوية.

Liste des Figures

Figure	Page
Figure.1. Localisation du Lac Tonga dans la réserve de biosphère du Parc National d'El-Kala au Nord- Est de l'Algérie	14
Figure.2. Vue panoramique du Lac Tonga et sur l'aulnaie (<i>Alnus glutinosa</i>) depuis le mirador ouest (à droite) ; Structure de la végétation riveraine sur la rive ouest du Lac Tonga (à gauche).	15

Liste des Tableaux

Tableau	Page
Tableau 1. Climats en fonction de la valeur de l'indice de De Martonne (Godard et Tabeaud, 1993)	13
Tableau 2. Le matériel utilisé ainsi que sa fonction respective dans le cadre de cette étude.	19
Tableau 3. Espèces bio-indicatrices sélectionnées dans la flore des berges du Lac Tonga (n = 46), avec famille botanique, type biologique et signal écologique associé.	23
Tableau 4. Répartition des 46 taxons bio-indicateurs selon le spectre biologique de Raunkiær et interprétation écologique.	25

Listes des Annexes

Annexe	Page
Annexe S1. Photographies de quelques espèces végétales bioindicatrices de pollution identifiée au Lac Tonga	42

INTRODUCTION

Introduction

Les écosystèmes aquatiques continentaux, constituent des milieux naturels d'une grande importance écologique, économique et sociale. Ils assurent des fonctions essentielles telles que la régulation du cycle hydrologique, la filtration naturelle des polluants, le stockage du carbone et le maintien d'une biodiversité riche et spécifique. Toutefois, ces écosystèmes figurent parmi les plus menacés à l'échelle mondiale en raison de la pression croissante exercée par les activités anthropiques (**Mitsch & Gosselink, 2015**).

Parmi les principales formes de dégradation affectant les milieux aquatiques, la pollution anthropique occupe une place centrale. Elle résulte d'un enrichissement excessif des eaux en nutriments, souvent lié aux rejets agricoles, domestiques et industriels. Ce phénomène entraîne des déséquilibres écologiques importants, notamment une modification de la composition des communautés biologiques, une diminution de la qualité de l'eau et une perte de biodiversité aquatique (**Smith et al., 1999 ; Carpenter et al., 1998**).

Dans les zones humides, la végétation joue un rôle écologique fondamental dans le fonctionnement de ces écosystèmes. Les macrophytes, hélrophytes et hydrophytes participent à la structuration des habitats, à la stabilisation des berges et à la régulation des nutriments. En raison de leur sensibilité aux variations environnementales, ces groupes végétaux sont largement utilisés comme indicateurs biologiques de la qualité écologique des milieux aquatiques (**Wetzel, 2001**).

La bio indication végétale repose sur le principe selon lequel certaines espèces présentent des préférences écologiques spécifiques et réagissent de manières différentes aux facteurs environnementaux tels que la salinité, la pollution organique ou les perturbations physiques. Ainsi, la composition floristique d'un milieu peut fournir des informations précieuses sur son état écologique et sur les pressions auxquelles il est soumis (**Ellenberg et al., 1992 ; Hill et al., 2007**).

Dans la région méditerranéenne, les zones humides présentent une forte valeur écologique mais restent particulièrement vulnérables. Elles sont soumises à des conditions climatiques caractérisées par une forte variabilité hydrologique, ainsi qu'à une pression anthropique accrue liée à l'agriculture, à l'urbanisation et aux changements d'usage des sols (**Perennou et al., 2020**).

Le Lac Tonga, situé dans le Parc National d'El Kala au nord-est de l'Algérie, constitue l'une des zones humides les plus importantes du bassin méditerranéen sud. Classé site Ramsar d'importance internationale, il représente un réservoir majeur de biodiversité et joue un rôle écologique essentiel dans le fonctionnement du complexe lacustre d'El Kala. Cependant, comme de nombreux écosystèmes similaires, il est exposé à diverses pressions anthropiques, notamment les activités agricoles, la pollution diffuse et les perturbations hydrologiques du bassin versant (**Loucif et al.,2020**).

Dans ce contexte, l'étude des espèces végétales bioindicatrices constitue un outil pertinent pour l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques. L'analyse de la composition floristique permet d'identifier des gradients de perturbation et de mieux comprendre les dynamiques environnementales affectant les zones humides.

Ainsi, la problématique de cette étude s'articule autour de la question suivante : Dans quelle mesure les espèces végétales du lac Tonga peuvent-elles être utilisées comme indicateurs des pressions environnementales affectant ce milieu ?

Cette recherche vise à :

- Mettre en évidence les espèces à valeur bioindicatrice ;
- Apprécier l'intérêt de la végétation comme outil d'évaluation de la qualité écologique des eaux et des habitats ;

CHAPITRE I

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

1. Les zones humides

Les zones humides sont des régions où l'eau constitue le principal facteur déterminant l'environnement ainsi que la vie végétale et animale associée. Elles se rencontrent là où la nappe phréatique reste proche de la surface du sol, ou encore là où la terre est recouverte par des eaux peu profondes.

1.1. Définition

Plusieurs définitions ont été proposées pour caractériser les zones humides, selon les approches écologiques ou juridiques retenues. Sur le plan écologique, Barnaud (1991) précise que « les zones humides se caractérisent par la présence, permanente ou temporaire, en surface ou à faible profondeur dans le sol, d'eau disponible douce, saumâtre ou salée. Souvent en position d'interface entre milieux terrestres et milieux aquatiques, elles se caractérisent par des sols hydromorphes ou non évolués, et/ou une végétation dominante composée de plantes hygrophiles au moins pendant une partie de l'année. Elles nourrissent et/ou abritent de façon continue ou momentanée des espèces animales inféodées à ces espaces ».

Sur le plan juridique et international, la Convention Ramsar, signée en 1971 en Iran, constitue le cadre de référence le plus reconnu. Elle définit les zones humides comme « des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres » (**Ramsar, 1971**). L'article 2.1 de cette convention précise que les zones humides peuvent également inclure des zones de rives ou de côtes adjacentes, des îles ou des étendues d'eau marine d'une profondeur supérieure à six mètres à marée basse, lorsqu'elles sont entourées par la zone humide.

1.2. Types de zones humides

D'après la Convention Ramsar (2013), on distingue généralement cinq types principaux de zones humides :

Les zones humides marines, qui sont des zones côtières comprenant les lagunes côtières, les berges rocheuses et les récifs coralliens ;

Les zones humides estuariennes, qui comprennent les deltas, les marais tidaux et les marécages à mangroves ;

Les zones humides lacustres, représentées principalement par les lacs ;

Les zones humides riveraines, qui bordent les rivières et les cours d'eau ;

Les zones humides palustres, c'est-à-dire marécageuses, représentées par les marécages et les tourbières.

1.3. Importance écologique

Les zones humides comptent parmi les écosystèmes les plus productifs et les plus riches sur le plan écologique. Elles jouent un rôle essentiel dans le maintien de la biodiversité, l'amélioration de la qualité de l'eau et la régulation des équilibres hydrologiques et climatiques. D'un point de vue biologique, les zones humides constituent des habitats privilégiés pour une grande diversité d'espèces végétales et animales. Elles servent de zones de reproduction, d'alimentation et de refuge pour de nombreuses espèces, notamment les oiseaux migrateurs, les amphibiens, les poissons et les invertébrés. De ce fait, elles jouent un rôle clé dans la conservation de la biodiversité à l'échelle locale et globale (**Mitsch & Gosselink, 2000**).

Par ailleurs, les zones humides participent activement à la filtration et à l'épuration des eaux. Grâce à la végétation et aux micro-organismes présents dans le sol, elles retiennent les sédiments, absorbent les nutriments (azote et phosphore) et piègent certains polluants, contribuant ainsi à l'amélioration de la qualité de l'eau et à la limitation de l'eutrophisation (**Kadlec & Wallace, 2009**).

Les zones humides assurent également une fonction importante de régulation hydrologique. En agissant comme des éponges naturelles, elles stockent l'eau lors des périodes de crue et la restituent progressivement en période de sécheresse, réduisant ainsi les risques d'inondation et soutenant les débits des cours d'eau. Elles participent en outre à la recharge des nappes phréatiques (**Mitsch & Gosselink, 2000**).

Enfin, ces écosystèmes contribuent à la régulation climatique, notamment par le stockage du carbone dans les sols organiques, en particulier dans les tourbières, jouant ainsi un rôle dans l'atténuation du changement climatique (**Mitsch & Gosselink, 2000**).

2. Pollution des milieux aquatiques

2.1. Types de pollution

Pollution organique

La pollution organique des eaux de surface résulte de l'introduction de matières organiques biodégradables dans les milieux aquatiques, provenant principalement des eaux usées domestiques, des effluents industriels et des activités agricoles. Ces matières sont dégradées par des micro-organismes aérobies, ce qui entraîne une consommation importante de l'oxygène dissous pouvant conduire à des conditions d'hypoxie, voire d'anoxie (**Chapman, 1996 ; Loucif et al, 2024**).

Les principales sources de cette pollution incluent les rejets d'eaux usées insuffisamment traitées, les effluents agroalimentaires et les déjections animales issues de l'élevage. Ces apports favorisent des phénomènes tels que l'eutrophisation (**Wetzel, 2001**). L'évaluation de cette pollution repose principalement sur des indicateurs tels que la demande biochimique en oxygène (DBO₅) et la demande chimique en oxygène (DCO), qui permettent d'estimer la charge en matière organique présente dans l'eau (**Rodier et al., 2009**).

Pollution chimique

La pollution chimique des milieux aquatiques peut être d'origine minérale ou organique. Elle est causée par des substances telles que les biocides, les détergents, les métaux lourds et les hydrocarbures, qui peuvent être toxiques immédiatement ou à terme, après accumulation dans les tissus vivants et les réseaux trophiques. Elle peut également résulter d'éléments minéraux naturellement présents en faibles quantités, comme les nitrates et les phosphates, dont les concentrations augmentent sous l'effet des activités humaines (**Ramade, 2012**).

Parmi les principales sources de contamination chimique, on distingue :

La pollution par les engrais et les pesticides : l'agriculture utilise des quantités importantes de produits agrochimiques, insecticides, herbicides, fongicides, fertilisants dont une partie se retrouve dans les milieux aquatiques par ruissellement et infiltration. La pollution par les éléments traces métalliques (ETM) : les métaux présents dans le milieu aquatique peuvent exister sous forme de complexes, de particules ou en solution. Ils subissent des cycles de transformation et de complexation, notamment par réduction biochimique, méthylation et oxydation, entraînant une altération de la qualité des eaux et des sédiments (**Hejabi et al., 2011**).

Pollution agricole

La pollution d'origine agricole englobe à la fois celle liée aux cultures (pesticides et engrais) et celle liée à l'élevage (lisiers et purins). Cette pollution arrive souvent indirectement aux milieux aquatiques, après avoir transité par les nappes phréatiques et les cours d'eau. L'excédent de déjections animales, sous l'effet du ruissellement et de l'infiltration, enrichit les eaux en dérivés azotés et constitue également une source de pollution bactériologique (**Faurie et al., 2011**).

2.2. L'eutrophisation

L'eutrophisation est un processus d'enrichissement excessif des milieux aquatiques en nutriments, principalement l'azote et le phosphore, conduisant à une augmentation de la production de biomasse végétale et algale (**Boyd, 2015**). Ce phénomène est aujourd'hui majoritairement d'origine anthropique, résultant des apports issus des activités agricoles, des rejets urbains et des effluents industriels (**Bricker et al., 2008**).

Cet enrichissement favorise la prolifération du phytoplancton et des algues, réduisant la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau et limitant le développement des macrophytes submergés. À long terme, cela entraîne une modification de la structure des communautés biologiques et une dégradation de l'équilibre écologique (**Cloern, 2001**).

Par ailleurs, la décomposition de la biomasse organique produite entraîne une consommation importante de l'oxygène dissous par les micro-organismes, pouvant conduire à des conditions d'hypoxie ou d'anoxie, avec des conséquences sur la biodiversité aquatique (**Wetzel, 2001**). Ainsi, l'eutrophisation constitue l'un des principaux facteurs de dégradation de la qualité des eaux à l'échelle mondiale, affectant à la fois le fonctionnement écologique des milieux aquatiques et les services écosystémiques associés.

3. Les bioindicateurs

3.1. Définition

La notion de bioindicateur repose sur l'idée qu'un organisme vivant reflète, de manière directe ou indirecte, les conditions de son environnement. Selon van Straalen (1998), un bioindicateur « dépend directement ou indirectement d'un ou plusieurs facteurs qu'il indique, comme un baromètre indique la pression de l'air ». Cette définition met en avant la notion d'information fournie par l'organisme sur l'état du milieu.

Un bon bioindicateur doit également posséder une certaine sensibilité aux perturbations environnementales, tout en étant d'utilisation pratique. Dale & Beyeler (2001) précisent qu'un indicateur écologique doit pouvoir évaluer les conditions environnementales, donner précocement des signes de changement et permettre de diagnostiquer les causes éventuelles des perturbations observées.

En synthèse, on peut définir les bioindicateurs comme des espèces ou des assemblages d'espèces particulièrement bien adaptés aux caractéristiques de leur milieu de vie, et réagissant de façon précoce et mesurable aux changements subis par leur environnement.

3.2. Types de bioindicateurs

On distingue généralement plusieurs types de bioindicateurs selon leur mode d'action. Les **bioindicateurs de présence ou d'absence** regroupent les espèces dont l'apparition ou la disparition renseigne sur le niveau de qualité ou de perturbation d'un milieu ; ce principe repose sur la capacité des organismes à révéler, par leur présence, leur absence ou leur comportement démographique, les caractéristiques et l'évolution d'un écosystème (Blandin, 1986). Les **bioindicateurs d'accumulation** (ou bioaccumulateurs) désignent des organismes capables de concentrer dans leurs tissus des substances polluantes telles que les métaux lourds ou les pesticides à des niveaux nettement supérieurs à ceux du milieu physique, permettant ainsi une évaluation à la fois qualitative et quantitative de la contamination (Khalanski & Souchon, 1994). Les **bioindicateurs de réponse ou d'effet** traduisent quant à eux les modifications biologiques induites par les polluants sur les organismes qu'elles soient physiologiques, morphologiques ou comportementales et correspondent à ce que la littérature désigne sous le terme de biomarqueurs (Laffont-Schwob, 2010). Enfin, les **bioindicateurs communautaires** reposent sur l'analyse de la structure et de la diversité des communautés biologiques (richesse spécifique, abondance relative), et constituent la base des indices biotiques utilisés pour évaluer l'état écologique global des écosystèmes (Blandin, 1986 ; Khalanski & Souchon, 1994)

3.3. Intérêt en écologie

L'utilisation des bioindicateurs présente un intérêt majeur en écologie et en gestion des milieux naturels. Contrairement aux analyses physico-chimiques ponctuelles, ils permettent une évaluation intégrée dans le temps des conditions environnementales, offrant ainsi une vision plus globale et réaliste de l'état des écosystèmes (Dale & Beyeler, 2001).

Ils sont également utiles pour détecter précocement les perturbations environnementales, suivre l'évolution de la qualité des milieux, évaluer l'impact des activités humaines et orienter les stratégies de gestion et de restauration écologique.

En milieu aquatique, les macrophytes, les macroinvertébrés benthiques et les diatomées sont largement utilisés comme bioindicateurs de la qualité de l'eau, en raison de leur sensibilité aux variations environnementales (**Bonada et al., 2006 ; Haury et al., 2001**).

4. Végétation aquatique et bioindication

4.1. Définition des macrophytes

Le terme « macrophyte » regroupe un ensemble diversifié de taxons incluant les phanérogames, les bryophytes (mousses) et les algues macroscopiques. La définition la plus largement admise est celle proposée par Holmes & Whitton (1977), qui considèrent les macrophytes comme « toute plante observable à l'œil nu et généralement identifiable lors de son observation ». D'autres auteurs ont simplifié cette définition en les décrivant comme des plantes identifiables à l'œil nu (**Scott et al., 2002**). Les classifications des macrophytes reflètent leur adaptation au milieu aquatique. Sur le plan taxonomique, on distingue quatre grands groupes : les algues, les bryophytes, les ptéridophytes et les phanérogames (**Scott et al., 2002**).

Du point de vue écologique, Luther (1949) a proposé une classification basée sur le mode d'attachement au substrat, distinguant trois groupes :

Les haptophytes : plantes fixées à la surface d'un substrat solide sans y pénétrer (la plupart des algues benthiques et les lichens aquatiques) ;

Les rhizophytes : plantes qui pénètrent dans le substrat par leur partie basale (la plupart des plantes vasculaires aquatiques) ;

Les pleustophytes (ou planophytes) : plantes non fixées au substrat, libres ou flottantes.

4.2. Rôle écologique des macrophytes

Les macrophytes aquatiques constituent un élément clé du fonctionnement des écosystèmes aquatiques. En tant que producteurs primaires, ils assurent la base des réseaux trophiques et soutiennent directement ou indirectement une grande diversité d'organismes, notamment les invertébrés et les poissons (**Carpenter & Lodge, 1986**).

Les macrophytes jouent également un rôle important dans l'amélioration de la qualité de l'eau. Ils participent à l'absorption des nutriments dissous (azote et phosphore), limitant ainsi les phénomènes d'eutrophisation. Certaines espèces sont capables d'accumuler des substances toxiques telles que les métaux lourds, contribuant aux processus de phytoremédiation (Vymazal, 2011).

Par leur système racinaire développé, les macrophytes stabilisent les sédiments, réduisent l'érosion et limitent la remise en suspension des particules, améliorant ainsi la transparence de l'eau (Madsen et al., 2001). Ils créent en outre des habitats structurés offrant des zones de refuge, de reproduction et d'alimentation pour de nombreuses espèces, renforçant ainsi la biodiversité et la résilience des écosystèmes (Jeppesen et al., 2012).

Enfin, par leur activité photosynthétique, les macrophytes contribuent à l'oxygénation de l'eau et participent à la régulation du pH et des conditions thermiques locales (Sand-Jensen & Borum, 1991).

4.3. Relation entre la végétation aquatique et la qualité de l'eau

Les macrophytes aquatiques entretiennent une relation étroite et bidirectionnelle avec la qualité de l'eau. D'une part, leur distribution, leur abondance et leur composition spécifique dépendent fortement des conditions physico-chimiques du milieu, disponibilité en nutriments, transparence de l'eau, oxygénation. Certaines espèces sensibles sont associées à des eaux peu perturbées, tandis que d'autres, plus tolérantes, se développent dans des milieux enrichis ou dégradés, faisant des macrophytes des bioindicateurs fiables de l'état écologique des écosystèmes aquatiques (Haslam, 2006 ; Chambers et al., 2008).

D'autre part, les macrophytes influencent activement la qualité de l'eau à travers divers processus écologiques : absorption des nutriments, stabilisation des sédiments, oxygénation par la photosynthèse. Ces mécanismes contribuent à maintenir la clarté de l'eau et l'équilibre écologique (Carpenter & Lodge, 1986 ; Jeppesen et al., 1998).

Cependant, en conditions d'enrichissement excessif en nutriments, la prolifération du phytoplancton peut réduire la pénétration lumineuse et provoquer la régression des macrophytes submergés. Cette interaction illustre la sensibilité de ces communautés végétales aux processus d'eutrophisation et leur rôle central dans les changements d'état des écosystèmes aquatiques (Scheffer et al., 1993 ; Bornette & Puijalon, 2011).

4.4. Espèces indicatrices

Les macrophytes aquatiques constituent d'excellents indicateurs biologiques de la qualité de l'eau, en raison de leur sensibilité variable aux conditions environnementales. On distingue généralement deux grands groupes : les espèces tolérantes et les espèces sensibles.

Espèces tolérantes

Les espèces tolérantes sont capables de se développer dans des milieux perturbés ou dégradés, caractérisés par une forte charge en nutriments, une turbidité élevée ou une faible oxygénation. Elles présentent une grande plasticité écologique et peuvent proliférer rapidement dans les écosystèmes altérés. Parmi les espèces fréquemment citées comme tolérantes, on trouve *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum* ou encore certaines espèces de lentilles d'eau (*Lemna spp.*). Leur présence en abondance est souvent associée à une dégradation de la qualité de l'eau (Melzer, 1999 ; Haury et al., 2001).

Espèces sensibles

À l'inverse, les espèces sensibles se développent préférentiellement dans des milieux peu perturbés, caractérisés par une eau claire, faiblement minéralisée et pauvre en nutriments. Elles sont généralement les premières à disparaître lorsque la qualité de l'eau se dégrade, notamment sous l'effet de l'eutrophisation. Parmi les macrophytes sensibles, on retrouve *Potamogeton spp.*, et *Chara spp.* (Characées). Leur présence est souvent interprétée comme un signe de bon état écologique (Bornette & Puijalon, 2011 ; Lacoul & Freedman, 2006).

CHAPITRE II

MATÉRIELS ET MÉTHODES

CHAPITRE II. MATERIEL ET METHODES

1. Présentation du site d'étude :

1.1. Présentation générale du Lac Tonga

Le Lac Tonga constitue l'un des complexes lacustres les plus remarquables du Nord-Est algérien. Il est situé au sein du Parc National d'El Kala (PNEK), dans la wilaya d'El Tarf, à l'extrême nord-est du pays, à proximité de la frontière tunisienne. Ses coordonnées géographiques approximatives sont (36°53'N, 08°31'E, altitude : 2 m). Le lac s'inscrit dans un ensemble de zones humides d'importance internationale, au carrefour de plusieurs régions biogéographiques méditerranéennes. Le Lac Tonga se trouve à environ 70 km à l'est de la ville d'Annaba et à 7 km à l'ouest de la frontière tunisienne et à 10 km à l'est du lac Oubeira (**Figure 1**) (**Benyacoub *et al.*, 2011 ; Loucif, 2020**).

La superficie atteint environ 2 400 ha. La colonne d'eau, généralement peu profonde (inférieure à 2 m en grande partie), favorise le développement d'une végétation aquatique et semi-aquatique dense et diversifiée (**Figure 2**) (**Benyacoub *et al.*, 2011**).

Selon les données climatiques fournies par la station d'El Kala sur une période de 23 ans (1990-2012), la zone est caractérisée par un climat subhumide selon l'indice de De Martonne (IDM = 24,7) (De Martonne, 1925) (Tableau. 1), D'après De Martonne l'indice de l'aridité est exprimé comme suit : $I = P / (T + 10)$

P : Les précipitations moyennes annuelles. **T** : La température moyenne annuelle.

Tableau 1. Climats en fonction de la valeur de l'indice de De Martonne (Godard et Tabeaud, 1993)

Valeur de l'indice	Type de climat	Exemple
$0 < I < 5$	Hyperaride	Vallée de la mort (USA)
$5 < I < 10$	Aride	Le désert du Sahara
$10 < I < 20$	Semi-aride	Le Sahel (Afrique)
$20 < I < 30$	Semi humide	La région méditerranéenne
$30 < I < 55$	Humide	

Le quotient pluviométrique d'Emberger a été calculé pour la période 1990-2016 par la formule : $Q2 = 3,43 (P/M-m)$.

Q : le quotient pluviométrique d'Emberger ; **P** : Pluviométrie annuelle moyenne en mm ; **M** : Moyenne maximale du mois le plus chaud en °C ; **m** : Moyenne minimale du mois le plus froid en °C.

Le quotient d'Emberger (**Q2 =112,7**) indiquait que la zone avait un bioclimat subhumide chaud. Le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen délimitait une saison sèche qui s'étendait de la mi-mai à la mi-septembre, (**Loucif et al., 2020**). La température annuelle moyenne est de $14,3 \pm 1,7^{\circ}\text{C}$ (moyenne $\pm$ SD), avec un maximum en juillet et aout et un minimum en janvier et février. Décembre est le mois le plus pluvieux tandis que juillet est le mois le plus sec. Cette zone reçoit 882 mm/an pour 145 jours de pluie (**Loucif, 2020**)

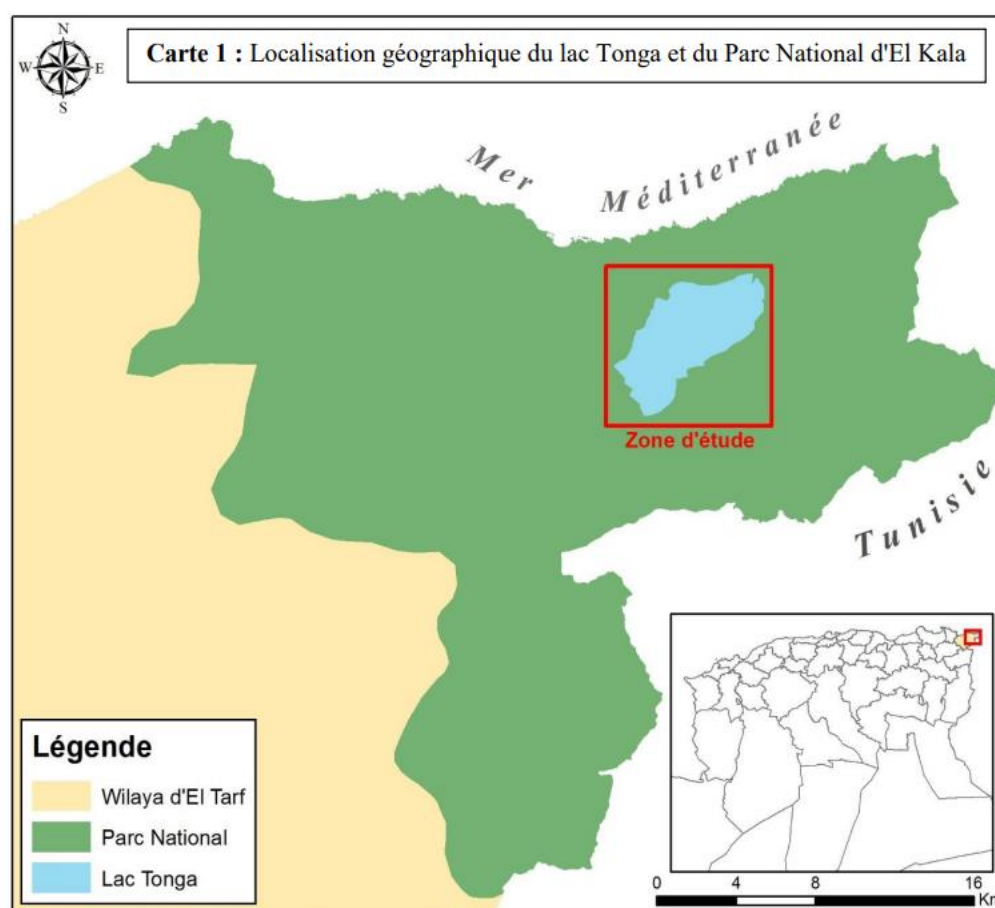


Figure 1. Localisation du Lac Tonga dans la réserve de biosphère du Parc National d'El-Kala au Nord- Est de l'Algérie



Figure 2 : Vue panoramique du Lac Tonga et sur l’aulnaie (*Alnus glutinosa*) depuis le mirador ouest (à droite) ; Structure de la végétation riveraine sur la rive ouest du Lac Tonga (à gauche).

1.2. Caractéristiques biologiques

1.2.1. La Flore

Sur le plan biologique, le lac et ses rives hébergent une mosaïque complexe de groupements végétaux caractéristiques des zones humides méditerranéennes : roselières à *Phragmites australis*, cariçaies, formations à grandes hélrophytes, ripisylves à *Salix spp.* et *Alnus glutinosa*, ainsi que des zones d'herbiers aquatiques et de végétation amphibie temporaire (**Kadid *et al.*, 2007**).

La végétation qui caractérise le Lac Tonga se répartit en mosaïques très complexes. A la périphérie du lac dominant les hélrophytes (plantes partiellement immergées occupant les rives du lac) avec des formations denses à iris des marais, rubanier...etc. Dans la partie centrale du lac on distingue des radeaux de végétation flottant avec des saules, des tamaris (spécifiques du Lac Tonga dans toute l’Afrique du Nord). Des formations à hydrophytes avec le nénuphar blanc, le cornifle d'eau et les myriophylles réparties en tâches sur l’ensemble du plan d’eau. De la végétation flottante libre comme les lentilles d'eau formant des tapis denses bien individualisés ainsi que des zones d'eau libre. L’étendu des formations végétales atteint son maximum pendant la période estivale interdisant ainsi le mouvement des embarcations (**Kadid *et al.*, 2007 ; Benyacoub *et al.*, 2011**). Les hydrophytes constituent aussi un abri et un le lieu de ponte pour plusieurs espèces de poissons (**Benyacoub *et al.*, 2011**). Cette richesse structurale

en fait un site de référence pour les études phytosociologiques et bio-indicatrices en contexte méditerranéen

1.2.1.1. Les hydrophytes

Au sein de l'écosystème du Lac Tonga, les hydrophytes regroupant les végétaux immergés, qu'ils soient flottants ou enracinés colonisent principalement les secteurs caractérisés par une plus grande profondeur d'eau. (Kadid et al., 2007 ; Benyacoub et al., 2011).

Dans le plan d'eau se situe la zone des associations immergées qui est essentiellement formée de Potamots : *Potamogeton mehoïdes* et *Potamogeton lucens* et ils sont associés par *Myriophylles* *Myriophyllum spicatum*, *Myriophyllum verticillatum*, nous constatons des formations émergentes de *Scirpus lacustris*, *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Iris pseudoacorus*, *Sparganium erectum*, *Lythrum salicaria*, *Lycopus europaeus*, *Oenanthe fistulosa*, *Ranunculus baudotii*. En printemps, nous assistons à l'émergence et la floraison d'une hydrophyte très envahissante des espaces d'eau libres *Nymphaea alba* (Kadid et al., 2007 ; Benyacoub et al., 2011).

1.2.1.2. Les hélophytes

Le cortège des hélophytes comprend l'ensemble des taxons dont le système racinaire est ancré dans le substrat alors que l'appareil foliaire s'élève au-dessus de la surface libre. Ces formations végétales se développent préférentiellement le long des berges, marquant ainsi la zone d'écotone (interface) entre les milieux aquatique et terrestre. L'inventaire des principaux hélophytes du Lac Tonga, ainsi que leur affiliation taxonomique, est consigné dans le

Il est à noter que la diversité spécifique des hélophytes sur ce site surpasse celle des hydrophytes immergées. Cette richesse floristique joue un rôle structurel déterminant, car elle favorise, par la diversité des niches écologiques créées, une hétérogénéité faunistique remarquable (Benyacoub et al., 2011).

1.2.2. La faune

Le lac Tonga est un site de nidification utilisé par de nombreuses espèces telles que la Foulque macroule *Fulca atra*, le Fuligule nyroca *Aythya nyroca*, l'Erismature à tête blanche *Oxyura leucocephala*, la Poule sultane *Porphyrio porphyrio*, la Poule d'eau *Gallinula chloropus*, le Canard colvert *Anas platyrhynchos*, le Grèbe castagneux *Tachybaptus ruficollis*, le Grèbe huppé *Podiceps cristatus* (Loucif et al, 2020 ; Loucif et al 2021), le Héron garde-

bœuf *Bubulcus ibis*, le Héron pourpré *Ardea purpurea*, le Héron crabier *Ardea ralloides*, le Héron bihoreau *Nycticorax nycticorax*, le Blongios nain *Ixobrychus minutus*, l'Aigrette garzette *Egretta garzetta* et l'Ibis falcinelle *Pellagadis falcinellus* (Belhadj *et al.*, 2007). Les résultats de l'étude réalisée par (Elafri *et al.*, 2016) entre septembre 2012 et aout 2014 ont révélé que la communauté aviaire aquatique du lac Tonga est composée d'un total de 52 espèces appartenant à 13 familles. La famille Anatidae, avec 14 espèces, était la plus riche en termes de nombre d'espèces, suivi par les Ardeidae (8 espèces), les Scolopacidae (6 espèces), les Laridae (5) et Rallidae (4). Ciconiidae, Pandionidea, Accipitridae et Recurvirostridae avec seulement 1 espèce chacune. Les espèces migratrices représentaient 74 % de tous les oiseaux. Ils étaient représentés par les migrateurs hivernants (33%), Les estivants (migrateurs) (9%) et les visiteurs de passage (32%). Les espèces sédentaires ne constituent que 24% de l'ensemble des les oiseaux enregistrés.

1.3. Situation administrative et plan de la protection réglementaire

Sur le plan de la protection réglementaire, le Lac Tonga bénéficie d'un statut de protection multiple et renforcé (Benyacoub *et al.*, 2011). Reconnu pour son patrimoine ornithologique exceptionnel, le lac Tonga bénéficie d'un statut de protection rigoureux : classé réserve intégrale au sein du Parc National d'El-Kala depuis 1982, il jouit également des labels de Réserve de Biosphère (MAB) et de zone humide d'importance internationale (Convention de Ramsar).

Le Lac Tonga, site d'importance internationale géré administrativement par la direction de P.N.E.K. Le Parc National d'El-Kala qui a été créé par décret présidentiel N° 83-458 du 23 juillet 1983, fixant le statut-type des parc nationaux en Algérie / Décret n° 83-460 du 23 juillet 1983 portant création du parc national d'El Kala. Un certain nombre de décrets internationaux concerne ce site :

- ✚ Le décret n° 82-440 du 11 décembre 1982 portant ratification de la convention africaine sur la conservation de la nature et des ressources naturelles, signée à Alger le 15 septembre 1968.
- ✚ Le décret n° 82-498 du 25 décembre 1982 portant adhésion de l'Algérie à la convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction, signée à Washington le 3 mars. 1973

- ✚ Le décret n° 85-01 du 5 janvier 1985 portant ratification du protocole relatif aux aires spécialement protégées de la mer Méditerranée, signé à Genève le 3 avril 1982.

L'éligibilité de ce site aux normes Ramsar repose sur cinq piliers fondamentaux :

- **Critère 1** : Il représente un écosystème humide singulier et majeur au sein du bassin méditerranéen.
- **Critères 2 et 3** : Le site constitue un sanctuaire de reproduction primordial en Afrique du Nord pour des taxons menacés, notamment l'Érismature à tête blanche (*Oxyura leucocephala*) et le Fuligule nyroca (*Aythya nyroca*), tous deux inscrits sur la liste rouge de l'UICN. D'autres espèces remarquables, telles que la Talève sultane et la Guifette moustac, y nichent également.
- **Critère 4** : Sa capacité d'accueil hivernale excède régulièrement le seuil des 20 000 oiseaux d'eau.
- **Critère 5** : Le lac héberge plus de 1 % de la population mondiale de plusieurs espèces cibles, confirmant son rôle critique dans le maintien de la biodiversité globale.

1.4. Diagnostic des facteurs de vulnérabilité de la réserve intégrale du Lac Tonga

Perturbations et dérangements : L'usage d'embarcations à proximité des zones de nidification génère un stress important pour les oiseaux. À cela s'ajoute une pression croissante liée à la chasse, pratiquée tout au long de l'année par des acteurs locaux et étrangers. Par ailleurs, une pression scientifique non régulée, exercée par certains étudiants lors de collectes de données sur le terrain, contribue également à la perturbation des habitats.

Activités halieutiques et pillage : La pose de filets, ciblant principalement l'anguille, nécessite l'utilisation de barques qui interfèrent avec la quiétude des sites. Plus grave encore, le prélèvement illicite d'œufs affecte de nombreuses espèces, y compris les plus vulnérables telles que le Fuligule nyroca et l'Érismature à tête blanche. Selon **Benyacoub et al. (2011)** et **BirdLife International (2026)**, l'intensité de la chasse au fusil, généralisée à l'ensemble de la réserve, fait peser un risque réel d'extinction locale pour certains taxons.

Pâturage et urbanisation : L'élevage extensif sur les berges entraîne une dégradation de la flore (consommation des jeunes pousses d'hélophytes), altérant ainsi les sites de nidification et la qualité physico-chimique de l'eau. Parallèlement, l'expansion urbaine, particulièrement

marquée sur les rives ouest et sud, réduit progressivement l'intégrité spatiale de la réserve intégrale.

Enfin, la vulnérabilité du site est accentuée par la récurrence des incendies de forêt et de broussailles durant la saison estivale, un phénomène qui aggrave la dégradation des habitats périphériques (Benyacoub et al., 2011 ; Loucif et al., 2021).

2. Méthodologie de travail

2.1. Matériels

L'ensemble des investigations de terrain et des analyses en laboratoire a nécessité le recours à un panel de matériels adaptés. Le tableau ci-dessous (**Tableau 2**) présente le matériel utilisé ainsi que sa fonction respective dans le cadre de cette étude.

Tableau 2 : Le matériel utilisé ainsi que sa fonction respective dans le cadre de cette étude.

Matériel / Ressource	Utilisation dans l'étude
Appareil photo numérique (≥ 20 MP)	Documentation photographique des espèces et des habitats
Carnet de terrain et fiches de relevé	Enregistrement des données floristiques <i>in situ</i>
Guide d'identification de la flore algérienne	Identification taxonomique des espèces algériennes
Guide d'identification de flores méditerranéennes spécialisées	Vérification des taxons à distribution régionale
Loupe de terrain ($\times 10$)	Observation des caractères morphologiques fins

Les guides de détermination de référence utilisés sont ceux de Quézel & Santa (1962-1963) pour la flore algérienne et nord-africaine, complétés par Bonnier (1911-1935) et diverses flores méditerranéennes spécialisées pour les groupes critiques (*Carex*, *Ranunculus*, *Persicaria*, *Juncus*). Des référentiels phytogéographiques actualisés (GBIF, Tela Botanica) ont été consultés.

2.2. Inventaire des espèces végétales

2.2.1. Période d'étude

Les relevés floristiques ont été réalisés au cours de la saison de floraison de la flore méditerranéenne des zones humides, de mars à juin. Cette période correspond à la phénologie optimale de la grande majorité des taxons recensés, permettant une identification fiable basée sur les organes reproducteurs (fleurs, fruits) (Mitsch & Gosselink, 2015).

2.2.2. Méthode d'échantillonnage

L'inventaire de la végétation a été réalisé par échantillonnage exploratoire. Le parcours de prospection a été défini de manière à couvrir les habitats représentatifs de la zone humide et de ses abords immédiats. La méthode utilisée privilégie une détection extensive des taxons sur les différents compartiments du site, assurant ainsi une représentativité globale de la diversité floristique constatée lors des relevés (Archaux et al., 2009).

2.2.3. Identification des espèces

L'identification des espèces a été réalisée sur le terrain à l'aide de flores de référence adaptées au contexte biogéographique du site, notamment la Flore de l'Algérie et de la Tunisie (Quézel & Santa, 1962–1963), la Flore de l'Afrique du Nord (Maire, 1952–1987), la Flora Europaea (Tutin et al., 1964–1980) et la Flore du Maghreb (Battandier, 1902). Les noms scientifiques ont été harmonisés selon la base World Flora Online (WFO, 2023). La répartition chorologique des espèces a été définie selon Médail & Quézel (1997). Cette approche permet de caractériser l'origine biogéographique des espèces et la composition floristique du site.

2.3. Méthodes d'analyse

2.3.1. Approche bio-indicatrice

L'approche bio-indicatrice constitue un outil central de l'analyse écologique. Elle repose sur l'utilisation des espèces végétales pour évaluer la qualité ou la dégradation des milieux aquatiques et riverains (Ellenberg et al., 1992).

Pour évaluer les conditions du milieu, plusieurs descripteurs biologiques et écologiques ont été renseignés pour chaque espèce (Hill et al., 1999). Les exigences environnementales ont été approchées via les indices de valence écologique (humidité, azote et pH), permettant de situer les groupements végétaux le long des principaux gradients (Ellenberg et al., 1992 ; Hill et al.,

1999). Parallèlement, le recensement des formes de vie (types de Raunkiær) et du statut d'origine des taxons fournit des indications sur la structure et l'état de la végétation (Raunkiær, 1934). Ces paramètres permettent d'esquisser un diagnostic de l'état général des habitats prospectés (**Baker, 1981 ; Markert et al., 2003**).

CHAPITRE III

RÉSULTATS ET DISCUSSION

CHAPITRE III. RÉSULTATS ET DISCUSSION

L'examen des affinités écologiques de la flore recensée permet d'identifier un ensemble de taxons (environ la moitié de l'effectif total) présentant des affinités écologiques documentées. Ces espèces sont typiques des zones de transition terre-eau soumises à diverses dynamiques environnementales. Leur répartition peut être associée à certaines caractéristiques écologiques, notamment aux gradients d'humidité propres aux zones riveraines du Lac Tonga. L'analyse s'appuie sur les référentiels de valence écologique classiquement utilisés en milieu humide (**Hill et al., 1999 ; Markert et al., 2003**).

1. Inventaire floristique ciblé

1.1 Liste des espèces bioindicatrices sélectionnées

L'inventaire a fait l'objet d'une analyse basée sur le tempérament écologique des espèces pour évaluer la qualité des habitats riverains. Les taxons ont été regroupés selon leurs affinités environnementales et leur profil de tolérance aux variations du milieu (**Tableau 3**). (**Baker, 1981 ; Hill et al., 1999 ; Markert et al., 2003**). Quelques espèces clés, représentatives des conditions écologiques du milieu et présentant un intérêt bio indicatif, ont été regroupées en annexes (**Annexe 1, Photos 1 à 12**)

Tableau 3. Quelques espèces clés, représentatives des conditions écologiques du milieu et présentant un intérêt bioindicatif.

Taxon	Famille	Type biologique
<i>Phragmites australis</i>	Poaceae	Hémicryptophyte
<i>Typha latifolia</i>	Typhaceae	Hélophyte
<i>Typha angustifolia</i>	Typhaceae	Hélophyte
<i>Echinochloa colona</i>	Poaceae	Thérophyte
<i>Leersia hexandra</i>	Poaceae	Hémicryptophyte
<i>Panicum repens</i>	Poaceae	Géophyte rhizomateux
<i>Paspalum distichum</i>	Poaceae	Hémicryptophyte
<i>Lythrum salicaria</i>	Lythraceae	Hémicryptophyte
<i>Persicaria amphibia</i>	Polygonaceae	Hydrophyte flottant
<i>Persicaria lapathifolia</i>	Polygonaceae	Thérophyte
<i>Rumex crispus</i>	Polygonaceae	Hémicryptophyte
<i>Rumex conglomeratus</i>	Polygonaceae	Hémicryptophyte
<i>Rumex palustris</i>	Polygonaceae	Thérophyte/Hémicryptophyte
<i>Ranunculus sceleratus</i>	Ranunculaceae	Thérophyte
<i>Ranunculus sardous</i>	Ranunculaceae	Thérophyte

Tableau 3 Suite. Quelques espèces clés, représentatives des conditions écologiques du milieu et présentant un intérêt bioindicatif.

Taxon	Famille	Type biologique
<i>Bidens tripartita</i>	Asteraceae	Thérophyte
<i>Symphyotrichum squamatum</i>	Asteraceae	Hémicryptophyte
<i>Alternanthera sessilis</i>	Amaranthaceae	Hémicryptophyte
<i>Cotula coronopifolia</i>	Asteraceae	Thérophyte
<i>Juncus bufonius</i>	Juncaceae	Thérophyte
<i>Juncus acutus</i>	Juncaceae	Hémicryptophyte
<i>Eleocharis palustris</i>	Cyperaceae	Hémicryptophyte
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Cyperaceae	Géophyte rhizomateux
<i>Cyperus rotundus</i>	Cyperaceae	Géophyte rhizomateux
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Cyperaceae	Hélrophyte
<i>Iris pseudacorus</i>	Iridaceae	Géophyte rhizomateux
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Alismataceae	Hémicryptophyte
<i>Epilobium hirsutum</i>	Onagraceae	Hémicryptophyte
<i>Epilobium parviflorum</i>	Onagraceae	Hémicryptophyte
<i>Ludwigia palustris</i>	Onagraceae	Thérophyte/Hydrophyte
<i>Nasturtium officinale</i>	Brassicaceae	Hémicryptophyte
<i>Rorippa amphibia</i>	Brassicaceae	Hémicryptophyte
<i>Cardamine hirsuta</i>	Brassicaceae	Thérophyte
<i>Mentha aquatica</i>	Lamiaceae	Hémicryptophyte
<i>Mentha pulegium</i>	Lamiaceae	Hémicryptophyte
<i>Lycopus europaeus</i>	Lamiaceae	Hémicryptophyte
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	Plantaginaceae	Hémicryptophyte
<i>Galium palustre</i>	Rubiaceae	Hémicryptophyte
<i>Rubus ulmifolius</i>	Rosaceae	Phanérophyte
<i>Calystegia sepium</i>	Convolvulaceae	Hémicryptophyte
<i>Verbena officinalis</i>	Verbenaceae	Hémicryptophyte
<i>Salix pedicellata</i>	Salicaceae	Phanérophyte
<i>Salix alba</i>	Salicaceae	Phanérophyte
<i>Alnus glutinosa</i>	Betulaceae	Phanérophyte
<i>Tamarix gallica</i>	Tamaricaceae	Phanérophyte

1.2 Répartition par type biologique

L'analyse des types biologiques selon la classification de Raunkiær constitue un outil classique en écologie des communautés, permettant de caractériser la structure fonctionnelle de la végétation et d'apprécier l'influence des conditions environnementales, notamment hydrologiques, ainsi que des perturbations sur les communautés végétales. Cette approche repose sur la distribution des formes de vie (thérophytes, hémicryptophytes, hydrophytes, etc.), qui reflètent les stratégies d'adaptation des espèces aux contraintes du milieu (Raunkiær, 1934 ; Barbour et al., 1999 ; Van der Maarel, 2005).

La répartition obtenue pour les espèces présentant un intérêt bioindicatif est présentée dans le **tableau 4**.

Tableau 4. Répartition des taxons présentant un intérêt bioindicatif, selon le spectre biologique et interprétation écologique.

Type biologique	N	%	Signification écologique
Hémicryptophytes	19	41,3 %	Dominance de plantes pérennes adaptées à l'alternance inondation–exondation
Thérophytes	11	23,9 %	Espèces annuelles à cycle court, colonisant les milieux ouverts et instables.
Géophytes rhizomateux	5	10,9 %	Espèces à réserve souterraine, tolérantes aux contraintes mécaniques du sol.
Hélrophytes	3	6,5 %	Végétation dressée liée aux milieux de transition terre-eau.
Phanérophytes	6	13,0 %	Formes ligneuses participant à la structuration et au maintien des berges.
Hydrophytes	2	4,3 %	Taxons liés au milieu aquatique, reflétant les caractéristiques du biotope.

La prédominance des hémicryptophytes (41,3 %) traduit une structuration végétale typique des zones méditerranéennes. Ces espèces pérennes assurent le maintien de la biomasse face aux cycles saisonniers d'inondation, témoignant d'une stabilité structurelle des communautés face aux variations hydriques (**Raunkjær, 1934 ; van der Maarel, 2005**).

La proportion notable de thérophytes (23,9 %) constitue un indicateur de pressions environnementales. En écologie des zones humides, le développement de ces espèces annuelles est fréquemment associé à des phénomènes d'anthropisation ou à un enrichissement du milieu. Leur cycle court leur permet de coloniser rapidement les espaces ouverts, ce qui suggère une dynamique de perturbation au niveau des substrats riverains (**Grime, 2001 ; van der Maarel, 2005**).

Enfin, la faible représentation des hydrophytes (4,3 %) peut être interprétée comme une réponse biologique aux contraintes du milieu aquatique. La littérature souligne que la régression de ces taxons est souvent corrélée à une altération de la qualité trophique de l'eau, affectant les conditions de transparence et de photosynthèse nécessaires à leur développement (**Wetzel, 2001 ; Mitsch & Gosselink, 2015**).

2. Structure de la végétation indicatrice

2.1. Analyse de la diversité

L'analyse de la structure floristique met en évidence une composition floristique contrastée, comprenant plusieurs taxons fréquemment observés dans des milieux riches en ressources nutritives et des taxons tolérants aux perturbations. Bien que la richesse spécifique recensée témoigne d'une diversité floristique relativement élevée, cette composition suggère des conditions écologiques compatibles avec une disponibilité relativement élevée en nutriments et une influence possible de différents facteurs environnementaux sur les communautés végétales riveraines (Musisi et al., 2025).

Plusieurs observations peuvent être relevées :

Dominance des taxons à affinité trophique : Plusieurs espèces recensées, telles que *Phragmites australis* ou *Rumex crispus*, fréquemment observées dans des milieux relativement riches en nutriments. Selon les référentiels de valence écologique, ces taxons possèdent une affinité élevée pour des milieux disposant d'une bonne fertilité (Hill et al., 1999). La prépondérance de ces cortèges reflète les caractéristiques édaphiques et trophiques des berges, influençant ainsi la structuration des groupements végétaux riverains (O'Hare et al., 2018).

Dynamique des espèces annuelles (Thérophytes) : Des taxons à cycle court tels que *Ranunculus sceleratus*, *Cardamine hirsuta* ou *Persicaria lapathifolia* occupent une place significative dans le spectre biologique. Selon la classification de Raunkiaer (1934), ces thérophytes sont adaptés aux habitats ouverts caractérisés par une certaine instabilité des substrats. Leur présence est étroitement liée aux fluctuations du niveau d'eau, leur permettant de coloniser rapidement les surfaces exondées riches en ressources nutritifs. Ce groupe fonctionnel souligne la forte dynamique de recolonisation des berges et la réactivité de la flore face aux variations saisonnières du milieu (Van der Maarel, 2005).

Observation de taxons à caractère opportuniste : La présence de *Symphyotrichum squamatum* témoigne de l'ouverture du milieu à des espèces à large amplitude écologique. Selon Richardson et al. (2000), ces taxons naturalisés possèdent des capacités de dispersion leur permettant de s'installer dans des habitats ayant subi des remaniements. Ces processus de colonisation sont fréquemment observés dans les zones humides soumises à une influence anthropique (Pyšek et al., 2012).

L'installation de ces espèces souligne la dynamique évolutive des berges et la nécessité de suivre l'évolution de la composition floristique du site. (Pyšek et al., 2004 ; Pyšek et al., 2012 ; DeBerry & Hunter, 2024).

En conclusion, la structure de la végétation riveraine du Lac Tonga met en relief la prépondérance de taxons adaptés aux milieux riches en nutriments et aux variations stationnelles. Cette composition floristique, bien que marquée par une richesse spécifique notable, reflète la dynamique de réponse des communautés végétales aux caractéristiques trophiques et physiques du site. Ces observations s'inscrivent dans les tendances générales relevées pour les zones humides soumises à des influences environnementales diversifiées (Van der Maarel, 2005 ; Musisi et al., 2025).

3. Interprétation phytosociologique et dynamique

3.1. Analyse des affinités stationnelles et trophiques

L'examen du cortège floristique suggère une possible influence de la disponibilité en nutriments sur la structuration des communautés. La présence simultanée d'hélophytes à forte capacité compétitive, tels que *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Lythrum salicaria* et *Iris pseudacorus*, peut être compatible avec des conditions édaphiques fertiles. Ces taxons sont classiquement associés à des milieux présentant une charge trophique élevée, caractéristique des zones de transition soumises à des apports organiques et minéraux réguliers (Hill et al., 1999 ; Ferguson & Holmberg, 2020).

La présence de *Nasturtium officinale* apporte une information complémentaire sur la dynamique des eaux courantes riches en éléments dissous (Ge et al., 2017 ; O'Hare et al., 2018)., cette espèce étant reconnue pour son tempérament hygrophile et son affinité pour les stations minéralisées (Howard-Williams et al., 1982). Par ailleurs, le développement d'espèces ligneuses telles qu'*Alnus glutinosa* participe à la complexité du cycle des éléments au sein de la ripisylve, en raison de ses particularités biologiques favorisant l'enrichissement local du sol (Dawson, 2020).

La variation des conditions trophiques apparaît comme une hypothèse explicative de certaines structures observées dans le cortège floristique. Cette tendance est suggérée par la présence concomitante de plusieurs taxons associés à des milieux relativement enrichis en nutriments, notamment *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Lythrum salicaria*, *Epilobium hirsutum* et *Iris pseudacorus*. La présence de ces espèces peut traduire des conditions écologiques compatibles avec une disponibilité relativement élevée en éléments nutritifs,

situation fréquemment décrite dans des milieux humides soumis à diverses pressions anthropiques (Ellenberg et al., 1992 ; Hill et al., 1999 ; Loucif et al., 2020). Des assemblages comparables ont été rapportés dans différentes zones humides méditerranéennes affectées par des modifications du régime trophique (Ge et al., 2017 ; O'Hare et al., 2018).

Quant à *Alnus glutinosa*, son influence potentielle sur les dynamiques biogéochimiques locales mérite d'être considérée dans le fonctionnement global du milieu, sans qu'il soit possible, à ce stade, de préciser l'ampleur de sa contribution aux processus observés (Dawson, 2020).

3.2. Pollution organique et altération des berges

Certaines espèces recensées peuvent être associées à des milieux caractérisés par une accumulation de matière organique et des conditions hydriques particulières. *Ranunculus sceleratus*, fréquemment observée dans des habitats humides ou temporairement inondés, est souvent signalée dans des environnements aquatiques soumis à des perturbations écologiques ou à une forte charge organique (Frater et al., 2018 ; Khamis et al., 2017). Sa présence pourrait ainsi refléter des conditions locales favorables à ce type d'espèces, sans toutefois permettre, à elle seule, d'établir un diagnostic environnemental définitif.

De manière comparable, D'autres espèces hygrophiles recensées, telles qu'*Iris pseudacorus*, témoignent également de conditions favorables au maintien d'une végétation de zones humides, sans toutefois permettre d'inférer directement les caractéristiques trophiques du milieu. (Huang et al., 2022). La présence de cette espèce pourrait être liée aux caractéristiques physicoécologiques du milieu, notamment à l'humidité du substrat et aux processus de décomposition organique

3.3. Variations hydrologiques et caractéristiques du milieu

La présence de *Tamarix gallica* et de *Bolboschoenus maritimus* suggère une certaine hétérogénéité des conditions écologiques au sein des habitats riverains étudiés. Ces espèces sont fréquemment rencontrées dans des milieux humides soumis à des variations hydrologiques et peuvent se maintenir dans des environnements présentant des niveaux variables de minéralisation (Konarska, 2014 ; Touchan et al., 2020).

Tamarix gallica, largement répartie dans les zones littorales et sublittorales méditerranéennes, est souvent associée à des habitats caractérisés par des contraintes édaphiques et hydriques particulières. De même, *Bolboschoenus maritimus* est régulièrement observée dans des zones

humides de transition, où les caractéristiques physicochimiques du milieu peuvent fluctuer selon les conditions locales.

Ces observations paraissent compatibles avec le contexte environnemental du Lac Tonga, marqué par une proximité avec le littoral méditerranéen et par des variations climatiques saisonnières pouvant influencer le fonctionnement des milieux humides (**Meddi & Hubert, 2003 ; Loucif et al., 2020**).

3.4. Espèces végétales et interactions potentielles avec les éléments traces

La présence de *Salix alba* mérite d'être signalée en raison de son intérêt écologique dans les milieux humides et riverains. Cette espèce est fréquemment étudiée pour ses interactions avec différents éléments traces présents dans le sol et les sédiments, notamment dans des contextes soumis à des pressions environnementales (**Pajević et al., 2010 ; Pajević et al., 2024**).

De manière comparable, *Ranunculus sceleratus*, déjà mentionnée parmi les espèces associées aux milieux perturbés, a été rapportée dans certains travaux comme pouvant interagir avec divers éléments métalliques dans les environnements aquatiques et semi-aquatiques (**Khamis et al., 2017**). Toutefois, la présence de ces espèces ne permet pas, à elle seule, d'inférer les caractéristiques chimiques du milieu étudié.

3.5. Intérêt de la bio-indication végétale pour la gestion du Lac Tonga

3.5.1 Une méthode de surveillance accessible

L'observation de la végétation riveraine peut constituer un outil complémentaire pour l'évaluation écologique des milieux humides, en particulier dans des contextes où les suivis environnementaux continus demeurent limités. Comparativement aux analyses physicochimiques, souvent dépendantes d'équipements spécialisés et de campagnes d'échantillonnage répétées, l'approche fondée sur les assemblages végétaux repose principalement sur l'identification des espèces présentes et sur l'observation de leur distribution spatiale (**Ellenberg et al., 1992 ; Diekmann, 2003**).

Cette approche peut apporter des informations utiles sur les caractéristiques générales du milieu, dans la mesure où la composition végétale est influencée par des conditions écologiques agissant sur des périodes relativement longues (**Huang et al., 2022 ; Musisi et al., 2025**). Toutefois, les observations floristiques ne sauraient se substituer aux analyses

physicochimiques, mais gagneraient à être considérées comme complémentaires dans une démarche intégrée d'évaluation environnementale (Loucif et al., 2020).

Dans le contexte du Lac Tonga, l'étude de la distribution des communautés végétales pourrait ainsi contribuer à une meilleure compréhension des dynamiques écologiques locales et à l'identification de secteurs nécessitant des investigations environnementales plus approfondies.

3.5.2. Applicabilité économique en contexte algérien et conformité aux engagements internationaux

L'analyse floristique réalisée au niveau des berges du Lac Tonga met en évidence une diversité végétale traduisant des conditions écologiques contrastées. La présence différenciée de certaines espèces hygrophiles, héliophytiques et riveraines suggère l'existence de dynamiques environnementales variées pouvant être influencées par des facteurs hydrologiques, trophiques et anthropiques (Musisi et al., 2025 ; Darrah et al., 2019).

Les résultats obtenus soulignent l'intérêt d'une approche floristique pour améliorer la compréhension écologique des habitats riverains du Lac Tonga, tout en mettant en évidence la nécessité d'investigations complémentaires afin de préciser les facteurs environnementaux impliqués. Une meilleure intégration entre observations botaniques, analyses physicochimiques et suivi écologique régulier permettrait de renforcer les connaissances sur le fonctionnement de cet écosystème humide d'importance patrimoniale.

Dans un contexte de pressions environnementales croissantes sur les zones humides méditerranéennes, la conservation du complexe lacustre d'El Kala demeure un enjeu majeur nécessitant des approches de suivi adaptées et durables (Loucif et al., 2020 ; Loucif et al., 2021).

CONCLUSION

Ce travail avait pour finalité d'examiner le potentiel de la végétation riveraine du Lac Tonga comme indicateur écologique dans un contexte de zone humide classée Ramsar au sein du Parc National d'El Kala (Nord-Est algérien), soumise à diverses influences environnementales et anthropiques. L'approche adoptée, fondée sur l'analyse phytoécologique et l'utilisation de référentiels indicateurs, a permis de caractériser certains traits fonctionnels et écologiques de la végétation des berges.

L'inventaire floristique réalisé met en évidence une diversité végétale relativement importante, accompagnée toutefois d'une structuration biologique traduisant des dynamiques écologiques contrastées. La distribution des formes biologiques observées semble refléter un fonctionnement influencé à la fois par les conditions hydrologiques du milieu et par des facteurs de perturbation d'intensité variable. Par ailleurs, la faible représentation de certains groupes strictement liés aux milieux aquatiques suggère l'existence de modifications écologiques potentielles qui mériteraient d'être approfondies.

Les caractéristiques écologiques observées au sein des communautés végétales étudiées indiquent globalement un système présentant des signaux compatibles avec des pressions environnementales localisées. Néanmoins, les interprétations écologiques issues de la végétation doivent être considérées avec prudence, dans la mesure où elles reposent principalement sur des indicateurs biologiques indirects et nécessitent une validation complémentaire par d'autres approches analytiques.

D'un point de vue méthodologique, cette étude souligne l'intérêt des approches fondées sur la végétation comme outil complémentaire d'évaluation écologique des zones humides, en particulier dans des contextes où les suivis environnementaux continus demeurent limités. La bioindication végétale apparaît ainsi comme une approche pertinente pour documenter les tendances écologiques générales d'un milieu, sans toutefois se substituer aux investigations environnementales plus intégratives.

Certaines limites doivent néanmoins être prises en considération dans l'interprétation des résultats, notamment le caractère temporel restreint des observations ainsi que l'absence de paramètres environnementaux complémentaires permettant de consolider certaines tendances identifiées. Ces éléments invitent à considérer les résultats obtenus comme une première contribution à la compréhension écologique du Lac Tonga.

Dans cette perspective, la poursuite d'investigations multidimensionnelles et comparatives sur les zones humides du complexe d'El Kala pourrait contribuer à enrichir les connaissances relatives à leur fonctionnement écologique et à appuyer les démarches de conservation de ces écosystèmes.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

Archaux, F., Camaret, S., Dupouey, J. L., Ulrich, E., Corcket, E., Bourjot, L. & Touffet, J. (2009). Can we reliably estimate species richness with large plots? An assessment through calibration training. *Plant Ecology*, 203(2), 303-315.

Baker, A. J. M. (1981). Accumulators and excluders—strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*, 3(1-4), 643-654. <https://doi.org/10.1080/01904168109362867>

Barbour, M. G., Burk, J. H., Pitts, W. D., Gilliam, F. S., & Schwartz, M. W. (1999). *Terrestrial plant ecology* (3rd ed.). Benjamin Cummings.

Barnaud, G. (1991). *Qu'est-ce qu'une zone humide ? Compte rendu des avis d'experts, définitions scientifique et juridique*. Laboratoire d'Évolution des Systèmes Naturels et Modifiés, Muséum National d'Histoire Naturelle. 10 p.

Battandier, M. (1902). Note sur quelques plantes de la Flore atlantique. *Bulletin de la Société Botanique de France*, 49(5), 289-295.

Belhadj, G., Chalabi, B., Chabi, Y., Kayser, Y., & Gauthier-Clerc, M. (2007). Le retour de l'Ibis falcinelle (*Plegadis falcinellus*) nicheur en Algérie. *Aves*, 44(1), 29-36.

Benyacoub, S., Baba Hmed, R., Kara, H., Brahmia, Z. (2011). Plan Directeur de Gestion des Sites Ramsar du Parc national d'El Kala. Lac Tonga. *Phase 2 : évaluation et interprétation des données*. T.A.D. Consult for Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural, Direction Générale des Forêts, Algeria.

BirdLife International (2026). Important Bird Areas factsheet: Lac Tonga. Downloaded from <http://www.birdlife.org>

Blandin, P. (1986). Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'Écologie*, 17(4), 215-307.

Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495-523.

Bonnier, G., & Douin, R. (1911-1935). *Flore complète illustrée en couleurs de France, Suisse et Belgique (comprenant la plupart des plantes d'Europe)* (12 vol. + Table générale). Librairie Générale de l'Enseignement / Delachaux et Niestlé / J. Lebègue et Cie.

Bornette, G., & Puijalon, S. (2011). Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences*, 73, 1-14.

Boyd, C. E. (2015). *Water Quality: An Introduction*. Springer, Berlin. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-17446-4>

Bricker, S. B., Longstaff, B., Dennison, W., Jones, A., Boicourt, K., Wicks, C., & Woerner, J. (2008). Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: a decade of change. *Harmful Algae*, 8(1), 21-32.

Carpenter, S. R., & Lodge, D. M. (1986). Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, 26, 341-370.

Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, 8(3), 559-568.

- Chambers, P. A., Lacoul, P., Murphy, K. J., & Thomaz, S. M. (2008). Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1), 9–26.
- Chapman, D. (1996). *Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. 2nd edition, Chapman and Hall, London.
- Cloern, J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223–253.
- Dale, V. H., & Beyeler, S. C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1(1), 3–10.
- Darrah, S. E., Shennan-Farpón, Y., Loh, J., Davidson, N. C., Finlayson, C. M., Gardner, R. C., & Walpole, M. J. (2019). Improvements to the Wetland Extent Trends (WET) index as a tool for tracking the state and trend of wetland extent. *Ecological Indicators*, 99, 294–298. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.032>
- Dawson, J. O. (2020). Ecology of actinorhizal plants. In K. Pawlowski & W. E. Newton (Éds.), *Nitrogen Fixation: Origins, Applications, and Research Progress* (Vol. 6, pp. 199–234). Springer. https://doi.org/10.1007/1-4020-3544-6_9
- DeBerry, D. A., & Hunter, D. M. (2024). *Impacts of invasive plants on native vegetation communities in wetland and stream mitigation*. *Biology*, 13(4), 275. <https://doi.org/10.3390/biology13040275>
- Diekmann, M. (2003). Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic and Applied Ecology*, 4(6), 493–506. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00185>
- Elafri, A., Halassi, I., & Houhamdi, M. (2016). Diversity patterns and seasonal variation of the waterbird community in Mediterranean wetlands of Northeastern Algeria. *Zoology and ecology*, 26(2), 85–92
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., & Paulissen, D. (1992). *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa* [Indicator values of plants in Central Europe] (2e éd.). *Scripta Geobotanica*, 18, 1–258. Verlag Erich Goltze.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., & Paulissen, D. (1991). *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. *Scripta Geobotanica*, 18, 1–248.
- Faurie, C., Ferra, C., Médori, P., Dévaux, J., & Hemptine, J. L. (2012). *Écologie : approche scientifique et pratique*. 6e édition, (6e éd.). Tec & Doc. Lavoisier, Paris.
- Ferguson, A., & Holmberg, A. (2020). An appraisal of potential for sowing of *Nasturtium officinale* into streams to mitigate nutrient pollution in Eastern Scotland. *Water*, 12(2), 547. <https://doi.org/10.3390/w12020547>
- Frater, P., Hájek, M., Hájková, P., Frazier, R., & Klimešová, J. (2018). Drivers of plant species composition in moisture-rich habitats: a synthesis across Central European fens. *Applied Vegetation Science*, 21(1), 26–38. <https://doi.org/10.1111/avsc.12344>
- GBIF. (2024). The Global Biodiversity Information Facility. (2024). *Free and open access to biodiversity data*. <https://www.gbif.org>
- Ge, Z.-M., Cao, H., Zhang, L., Tong, J., & Wang, T. (2017). *Phragmites australis* + *Typha latifolia* community enhanced the enrichment of nitrogen and phosphorus in the soil of Qin Lake Wetland. *Scientifica*, 2017, 8539093. <https://doi.org/10.1155/2017/8539093>

- Grime, J. P. (2001). *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties* (2e éd.). John Wiley & Sons.
- Haslam, S. M. (2006). *River Plants*. Cambridge University Press, Cambridge. 438 p.
- Haury, J., Peltre, M.-C., Muller, S., Thiébaud, G., Trémolières, M., Demars, B., Barbe, J., Dutartre, A., Daniel, H., Bernez, I., Guerlesquin, M., & Lambert, E. (2001). *Les macrophytes aquatiques bioindicateurs des systèmes lotiques : intérêts et limites des indices macrophytiques. Synthèse bibliographique des principales approches européennes pour le diagnostic biologique des cours d'eau* (Études sur l'Eau en France, n° 87).
- Hejabi, A. T., Basavarajappa, H. T., Karbassi, A. R., & Monavari, S. M. (2011). Heavy metal pollution in water and sediments in the Kabini River, Karnataka, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 182(1–4), 1–13.
- Hill, M. O., Mountford, J. O., Roy, D. B., & Bunce, R. G. H. (1999). *Ellenberg's indicator values for British plants*. ECOFACT Volume 2 Technical Annex. Institute of Terrestrial Ecology.
- Hill, M. O., Preston, C. D., Bosanquet, S. D. S., & Roy, D. B. (2007). *BRYOATT: attributes of British and Irish mosses, liverworts and hornworts*. Centre for Ecology and Hydrology.
- Holmes, N. T. H., & Whitton, B. A. (1977). The macrophytic vegetation of the River Tees in 1975 : observed and predicted changes. *Freshwater Biology*, 7(1), 43–60.
- Howard-Williams, C., Davies, J., & Pickmere, S. (1982). The dynamics of growth, the effects of changing area and nitrate uptake by watercress (*Nasturtium officinale*) in a New Zealand stream. *Journal of Applied Ecology*, 19(2), 589–601. <https://doi.org/10.2307/2403235>
- Huang, W., Lin, Y., & Chen, Q. (2022). Water level has higher influence on soil organic carbon and microbial community in Poyang Lake wetland than vegetation type. *Microorganisms*, 10(1), 131. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10010131>
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M., & Christoffersen, K. (Eds.). (2012). *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes* (Vol. 131). Springer.
- Kadid, Y., Thébaud, G., Pétel, G., & Abdelkrim, H. (2007). Les communautés végétales aquatiques de la classe des Potametea du lac Tonga, El-Kala, Algérie. *Acta Botanica Gallica*, 154(4), 597-618
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). *Treatment Wetlands*. 2nd edition, CRC Press, Boca Raton.
- Khalanski, M. & Souchon, Y. (1994). *Classification des bioindicateurs selon le type d'informations fournies, l'échelle de temps et la nature des tests*. EDF-CEMAGREF. [cité dans : Wikhydro – Bioindicateur (HU), Ministère de l'Écologie, France.]
- Khamis, A. T., El-Sherif, L. S., & Mesaad, I. (2017). Trace metal accumulation by *Ranunculus sceleratus*: implications for phytostabilization. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(8), 7–16. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0808-2>
- Konarska, A. (2014). Structure of secretory cells in salt glands of *Tamarix* spp. and their relationship with environmental salinity. *Protoplasma*, 252(4), 1019–1033. <https://doi.org/10.1007/s00709-014-0731-0>
- Lacoul, P., & Freedman, B. (2006). Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*, 14(2), 89–136.

- Laffont-Schwob, I. (2010). Les bioindicateurs : des concepts aux réseaux de biosurveillance. *Journées ECCOREV*, Université d'Aix-Marseille. Disponible sur : https://www.eccorev.fr/IMG/pdf/2010_JECCOREV_2_LaffontSchwob.pdf
- Loucif, K. (2020). Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau du Lac Tonga (wilaya d'El Tarf) et occupation spatio-temporelle du site par l'avifaune aquatique [*Thèse de doctorat, Université Mohamed-Cherif Messaadia de Souk Ahras*].
- Loucif, K., & Chenchouni, H. (2024). Water physicochemical quality as driver of spatial and temporal patterns of microbial community composition in lake ecosystems. *Applied Water Science*, 14(6), 115.
- Loucif, K., Maazi, M. C., Houhamdi, M., & Chenchouni, H. (2021). Nest site selection and breeding ecology of the Ferruginous Duck (*Aythya nyroca*) in Algeria. *Global Ecology and Conservation*, 26, e01524.
- Loucif, K., Neffar, S., Menasria, T., Maazi, M. C., Houhamdi, M., & Chenchouni, H. (2020). Physico-chemical and bacteriological quality assessment of surface water at Lake Tonga in Algeria. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 13, 100284.
- Luther, H. (1949). Vorschlag zu einer ökologischen Grundeinteilung der Hydrophyten. *Acta Botanica Fennica*, 44.
- Madsen, J. D., Chambers, P. A., James, W. F., Koch, E. W., & Westlake, D. F. (2001). The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, 444, 71–84.
- Maire, R. -1952-1987-Flore de l'Afrique du Nord. 16 volumes. Ed. Le chevalier Paris.
- Markert, B., Breure, A. M., & Zechmeister, H. G. (Eds.). (2003). *Bioindicators & Biomonitors: Principles, Concepts and Applications*. Elsevier.
- Medail, F., & Quezel, P. (1997). Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical garden*, 112-127.
- Meddi, M., & Hubert, P. (2003). Climate change and water resources variability in northern Algeria. *Hydrological Sciences Journal*, 48(3), 385–395.
- Melzer, A. (1999). Aquatic macrophytes as tools for lake management. *Hydrobiologia*, 395–396, 181–190.
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2000). *Wetlands*. 3rd edition, John Wiley & Sons, New York.
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands (5th ed.)*. John Wiley & Sons.
- Musisi, M., Quadros, C., & Sellappan, K. (2025). *Impact of anthropogenic pollution on the plant species diversity and composition along the riparian ecotones of Goa's Sal and Zuari rivers*. *Plant Ecology & Interactions*, e70037. <https://doi.org/10.1002/pei3.70037>
- O'Hare, M. T., Baattrup-Pedersen, A., Baumgarte, I., Freeman, A., Gunn, I. D. M., Lázár, A. N., Sinclair, R., Wade, A. J., & Bowes, M. J. (2018). Responses of aquatic plants to eutrophication in rivers: A revised conceptual model. *Frontiers in Plant Science*, 9, 451. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00451>
- Pajević, S., Borišev, M., Nikolić, N., Arsenov, D., Orlović, S., & Župunski, M. (2024). Phytoremediation potential of different genotypes of *Salix alba* and *S. viminalis*. *Plants*, 13(5), 735. <https://doi.org/10.3390/plants13050735>

- Pajević, S., Borišev, M., Nikolić, N., Orlović, S., & Župunski, M. (2010). Biomass productivity and phytoremediation potential of *Salix alba* and *Salix viminalis*. *Ekologia – Bratislava*, 29(3), 243–256.
- Perennou, C., Gaget, E., Galewski, T., Geijzendorffer, I., & Guelmami, A. (2020). Evolution of wetlands in Mediterranean region. *Water resources in the Mediterranean Region*, 297–320.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Kühn, I., Wild, J., Arianoutsou, M., Bacher, S., Chiron, F., Didžiulis, V., Essl, F., Genovesi, P., Gherardi, F., Hejda, M., Kark, S., Lambdon, P. W., Desprez-Loustau, A.-L., Nentwig, W., Pergl, J., Poboljšaj, K., ... Vilà, M. (2012). *A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment*. *Global Change Biology*, 18(5), 1725–1737. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x>
- Pyšek, P., Richardson, D. M., Rejmánek, M., Webster, G., Williamson, M., & Kirschner, J. (2004). *Alien plants in checklists and floras : Towards better communication between taxonomists and ecologists*. *Taxon*, 53(1), 131–143. <https://doi.org/10.2307/4135498>
- Quezel, P., & Santa, S. (1962–1963). *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales* (2 vol.). CNRS.
- Ramade, F. (2012). *Éléments d'écologie ,écologie appliquée : action de l'homme sur la biosphère*. 7e édition, Dunod, Paris.
- Ramsar (2024). *Algeria – Country profile*. Convention on Wetlands. <https://www.ramsar.org/country-profile/algeria>
- Ramsar Convention on Wetlands (1971). *Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat*. Ramsar, Iran. Available at: <https://www.ramsar.org>
- Ramsar Convention on Wetlands (2013). *The Ramsar Convention Manual*. 6th edition, Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- Raunkiaer, C. (1934). *The life forms of plants and statistical plant geography*. Clarendon Press / Oxford University Press.
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6(2), 93–107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., et al. (2009). *L'analyse de l'eau*. 9e édition, Dunod, Paris.
- Scheffer, M., Hosper, S. H., Meijer, M. L., Moss, B., & Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution*, 8, 275–279.
- Scott, W. A., Adamson, J. K., Rollinson, J., & Parr, T. W. (2002). Monitoring of aquatic macrophytes for detection of long-term change in river systems. *Environmental Monitoring and Assessment*, 73(2), 131–153.
- Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*, 100(1-3), 179–196.
- Tela Botanica. (2024). *Réseau des botanistes francophones — eFlore*. <https://www.tela-botanica.org>

- Touchan, R., Anchukaitis, K. J., Meko, D. M., Sabir, M., Attalah, S., & Aloui, A. (2020). Spatiotemporal drought variability in northwestern Africa over the last nine centuries. *Climate Dynamics*, 55, 2693–2710. <https://doi.org/10.1007/s00382-020-05408-3>
- Tutin, T. G. (Ed.). (1964). *Flora Europaea: Alismataceae to Orchidaceae (Monocotyledones)*.
- Van der Maarel, E. (2005). Vegetation ecology—an overview. *Vegetation ecology*, 3, 1-51.
- Van Straalen, N. M. (1998). Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Applied Soil Ecology*, 9(1–3), 429–437.
- Vymazal, J. (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow : a review. *Hydrobiologia*, 674, 133–156.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems* (3rd ed.). gulf professional publishing Academic Press.
- World Flora Online Consortium. (2023). *World Flora Online*. Retrieved [date de consultation], from [World Flora Online](https://www.worldfloraonline.org/)

ANNEXE

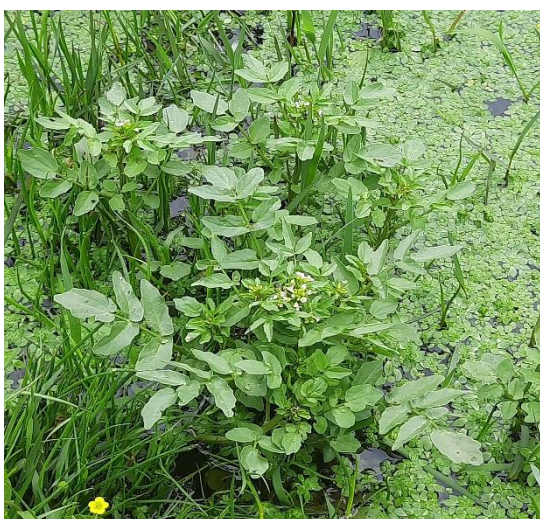
Annexe S1 : Photographies de quelques espèces végétales bioindicatrices de pollution identifiées au Lac Tonga



Alisma plantago-aquatica



Juncus acutus



Nasturtium officinale



Iris pseudacorus



Tamarix gallica



Mentha aquatica



Typha angustifolia



Schoenoplectus lacustris



Alnus glutinosa



Rubus ulmifolius