

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Amar TELIDJI Laghouat



Master 2- Ecologie Végétale

Contribution à l'étude, in vitro, de l'effet de deux plantes aquatiques (*Elodea nuttallii* et *Ceratophyllum demersum*) sur la croissance des cyanobactéries potentiellement toxiques

Préparé par :

- CHAICH Nassiha
- ALLAOUI Zahia

Membres de jury

- **Encadrant : ABDESSELAM Amira** MAA Université Amar Telidji-Laghouat
- **Président : SOUFI Ibtissem** MAA Université Amar Telidji-Laghouat
- **Examineur : BOUMEDDIENE M.A** MAA Université Amar Telidji-Laghouat

Remerciements

Tout d'abord nous remercions Dieu de nous avoir donné la volonté, le courage et la patience pour mener à bien ce modeste travail.

Nous voudrions exprimer nos profondes reconnaissances a notre encadreur **Mme. Abdesselam amira** qui a dirige notre travail ses conseils sa disponibilité et ses commentaires précieux nous ont permis de surmonter nos difficultés et de progresser dans nos études.

Nous voudrions également exprimer notre remerciement sincère à tous ceux qui nous ont aidés dans la réalisation de ce travail et tous mes membres de l'équipe biologie .

Nous remercions aussi tous nos amis et nos collègues et la promotion 2020 de L.M.D. et surtout l'option de sciences écologie végétal et environnement .

Allaoui zahia

Chaich nassiha



Dédicace

Je dédie ce mémoire

A mes parents pour leurs efforts, leur encouragement

Durant tout le parcours scolaire.

A mes sœurs : Bouchra, Hadjer, Fatima-zouhra

A mes frères : Riad, Moaad,

Au mari de ma sœur : Sami

A tout la famille

A Mme : Abdesselam amira

A toutes mes amies : Maria, Chaima

A mon binôme et mes meilleurs amis : zahia (zozo)

Nassiha



Dédicace

Je dédie ce mémoire

A mes parents pour leurs efforts, leur encouragement

Durant tout le parcours scolaire.

A mes frères : Mostapha, Nasreddin

À ma sœur: kawthar

A tout la famille

À mon mari : Hamza

A Mme : Abdesselam amira

A toutes mes amies : Khadija, Fatiha

A mon binôme et mes meilleurs amis : Nassiha

Zahia

SOMMAIRE

Dédicace	
Remerciement	
Résumé	I
Abstract	II
ملخص	III
Liste des abréviations	IV
Liste des figures	V
Liste des tableaux	VII
INTRODUCTION	1
<i>CHAPITRE 1 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE</i>	
I. Les Cyanobactéries.....	3
1.1. Généralités sur les Cyanobactéries.....	3
1.1.1. Description, morphologie générale et organisation cellulaire.....	3
1.1.2. Ultra structure des cyanobactéries.....	5
1.2. Reproduction chez les cyanobactéries.....	7
1.3. Classification générale des Cyanobactéries.....	7
1.4. Habitat et écologie.....	10
1.5. Facteurs de croissance des cyanobactéries.....	11
1.6. Métabolites secondaires toxiques des Cyanobactéries.....	12
1.6.1. Les hépatotoxines.....	12
1.6.2. Les neurotoxines.....	14
1.6.3. Les cytotoxines.....	15
1.6.4. Les dermatotoxines et les toxines irritantes.....	15
1.7. Facteurs influençant la production des cyanotoxines.....	16
1.7.1. Facteurs physicochimiques.....	16
1.7.2. Facteurs biologiques.....	18
1.8. Impact des Cyanobactéries toxiques et de leurs toxines.....	19
1.9. Lutte biologique contre les Cyanobactéries et leurs toxines.....	21
1.9.1. Les macrophytes.....	22
1.9.2. La Bio-manipulation.....	23
1.9.3. Les poissons herbivores.....	24
1.9.4. Les poissons herbivores.....	24
1.9.5. Les virus.....	24

1.9.6. Les bactéries.....	25
1.9.7. Les Algues.....	26
1.9.8. Les protozoaires.....	26
1.9.9. Les champignons.....	26
II-Les plantes utilisées dans l'étude.....	27
2.1. L'espèce <i>Elodea nuttallii</i>	27
2.1.1. Historique, origine de la plante et habitat.....	27
2.2.1. Description botanique de la plante.....	28
2.3. Position systématique.....	29
2.4. Importance d' <i>Elodea nuttallii</i>	29
2.2. L'espèce <i>Ceratophyllum demersum</i>	30
2.2.1. Historique, origine de la plante et habitat.....	30
2.2.2. Description botanique de la plante.....	32
2.2.3. Position systématique de <i>Ceratophyllum demersum</i>	33
2.2.4. Importance de <i>Ceratophyllum demersum</i>	33
CHAPITRE 2 : MATERIEL ET METHODES	
I. Présentation de la zone d'étude (Lac d'oiseau).....	35
1.1. Climatologie.....	36
1.2. Hydrologie.....	36
1.3. Caractéristiques écologiques.....	37
1.3.1. Flore remarquable.....	37
1.3.2. Faune remarquable.....	37
1.4. Matériel biologique.....	37
1.5. Matériel technique.....	38
1.6. Echantillonnage du bloom à cyanobactéries.....	39
1.6.1. Préparation du matériel.....	39
1.6.2. Enregistrement et étiquetage des échantillons.....	39
1.6.3. Choix de stations et le prélèvement.....	39
1.6.4. Transport et conservation de l'échantillon avant expérience.....	39
1.7. Identification des cyanobactéries.....	40
1.8. Préparation de l'expérience.....	40
1.8.1. Filtration des échantillons d'eau.....	40
1.8.2. Acclimatation des plantes.....	41
1.8.3. Protocole expérimentale.....	42
1.8.4. Dénombrement des cyanobactéries.....	42

1.8.5. Extraction et dosage de la chlorophylle-a	44
CHAPITRE 3 : RESULTATS ET DISCUSSION	
3.1. Résultats.....	47
3.1.1. Identification des cyanobactéries dans le bloom.....	47
3.1.2. Effet des deux plantes sur la croissance des cyanobactéries.....	48
3.1.3. Effet d' <i>Elodea nuttallii</i> sur la distribution des cyanobactéries.....	50
3.1.4. Effet de <i>Ceratophyllum demersum</i> sur la distribution des cyanobactéries	51
3.1.5. Effet des deux plantes sur la chlorophylle-a.....	52
3.2. Discussion.....	53
CONCLUSION.....	55
Référence bibliographique	

Résumé

L'allélopathie inhibitrice des plantes sur les algues nuisibles a beaucoup attiré l'attention récemment, c'est peu coûteux et écologiquement sûr, et de bons résultats ont été signalés. Nous avons étudié les effets inhibiteurs de croissance d'*Elodea nuttallii* et *Ceratophyllum demersum* sur les cyanobactéries potentiellement toxiques et ce, pendant 30 jours. Nous avons pris 3 répétitions pour chaque lot de plante et également pour le lot témoin. La densité des cyanobactéries ainsi que la chlorophylle-a ont été mesurées chaque semaine (j1, j7, j14, j21 et j30). Les résultats obtenus indiquent que les deux plantes exercent un effet inhibiteur important de la croissance des cyanobactéries J7 et sur la concentration de la chlorophylle-a quoique *Elodea nuttallii* a montré un effet inhibiteur plus important que celui de *Ceratophyllum demersum*. *Elodea nuttallii* agit également sur la distribution des espèces de cyanobactéries.

Mots clés : Cyanobactéries, potentiellement toxiques, *Elodea nuttallii*, *Ceratophyllum demersum*, inhibition, croissance.

Abstract

Inhibitory allelopathy of plants on harmful algae has received a lot of attention recently, it is low-cost and environmentally safe, and interesting results have been reported. This study is on the growth inhibitory effects of *Elodea nuttallii* and *Ceratophyllum demersum* on potentially toxic cyanobacteria for. Time exposition was 30 days. We used 3 replicates for each batch of plant and also for the control batch. The density of the cyanobacteria as well as the chlorophyll-a were measured every week (d1, d7, d14, d21 and d30). The results obtained indicate that the two plants have a significant inhibitory effect on the growth of cyanobacteria d7 and on the concentration of chlorophyll-a, although *Elodea nuttallii* showed a greater inhibitory effect than *Ceratophyllum demersum*. *Elodea nuttallii* also acts on the distribution of cyanobacteria species.

Key words: Cyanobacteria, potentially toxic, *Elodea nuttallii*, *Ceratophyllum demersum*, inhibition, growth

المخلص

لقد حظي مؤخرًا مجال تثبيط النباتات للطحالب الخضراء المزرقّة ذات القدرة السمية بالكثير من الاهتمام، وذلك لكونه غير مكلف وآمن على البيئة، وقد تم الحصول عن نتائج جيدة من خلال الدراسات السابقة. درسنا في هذا الموضوع التأثيرات المثبطة للنمو للنباتين المائيتين *Elodea nuttallii* و *Ceratophyllum demersum* على الطحالب الخضراء المزرقّة ذات القدرة السمية، لمدة 30 يومًا. أخذنا 3 تكررات لكل نبتة وأيضًا لمجموعة الشواهد. تم قياس كثافة الطحالب وكذلك الكلوروفيل-أ كل أسبوع (يوم 1 ، يوم 7 ، يوم 14 ، يوم 21 ويوم 30). تشير النتائج التي تم الحصول عليها إلى أن كلا النباتين لهما تأثير مثبت جد مرتفع على نمو الطحالب الزرقاء وذلك ابتداء من اليوم 7. وكذلك على تركيز الكلوروفيل-أ ، على الرغم من أن *Elodea nuttallii* أظهر تأثيرًا مثبتًا أكبر من تأثير *Ceratophyllum demersum*. تؤثر *Elodea nuttallii* أيضًا على توزيع أنواع البكتيريا الزرقاء الموجودة في العينة.

الكلمات المفتاحية: الطحالب الخضراء المزرقّة ، القدرة السمية ، *Elodea nuttallii* ، *Ceratophyllum demersum*، تثبيط ، نمو.

Liste des abréviations

ILEC : l'International Lake Environment Committee

HAB : harmful algal blooms

BMAA : β -N-Méthylamino-L-alanine

MC: microcystine

μ g : mico-gramme

MC-LR: microcystine – Leucine/Argénine

Liste des figures

N°	TITRE	PAGE
Figure 1	Les différences morphologiques des cyanobactéries	5
Figure 2	Ultra structure d'une cyanobactérie	7
Figure 3	Arbre phylogénétique basé sur 21 protéines conservées comprenant les plus récents changements dans la classification des cyanobactéries	9
Figure 4	Efflorescence de cyanobactéries au niveau du barrage Chafia	11
Figure 5	Structure chimique générale des microcystines	13
Figure 6	Structure chimique de la nodularine-R	13
Figure 7	Structures chimiques des neurotoxines : (A) anatoxine-a, (B) saxitoxine et (C) la La β -N-méthylamino-L-alanine	14
Figure 8	Structure chimique de la cylindrospermopsine	15
Figure 9	Structures chimiques des dermatotoxines: (A) lyngbyatoxine, (B) debromoaplysiatoxine et (C) aplysiatoxine	16
Figure 10	<i>Elodea nuttallii</i>	29
Figure 11	<i>Ceratophyllum demersum</i>	32
Figure 12	Le Lac des Oiseaux	36
Figure 13	<i>Typha angustifolia</i>	37
Figure 14	<i>Elodea nuttallii</i> (Abdesselam.,2020)	38
Figure 15	<i>Ceratophyllum demersum</i> (Abdesselam.,2020)	38
Figure 16	Dispositif de filtration	41
Figure 17	Acclimatation de <i>Elodea nuttallii</i>	41
Figure 18	Acclimatation de <i>Ceratophyllum demersum</i>	42
Figure 19	Les chambres de décantation	43
Figure 20	Microscope inversé pour le dénombrement	44
Figure 21	Photographie présentant la centrifugation des tubes	44
Figure 22	Photographies du spectrophotomètre	44
Figure 23	Photographie de genre <i>Microcystis</i>	47
Figure 24	Photographie de genre spiruline	47
Figure 25	Photographie de genre <i>Oscillatoria</i>	48

Figure 26	Effet des deux plantes <i>Elodea nuttallii</i> et <i>Ceratophyllum demersum</i> sur la croissance des cyanobactéries	48
Figure 27	Photographies comparant les différents lots au jour 1 et 30 de l'expérience	49
Figure 28	Comparaison de la distribution des genres de cyanobactéries dans le lot traité par <i>Elodea nuttallii</i> entre J1 et J30.	50
Figure 29	Comparaison de la distribution des genres de cyanobactéries dans le lot traité par <i>Ceratophyllum demersum</i> entre J1 et J30.	51
Figure 30	L'effet des deux plantes sur la chlorophylle-a.	52

Liste des tableaux

N°	TITRE	PAGE
1	DL50 des différentes microcystines par voie intra péritonéale	20
2	Quelques études relevant les effets des MCs sur les plantes aquatiques	21

INTRODUCTION

La qualité des eaux de surface est un enjeu majeur pour l'avenir de notre planète. Suite à l'activité anthropique et les rejets de phosphore et d'azote dans l'environnement, on assiste aujourd'hui au phénomène d'eutrophisation dans de nombreux écosystèmes aquatiques.

En effet, l'eutrophisation des eaux résulte d'un accroissement de la fertilisation de l'eau d'une étendue d'eau par un apport d'éléments nutritifs, qui favorisent la prolifération du phytoplancton et des plantes aquatiques. Peu à peu, ce processus accélère la sédimentation, l'étendue d'eau se rétrécit, se comble et finit par disparaître. Ce phénomène a été classé, en 1997 par l'International Lake Environment Committee (ILEC), au quatrième rang des six risques majeurs susceptibles d'affecter les lacs et les réservoirs de la planète (**Ramade, 2005**).

Les proliférations d'algues, en particulier les cyanobactéries, peuvent avoir un impact majeur sur le fonctionnement des écosystèmes. Elles conduisent tout d'abord à un déséquilibre dans les écosystèmes aquatiques via une perte de diversité dans la communauté phytoplanctonique qui est alors dominée par une ou un nombre restreint d'espèces. Cette perte de diversité peut modifier les réseaux trophiques et perturber le fonctionnement de l'ensemble de l'écosystème. Ils ont également des impacts sur les paramètres physico-chimiques de l'eau et notamment sur les concentrations en oxygène et sur le pH de l'eau, ainsi que sur la santé humaine et animale, autant lors de la consommation de l'eau que lors de loisirs aquatiques (**Jacquet et al., 2003**).

Cette action peut également par conséquence, entraîner une accumulation des cyanotoxines chez les animaux aquatiques et éventuellement, poser un risque élevé pour la santé humaine. L'élimination des cyanobactéries nocives blooms est une étape cruciale pour le maintien de l'approvisionnement en eau et pour la sécurité des produits aquatiques. Fondamentalement, il existe trois approches à court terme pour éliminer ou contrôler les efflorescences algales nuisibles (HAB): approches chimiques, approches physiques et les approches biologiques (**Anderson, 1997**).

Les méthodes physiques et chimiques présentent des avantages et en même temps des inconvénients lorsqu'elles sont appliquées à la lutte contre les cyanobactéries. Les méthodes chimiques peuvent éliminer efficacement et rapidement les algues. Cependant, certains produits chimiques algicides tels que le sulfate de cuivre (CuSO_4) et les herbicides peuvent provoquer une pollution secondaire des milieux aquatiques. De plus, les effets inhibiteurs de la plupart des produits chimiques algicides ne ciblent pas sélectivement les cyanobactéries nocives; ainsi, les algues non nocives ou les organismes utiles peuvent également être

INTRODUCTION

éliminés ou affectés négativement par l'application de ces produits chimiques (**Jan cula et Mar Sálek, 2011**).

Les méthodes physiques, telles que le mélange de l'eau du lac avec un compresseur d'air, l'altération des algues par ultrasons et des dispositifs de pression qui décomposent les vésicules de gaz bleu bactérien, sont également proposées pour contrôler la prolifération d'algues (**Visser et al., 2005**). Mais ces Traitements ont une faible efficacité et denses en énergie (**Gao et Xie, 2011**).

Compte tenu des inconvénients des méthodes chimiques et physiques, tous les yeux ont été attirés par la recherche de méthodes biologiques respectant de l'environnement et prometteuses pour contrôler les cyanobactéries toxiques. La lutte biologique par les plantes contre les cyanobactéries consiste à utiliser des extraits de plantes aquatiques ou un actif allélopathique. Ces substances semblables aux algicides ont montré un bon potentiel dans le contrôle des proliférations d'algues (**Xiaoxia et al., 2012**).

De telles limitations de la croissance du phytoplancton par les plantes aquatiques peuvent conférer un avantage à ces derniers quand ils se trouvent en compétition avec le phytoplancton pour l'exploitation des ressources lumineuses et nutritives disponibles in situ (**Gross et al., 2003 ; Gross et al., 2007**).

A cet effet, nous avons mené cette étude qui a pour objectif de mettre en évidence l'existence d'un effets allélopathiques de deux plantes aquatiques (*Ceratophyllum demersum* et *Elodea nuttallii*) sur un bloom à cyanobactéries potentiellement toxiques exposées aux mêmes conditions expérimentales.

Les hypothèses qui ont été émises pour cette étude sont :

- *Ceratophyllum demersum* inhibe la croissance des cyanobactéries exposées.
- *Elodea nuttallii* inhibe la croissance des cyanobactéries exposées.

En tenant en compte de l'objectif fixé précédemment, le manuscrit s'organise de la manière suivante :

Le premier chapitre est une synthèse bibliographique dans laquelle sont présentées des généralités sur les cyanobactéries ainsi que sur les plantes utilisées dans la lutte biologique contre les cyanobactéries. Dans le deuxième chapitre, nous décriront le site d'étude et les méthodes suivies dans la partie expérimentale. Le troisième et dernier chapitre décrira les résultats obtenus ainsi que leur discussion.

| SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I. Les Cyanobactéries

1.1. Généralités sur les Cyanobactéries

1.1.1. Description, morphologie générale et organisation cellulaire

Les cyanobactéries sont géologiquement les plus anciens organismes photosynthétiques connus (**Bourelly, 1970 ; Fay, 1992 et Valentine, 2004**). Elles sont apparues depuis 3,5 milliards d'années et ont joué un rôle prépondérant dans l'oxygénation de l'atmosphère terrestre et la production de la couche d'ozone (**Schopf 2002**). En effet, l'eau agit comme donneur d'électrons pendant la photosynthèse, ce qui entraîne la libération d'oxygène par les cyanobactéries (**Brain, 1992**).

Ils ont contribué à l'apparition des plantes vasculaires puisqu'elles sont à l'origine de l'incorporation des chloroplastes dans les cellules eucaryotes (**Delwiche et Palmer 1997**). Elles sont de type « algue » (ni tige, ni racine, ni feuille). Depuis leur reconnaissance au début du XIXe siècle en tant que groupe biologique, les cyanobactéries ont été traitées comme une classe ou une division d'algues, avec le nom commun d'algues bleu-vert ou de Cyanophytes. La plupart des cyanobactéries sont mobiles (**Murray, 1962**).

Les cyanobactéries sont présentes sur tous les continents et sont largement étudiées en écologie, en toxicologie, en taxinomie, ou encore en microbiologie (**Thomzeau, 2006**).

Ce sont des organismes procaryotes hétérotrophes caractérisés par la présence de chlorophylle et de pigments accessoires (phycocyanine, phycoérythrine, caroténoïdes). Les cyanobactéries peuvent en effet, effectuer la photosynthèse oxygénique et anoxygénique, mais sont aussi capables de respiration aérobie et de fermentation lorsque la lumière se fait trop faible dans le milieu. Certaines possèdent des vacuoles à gaz qui leur permettent de réguler leur position dans la colonne d'eau et de se maintenir à une profondeur où la température, la lumière et les éléments nutritifs sont favorables à leur développement (**Ganf et al., 1991; Schagerl et Donabaum., 2003; Colyer et al., 2005**).

Les cyanobactéries forment une classe à part au sein de l'embranchement des eubactéries (**Castenholz, 2001**). Les cyanobactéries possèdent des particularités propres aux organismes procaryotes qui sont la présence d'une paroi cellulaire caractéristique de celle des bactéries Gram-, l'absence de noyau, de plaste et de mitochondrie, et la présence de peptidoglycane. Cependant, les observations par microscope électronique montrent que les cyanobactéries présentent les caractéristiques des deux groupes de bactéries au même temps (bactéries à Gram négatif et Gram positif) (**Stewart et al., 2006**).

CHAPITRE 1 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

Les cyanobactéries présentent la plus grande diversité morphologique chez les organismes procaryotes de formes et de tailles bien que leur classification taxonomique est essentiellement basée sur des caractères morphologiques, avec certains caractères moléculaires et écologiques (**Komarek, 2006**).

Selon la taxonomie classique, les cyanobactéries forment un taxon monophylétique qui peut être divisé en 5 groupes (Fig. 1) comprenant environ 150 genres et approximativement 2000 espèces (**Castenholz, 2001**). La diversité morphologique au sein du groupe et la facilité avec laquelle les formes plus grandes peuvent être vues au microscope optique. Scepticisme concernant cette approche taxonomique a conduit à proposer que les organismes soient classés selon les principes du Code bactériologique plutôt que le Code botanique (**Stanier et al., 1978**).

- ✓ Les deux premiers groupes, comprenant Les cyanobactéries unicellulaires vivant seules ou en colonies peuvent présenter des formes de type sphérique, cylindrique ou encore ovoïde. (formant le picoplancton, dont la taille est inférieure à 2-3 μm) comme *Synechococcus* sp. (**Bernard, 2014**).
- ✓ Les groupes III, IV, et V sont constitués des cyanobactéries filamenteuses. Ils sont multicellulaires et peuvent sécréter une enveloppe externe composée de polysaccharides qui leur confère une grande résistance à la dessiccation (**Knowles & Castenholz, 2008**) et de plus grandes tailles comme *Lyngbyamajuscula* organisée en trichomes (sans gaine) ou en filaments (avec gaine). Certains groupes ont des cellules spécialisées comme par exemple les hétérocytes (lieu de fixation de l'azote atmosphérique N_2) fournit un avantage compétitif lorsque les niveaux d'azote combiné sont faibles. Et les akinètes qui sont considérées comme des spores pouvant germer lorsque les conditions deviennent favorables à la croissance du filament. Toutefois, il est important de noter que les cyanobactéries ne possédant pas d'hétérocytes, sont aussi capables de fixer l'azote.
- ✓ Les cyanobactéries formant des filaments simples non ramifiés et sans cellules spécialisées forment le groupe III alors que les espèces incluses dans les groupes IV et V possèdent des cellules spécialisées (hétérocystes et akinètes) (Fig. 1). Ces deux groupes sont différenciés du groupe V par la présence de vraies ramifications alors que les espèces du groupe IV n'ont que des fausses ramifications (Fig. 1) (**Castenholz 2001**).

Ces différents types de cellules avec divers motifs de ramification sont morphologiquement les procaryotes les plus complexes connus. La majorité des cyanobactéries partagent certaines caractéristiques telles que la présence des carboxysomes et, dans certaines conditions environnementales, des polyphosphates. Dans l'ensemble, il existe des différences ultrastructurales considérables et une gamme relativement large d'inclusions cellulaires (Jensen, 1985).

Figure.1 : Les différences morphologiques des cyanobactéries (Castenholz, 2001).

1.1.2. Ultra structure des cyanobactéries

SILVANO a montré en 2005, que les cyanobactéries sont dépourvues de membrane



nucléaire, de mitochondries, de réticulum endoplasmique et de flagelle et l'étude d'une cyanobactérie au microscope électronique à transmission donne la structure cellulaire suivante :

- ✓ La paroi cellulaire comprend quatre assises appelées L1, L2, L3, L4 de l'intérieur vers l'extérieur de la cellule à partir de la membrane plasmique. La couche L2 est une composée de muréine (peptidoglycane) et L4 est une membrane semblable à la membrane plasmique, similitude avec la paroi d'une bactérie Gram à coloration de Gram négative. Les deux assises les plus internes, L1 et L2, sont les mêmes chez toutes les algues bleues.
- ✓ Le protoplasme central ou centroplasme contient des fibrilles d'ADN qui ne sont pas associées à des protéines basiques (les histones). Ce centroplasme est aussi appelé nucléoplasme.
- ✓ Le protoplasme périphérique ou chromatoplasme est composé de thylacoïdes (lamelles photosynthétiques) associés à des phycobilisomes (contenant les phycobiliprotéines) et à des granules de glycogène.

CHAPITRE 1 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

- ✓ Une vacuole gazeuse est composée de vésicules gazeuses ou de tubes cylindriques creux à bouts coniques. Elle permet à l'algue bleue de flotter et elle peut se rencontrer dans le cytoplasme de toutes les cyanobactéries à l'exception des espèces de la famille des Chamaesiphonacées, algues bleues exclusivement benthiques. La membrane délimitant ces vacuoles gazeuses est assez rigide et n'est pas de nature lipoprotéique : elle n'est constituée que de protéines disposées en spirale autour de la vésicule. Elle est imperméable à l'eau et perméable aux gaz. Son contenu est gazeux à la pression d'une atmosphère et doit rester toujours en équilibre avec le milieu environnant.
- ✓ Les ribosomes 70S sont dispersés à travers la cellule mais sont surtout abondants dans la région centrale autour du nucléoplasme.
- ✓ La gaine est située à l'extérieur de la paroi. Elle est fibrillaire. Son rôle est de protéger les cellules de la dessiccation mais aussi de favoriser la mobilité des trichomes par glissement à l'intérieur de la gaine.
- ✓ Les fimbriae ou pili traversent les parois des algues bleues. Les fimbriae sont probablement impliqués dans les interactions procaryotes-eucaryotes telles que les symbioses.
- ✓ Les granules de cyanophycine sont des inclusions de grande taille composées de protéines stockées sous forme de polypeptides, contenant généralement de l'acide aspartique et de l'arginine sous forme de L-acide aspartique.
- ✓ Les carboxysomes sont des corps polyédriques placés au centre de la cellule. Ils contiennent l'enzyme fixant le CO₂, c'est-à-dire la rubisco 1,5 diphosphate carboxylase/oxygénase. La photosynthèse des cyanobactéries est semblable à celle des plantes supérieures.
- ✓ Les polyphosphates (granules de volutine) sont sphériques et semblables aux corps lipidiques des cellules eucaryotes en microscopie électronique. Ils stockent les phosphates et sont absents chez les cellules jeunes en pleine croissance ou chez les cellules croissant dans un milieu pauvre en phosphates. Par contre, ces granules de polyphosphates sont abondants dans les cellules âgées.
- ✓ Les grains de glycogène (granules de polyglycane) sont placés entre les thylakoïdes dans les cellules en pleine activité photosynthétique puisqu'ils sont le résultat de la photosynthèse.
- ✓ Les globules lipidiques sont des granules sphériques ou allongés à membrane simple dont le contenu est constitué d'acides gras, de stérols et d'alcools triterpéniques.

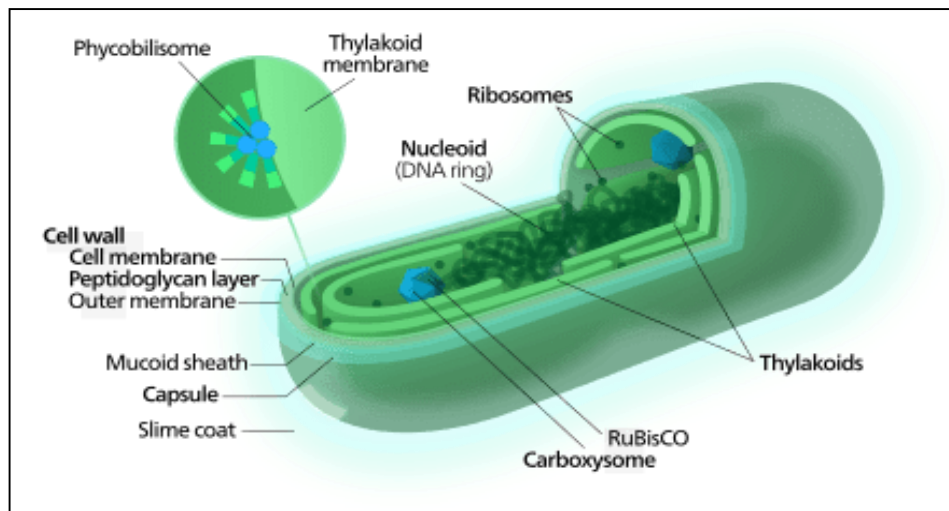


Figure.2 : Ultrastructure d'une cyanobactérie
(<https://www.biologyonline.com/dictionary/cyanobacteria>).

1.2. Reproduction chez les cyanobactéries

La multiplication des cyanobactéries diffère selon les espèces, les conditions environnementales et les temps de dédoublement des populations. Elle est végétative, ou asexuée, et s'effectue par division binaire d'une cellule mère en deux cellules filles, par bourgeonnement ou par divisions multiples. Chez les formes unicellulaires la division successive de la cellule mère libère des nanocytes ou baeocytes. Ainsi, les formes filamenteuses se dispersent par fragmentation au niveau des nécridies (cellules dégénérées) libérant de courts trichomes ou filaments (les hormogonies) (**Bourrelly, 1985 ; Castenholz et Waterbury, 1989 ; Chorus et Bartram, 1999**).

1.3. Classification générale des Cyanobactéries

A ce jour, la classification de ces organismes dépend à la fois du Code International de Nomenclature Botanique (**ICBN, Greuter et al., 2000**) et du Code International de Nomenclature des Bactéries (**ICNB, Lapage et al., 1992**).

Les cyanobactéries (cyanoprocaryotes) sont un groupe particulièrement difficile à classer. Ils sont sans doute l'un des groupes d'organismes les plus anciens sur terre, avec quelques fossiles des représentants dont la morphologie est très similaire à celle des espèces actuelles (**Schopf 1974 ; Knoll, 2008**). L'ensemble de la classification des cyanobactéries (espèces, genres, familles, ordres) a subi une vaste restructuration et révision ces dernières

CHAPITRE 1 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

années avec l'avènement d'analyses phylogénétiques basées sur les données de séquences moléculaires (Schopf 1974 ; Knoll, 2008).

Dans les années 2000, plus de 50 genres de Cyanobactéries ont été décrits. En 2013, 16 autres nouveaux ont été proposés. A ceci s'ajoute de nombreuses propositions de réorganisations taxonomiques (Otsuka et al., 2001 ; Komárek et al., 2013 ; 2014). Dernièrement, Komárek et al. (2014) ont proposé une classification des cyanobactéries organisée en huit ordres. Cette dernière classification repose sur une approche polyphasique faisant appel à des informations moléculaires, biochimiques et microscopiques. Par ailleurs, cette classification constitue une continuité des recherches du 19^{ème}, 20^{ème} et 21^{ème} siècles et n'écarte pas la classification morphologique (Fig.3).

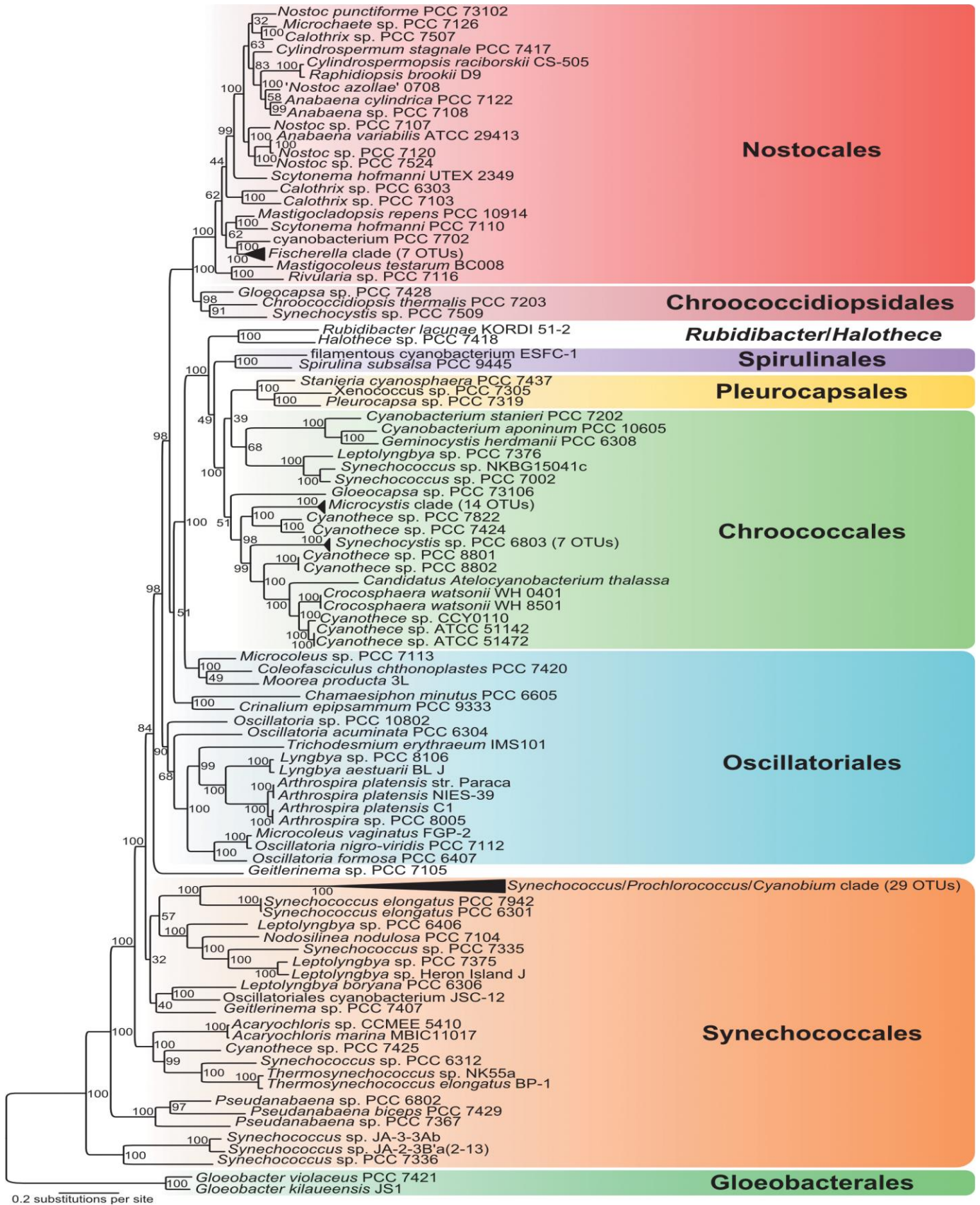


Figure 3 : Arbre phylogénétique basé sur 21 protéines conservées comprenant les plus récents changements dans la classification des cyanobactéries (Komárek et al., 2014).

1.4. Habitat et écologie

Les cyanobactéries ont une distribution géographique et écologique très vaste à travers le globe terrestre. On rencontre les cyanobactéries dans tous les milieux, même les plus extrêmes. En eau douce (principalement dans les lacs), sur les littoraux, dans les mers, dans l'air, sur les sols humides et même dans les roches (**Reviere, 2003**). Et même et dans les sources chaudes en dessous de 72 ° C comme *Mastocladus laminosus* ou *Phormidium laminosum*. D'autres ont été retrouvées sur des surfaces rocheuses de régions désertiques (**Yeager et al., 2007**). Contrairement, d'autres espèces se retrouvent dans certains lacs des régions polaires, à de très basses températures notamment en Antarctique (**Taton, 2003; Jungblut, 2005**). Certaines cyanobactéries, du genre *Nostoc* en général, sont impliquées dans des symbioses avec une grande variété d'organismes: des champignons (formation des lichens), des plantes (Ex. Avec la famille des Bryophytes), des éponges, ou encore des protistes (**Adams et Duggan, 2008**). Les cyanobactéries fournissent à leurs hôtes de l'azote et des carbones installés (provenant respectivement du N₂ et du CO₂) (**Adams et Duggan, 2008; Lee, 2008**). Selon **Chorus et Bartram (1999)**, les cyanobactéries sont des organismes «éco stratégiques» pouvant adopter plusieurs comportements qui conduisent à dominer les peuplements algaux. Certaines espèces de cyanobactéries appartenant aux genres *Aphanizomenon*, *Nodularia* et *Nostoc* peuvent profiter d'une limitation de la disponibilité en azote sous forme directement assimilable (NO₃⁻ ou NH₄⁺) pour dominer les espèces non fixatrices d'azote (**Amrani, 2015**).

Leur multiplication massive conduit à la formation de « blooms » appelés aussi fleurs d'eau ou encore efflorescences cyanobactériennes (Fig. 3) (**Bernard, 2014**). Ces fleurs d'eau se connaissent comme étant des écumes ou une coloration à la surface des plans d'eau. Ces proliférations cyanobactériennes peuvent être nocives, en particulier celles prédominées par un genre de cyanobactéries toxiques. Il peut donc s'engendrer un impact majeur sur le fonctionnement des écosystèmes aquatiques et par conséquent, sur la santé humaine et animale, autant lors de la consommation de l'eau que lors de loisirs aquatiques (**Silvano, 2005**). Parmi les cyanobactéries, seuls quelques genres forment principalement les efflorescences dans les plans d'eau ou les cours d'eau, en milieu temperé. Parmi eux, sont répertoriés les genres : *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum* (*Anabaena*), *Microcystis*, *Nodularia*, *Planktothrix* en milieu planctonique, et *Phormidium*/*Lynngbya* en milieu benthique (**Sivonen et al., 1999**). Ces genres présentent des caractéristiques écologiques qui

leur sont propres et ne se retrouvent pas dans le même type de milieu et/ou à la même période de l'année.



Figure.4 : Efflorescence de cyanobactéries au niveau du barrage Chefia (**Abdesselam, 2012**)

1.5. Facteurs de croissance des cyanobactéries

Parmi les facteurs spécifiques au développement des Cyanobactéries :

- ✓ L'humidité et la lumière sont des facteurs biologiques majeurs pour atteindre un développement maximal dans l'environnement aquatique. Les cyanobactéries doivent faire face à des conditions lumineuses très changeantes en quantité et en qualité qui dépendent de la latitude, du cycle diurne, des saisons, et de la climatologie (**Smith, 1982**).
- ✓ La température favorable pour la croissance des cyanobactéries comprise entre 15 et 30°C. (**Silvano, 2005**) ce qui n'empêche pas certaines espèces de croître à des températures faibles de l'ordre de 10°C (**Chevaliers et al., 2001**).
- ✓ Le phosphore est un élément essentiel à la croissance et au développement des plantes, particulièrement dans les milieux aquatiques. Il est identifié comme étant le facteur limitant la croissance des cyanobactéries en eau douce alors que de l'azote est facultative (**Chevaliers et al. 2001**). Les efflorescences de cyanobactéries sont liées à de fortes concentrations ponctuelles en phosphore et en azote.
- ✓ Leur croissance est provoquée par la dégradation de la qualité de l'eau traduite par une eutrophisation du lac (**Nakache et al., 2001**).

- ✓ L'environnement végétal, qui est une source potentielle à développement des Cyanobactéries (**Barberousse, 2006**).
- ✓ **Valentine** en **2004**, a mentionné que les Cyanobactéries sont capables de croître à des PH élevés compris entre 9 et 11 et à des concentrations faibles en carbone.

1.6. Métabolites secondaires toxiques des Cyanobactéries

Les métabolites secondaires désignent les composés qui sont non utilisés par l'organisme pour son métabolisme primaire comme la division cellulaire ou le métabolisme (photosynthèse, respiration et la synthèse de macromolécules). Chez les cyanobactéries, ce sont des toxines appelées cyanotoxines. Elles agissent comme des hormones, des antibiotiques, des allélochimiques et des toxines. Elles ont un effet nocif sur d'autres tissus, cellules ou organismes (**Carmichael, 1992**). En effet, soixante-huit espèces (comprises dans 46 genres) de cyanobactéries produisent des toxines, qui peuvent affecter le foie, le système nerveux ou irriter les muqueuses (**De Boutray et al., 2017**). Les floraisons toxiques de cyanobactéries planctoniques telles qu'*Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Microcystis* et *Cylindrospermopsis* sont très étudiées en raison du risque lié à la contamination de l'eau potable (**Chorus et Bartram, 1999**).

1.6.1. Les hépatotoxines

Les hépatotoxines regroupent les *microcystines*, les *nodularines*, la *cylindrospermopsine* et les saxitoxines. Elles sont les plus impliquées dans les cas d'intoxication. Ils sont pour la plupart des peptides cycliques (**Amrani, 2015**).

Les microcystines, provenant majoritairement de cyanobactéries planctoniques ont été caractérisées à partir des genres *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Microcystis*, *Nostoc* et *Planktothrix*, tandis que les nodularines ont été caractérisées à partir de *Nodularia spumigena* (**Sivonen & Jones, 1999**). Les cylindrospermines sont des alcaloïdes cytotoxiques produits par *Cylindrospermopsis raciborskii*, mais aussi par des cyanobactéries du genre *Aphanizomenon* et *Anabaena* (**Preußle et al., 2006**).

Les microcystines (Fig.4), sont principalement hépatotoxiques car elles utilisent un support tel que le support d'acide biliaire des cellules hépatiques pour passer à travers la membrane cellulaire (**Carmichael, 1992**). Dans les hépatocytes, les microcystines inhibent l'action des protéines, le phosphatase 1 et 2A (PP1 et PP2A) et activent le phospholipase A2 et cyclooxygénase (**Eriksson et al., 1992**). L'inhibition des phosphatases provoque une

hyperphosphorylation des protéines du cytosquelette, dont la conséquence est la rupture des filaments intermédiaires de la cellule cytosquelette (Watanabe et al., 1996).

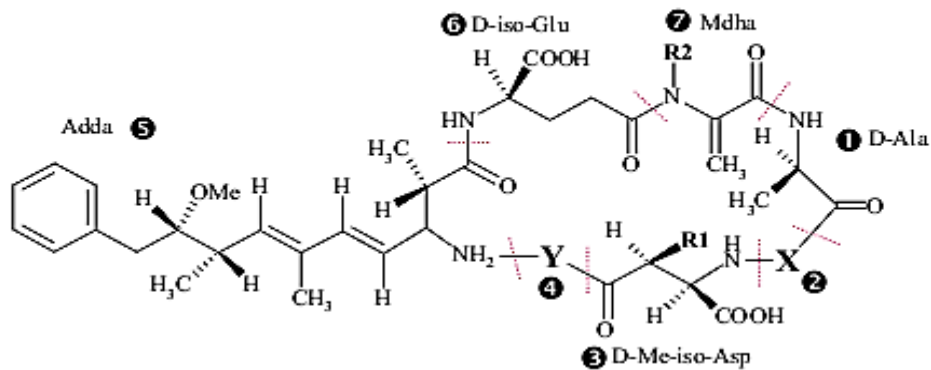


Figure.5: Structure chimique générale des microcystines (Carmichael, 1997)

Les nodulaires (Fig.6), sont des heptapeptides cycliques présentant des analogies de structure avec les microcystines, dont le groupement Adda. Huit variants ont été décrits à ce jour. Elles ont été identifiées au sein du genre *Nodularia* (Sivonen et al., 1999). Par leur mécanisme de toxicité, les effets des nodulaires sont équivalents à ceux des microcystines (Mazur et al., 2006). Lehtonen et al., (2003) ont montré récemment dans des essais pilotes sur la palourde des effets neurotoxiques de la nodularine-R manifestés par l'altération de l'activité de l'acétylcholinestérase.

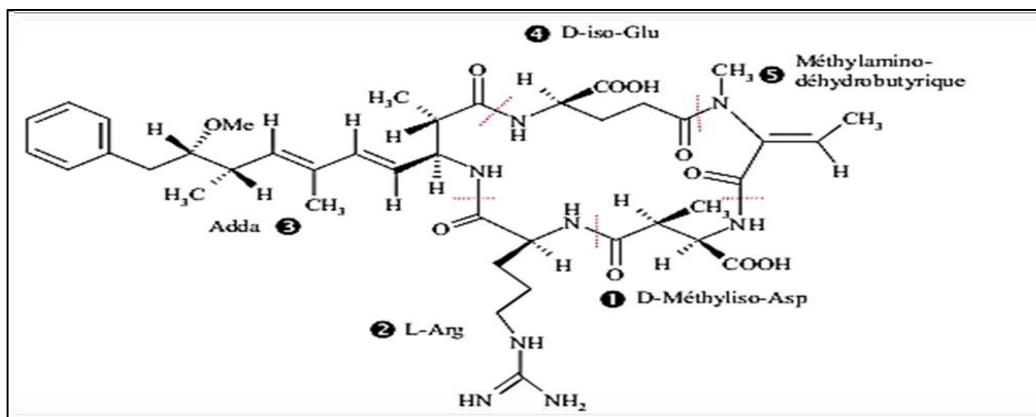


Figure.6 : Structure chimique de la nodularine-R (Carmichael, 1997)

La cylindrospermopsine et ses dérivés, La cylindrospermopsine est un alcaloïde atypique de 415 Da présentant une unité guanidine cyclique. Elle a été caractérisée chez *Cylindrospermopsis raciborskii* (Van, 2007) mais un nombre croissant de taxons sont décrits comme synthétisant la cylindrospermopsine ou ses dérivés.

Il existe deux variantes de cette toxine la 7-epi cylindrospermopsine et la desoxycylindrospermopsine. La cylindrospermopsine présente une toxicité non spécifique via l'inhibition de la synthèse protéique.

1.6.2. Les neurotoxines

Les neurotoxines de cyanobactéries se regroupent en deux familles principales : les anatoxines et les saxitoxines. Récemment la BMAA (β -N-méthylamino-L-alanine), un nouveau métabolite à effet neurotoxique a également été décrit (Coxet *al.*, 2005). Elles ciblent la jonction neuromusculaire. Elles sont essentiellement produites par les genres planctoniques *Anabaena* et *Aphanizomenon*, mais également par le genre benthique *Phormidium* (Amrani, 2015).

Les anatoxines sont des alcaloïdes de faible poids moléculaire, spécifiques des cyanobactéries (Van et *al.*, 2007). L'anatoxine-a fut isolée pour la première fois à partir de la cyanobactérie

Anabaena flos-aquae, puis d'autres espèces d'*Anabaena* mais également d'autres genres tels que *Planktothrix*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis* et plus rarement *Microcystis* (van Apeldoorn et *al.*, 2007).

Les saxitoxines sont composées de la saxitoxine, de la neosaxitoxine et de leurs dérivés. Les saxitoxines constituent une famille très diverse de toxines communément appelées toxines paralysantes, et sont responsables du syndrome IPFM (intoxication paralysante par fruits de mer). Ces toxines ont été décrites pour la première fois chez les dinoflagellés marins, mais on les retrouve chez un nombre croissant de cyanobactéries d'eau douce appartenant aux genres *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum* (anc. *Anabaena*), *Lyngbya* et *Phormidium* (Bernard, 2014).

La β -N-méthylamino-L-alanine (BMAA) C'est une molécule de type acide aminé. Elle provoque une excitation des neurones et serait à l'origine de maladies neurodégénératives (Spencer et *al.*, 1987). Cox et *al.*, (2005) ont détecté la BMAA chez 95% des genres et 97% des souches de cyanobactéries étudiées provenant de diverses régions du monde.

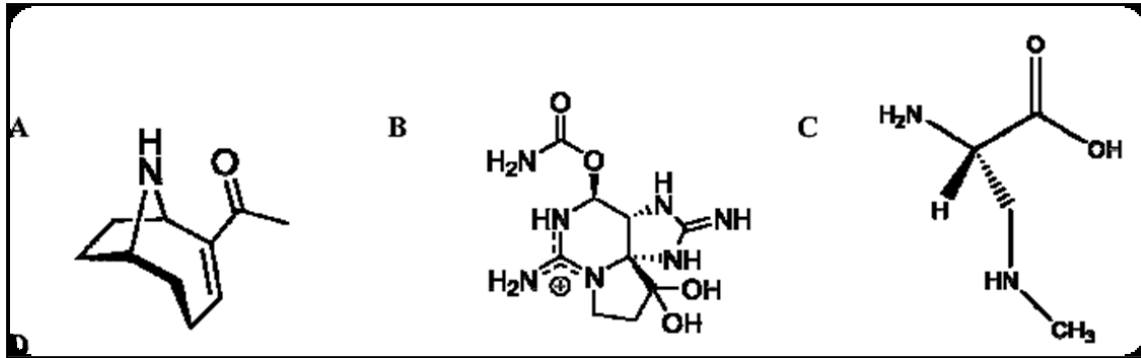


Figure.7 : Structures chimiques des neurotoxines : (A) anatoxine-a, (B) saxitoxine et (C) la β -N-méthylamino-L-alanine (Carmichael, 1997)

1.6.3. Les cytotoxines

Les cytotoxines sont nombreuses et possèdent une importance pharmaceutique non négligeable en raison de leurs propriétés anti-tumorales (Nagarajan *et al.*, 2012). Ils sont hautement toxiques soit par voie orale ou par injection telle que la cylindrospermopsine (Falconer, 1999). Elles sont également génotoxiques et peuvent provoquer une perte de chromosomes et de brins d'ADN (Humpage *et al.*, 2000; Shen *et al.*, 2002). La cylindrospermopsine bloque la synthèse des protéines (Hawkins *et al.*, 1985, 1997; Chorus *et al.*, 2000) et provoque un empoisonnement au niveau des reins, du foie ainsi que des dommages dans la rate, les intestins, le cœur et le thymus (Chorus *et al.*, 2000 ; Codd, 2000).

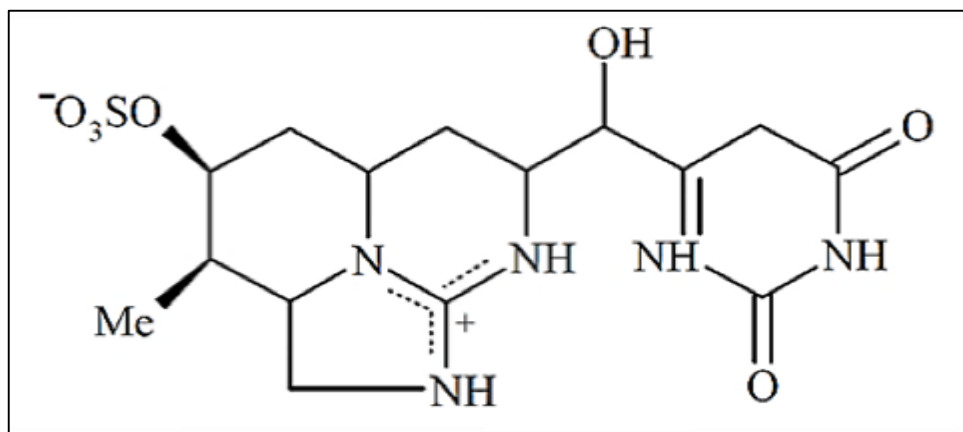


Figure.8 : Structure chimique du la cylindrospermopsine (Ohtani *et al.*, 1992).

1.6.4. Les dermatotoxines et les toxines irritantes

Les symptômes dermato-toxiques liés à la présence de cyanobactéries ont principalement été décrits en milieu marin et semblent peu fréquents en eau douce. Un certain nombre d'alcaloïdes ont été isolés de cyanobactéries marines et sont suspects d'être à l'origine de dermatites. Il s'agit de la lyngbyatoxine (Figure 9a), la débromoaplysiatoxine (Figure 9b) et les aplysiatoxines (Figure 9c), ces deux dernières sont

également suspectes d'être promotrices de tumeur et activateurs de la protéine kinase (Bernard,2014).

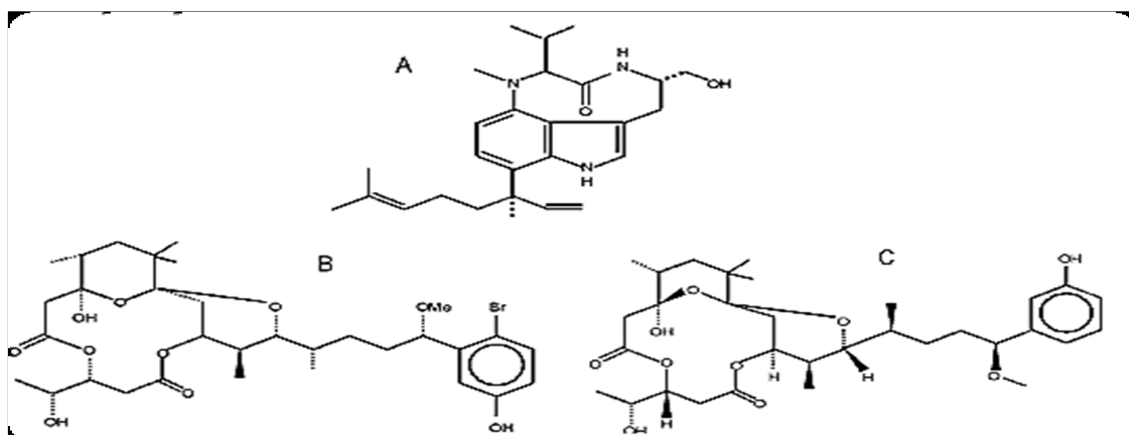


Figure.9 : Structures chimiques des dermatotoxines: (A) lynchbyatoxine, (B) debromoaplysiatoxine et (C) aplysiatoxine (Briand, 2008).

1.7. Facteurs influençant la production des cyanotoxines

La production et la libération des cyanotoxines sont influencées par un ensemble de facteurs. Deux hypothèses sont actuellement émises pour justifier la production de ces toxines. Dans la première, les toxines sont des métabolites secondaires des cyanobactéries, dont la production, régulée au niveau cellulaire, est une réponse au stress.

La seconde hypothèse émergente est que les toxines sont des métabolites primaires, dont l'expression est constitutive. Le taux de production des toxines par cellule serait proportionnel au taux de croissance des cyanobactéries. » (ASSAF, 2006)

Parmi les facteurs qui influencent la production des cyanotoxines on peut citer :

1.7.1. Facteurs physicochimiques

Différents facteurs physicochimiques ont des effets sur la synthèse et la libération des cyanotoxines. Ces facteurs sont : phosphore, azote, fer, pH, température et luminosité.

a- Le phosphore

Le phosphore est un facteur important à considérer pour la synthèse des cyanotoxines. Le phosphore est le principal élément limitant en milieu naturel (Van Coillie et Van Coillie, 2011). En conséquence, plus la quantité de phosphore est importante dans le milieu, plus la croissance des cyanobactéries est importante et donc plus de toxines sont synthétisées.

« En effet, une étude de Oh et al. (2000) suggère que le taux de production de MC par *Microcystis aeruginosa* est déterminé par le taux de croissance de la cellule, qui est à son tour déterminé par la concentration de phosphore dans l'environnement. » (Lavoie et al., 2007).

CHAPITRE 1 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

Selon **Sivonen et Jones (1999)**, une augmentation de la quantité de MCs (synthétisée par *Anabaenasp.*, *Microcystis aeruginosa* et *Oscillatoria agardhii*), d'ATX-a (synthétisée par *Aphanizomenonsp.*) et de NOD (synthétisée par *Nodularia spumigena*) est observée lorsque le phosphore est présent en quantité plus importante dans le milieu.

b- L'azote

Le contenu cellulaire en microcystine serait plus fortement corrélé à la quantité d'azote total que de phosphore total. Une augmentation d'azote entraîne une augmentation de la concentration en microcystine ainsi qu'une augmentation du nombre de cyanobactéries toxiques (**Lavoie et al., 2007**). L'effet de l'azote sur la synthèse des cyanotoxines diffère selon qu'il s'agisse de souches de cyanobactéries fixatrices d'azote ou de souches non fixatrices d'azote. Les souches 19 d'*Anabaenasp.*, d'*Aphanizomenonsp.* et de *Nodulariasp.* Fixatrices de l'azote atmosphérique montrent des niveaux de MC, ATX-a et NOD intracellulaires plus élevées lorsqu'elles sont dans des milieux de culture sans azote (**Pattanaik et al., 2010; Rapala et al., 1997**). Au contraire, les souches d'*Oscillatoriasp.* et de *Microcystis sp.* non fixatrices d'azote produisent des toxines en quantité plus importante lorsque le niveau d'azote est élevé dans le milieu (**Sivonen, 1990**).

c- le fer

Pour ce qui est du fer, les auteurs présentent également de résultats contradictoires (**Lavoie et al., 2007**). Les travaux d'**Utkilen et Gjørlme (1995)** montrent un rôle positif du fer sur la synthèse de la MC chez les souches *Microcystis aeruginosa*. Les études menées par **Lyck et al. (1996)** et **Lukac and Aegerter (1993)** montrent aussi que des quantités de MCs sont plus importantes lorsque *Microcystis aeruginosa* est en présence de fer en concentration élevée.

Contrairement, les résultats des travaux d'**Amé et al. (2003)** indiquent une baisse des quantités des MCs lorsqu'il y a une hausse de la concentration en fer dans le milieu.

d- Le pH

Les études scientifiques concernant l'influence du pH des milieux sur la production des cyanotoxines sont très peu nombreuses et ne permettent pas de conclure sur l'effet du pH. La production de MC par *Microcystis aeruginosa* est plus importante à des pH élevés ou faibles (**Van der Westhuizen et Eloff, 1983**). Par contre, les travaux de **Jaiswal et al. (2007)** soutiennent que le pH n'a pas d'effet significatif sur la synthèse de toxines par cette espèce.

e- La température

Les différentes souches et espèces de cyanobactéries n'ont pas toutes les mêmes températures optimales de croissance (**Mélanie, 2012**). La température optimale de

production de toxines s'étend de 15 à 25 °C, selon les espèces. Par exemple aux températures inférieures à 25°C, *Anabaena sp.* produit de la MC-LR plutôt que de la MC-RR, qui est préférentiellement produite à des températures élevées. (Lavoie et al., 2007 ; Msagati et al., 2006).

Par ailleurs, les températures basses et même celles près du point de congélation ne tuent pas les cyanobactéries. Elles ont capable de former des akinètes, cellules à parois épaisses contenant des réserves, qui leur permettent de survivre dans les conditions défavorables. Au retour de condition optimale, elles peuvent croître rapidement dans le milieu et synthétiser à nouveau des cyanotoxines. (Mélanie, 2012).

f- L'intensité lumineuse

Plusieurs études indiquent que les concentrations les plus faibles en toxines sont observées sous de faibles intensités lumineuses (2-21 $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \text{ s}$). Des concentrations plus élevées de toxines est trouvée sous des conditions lumineuses plus élevée (20-142 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$) (Rapala et Sivonen, 1998; Lehtimäki et al., 1994; Rapala et al., 1993; Van der Westhuizen et Eloff, 1985). Une augmentation de l'intensité lumineuse peut également induire des changements dans la composition des microcystines. Ainsi il a été démontré que la variante la plus toxique (MC-LR) était produite en plus grande quantité par *Planktothrix agardhii* sous de fortes intensités lumineuses. Ces résultats pourraient être expliqués par le fait que la lumière contrôle la transcription du gène *mcy*, responsable de la production de toxines (Lavoie et al., 2007 ; Msagati et al., 2006).

1.7.2. Facteurs biologiques

a- Phase de croissance cellulaire

L'âge de la culture des cyanobactéries a un effet sur la quantité de toxines produites. La synthèse des MCs atteint son maximum pendant la phase logarithmique de croissance des cyanobactéries et diminuerait à la fin de celle-ci (Sivonen, 1996). De plus, La majorité des études explique que les cyanobactéries synthétisent le maximum de toxines lorsqu'elles sont dans leurs conditions optimales de croissance (Kaebernick et Neilan, 2001). Les résultats de Long et al. (2001) expliquent aussi que le contenu en MCs de *Microcystis aeruginosa* peut être prédit par le taux de croissance. En effet, les cellules de petites tailles, c'est-à-dire qui croissent rapidement, ont des concentrations de MCs plus élevées.

b- Présence de compétiteurs et de prédateurs

Il a été observé une augmentation de la production de microcystine par *Microcystis sp.* lors d'une exposition directe au zooplancton. (Lavoie et al., 2007). Ceci mène à une hypothèse, à savoir que les toxines sont synthétisées comme mécanisme de défense.

c- Les Facteurs génétiques

La variation de la quantité de MC synthétisée résulte de changements au niveau de la transcription des gènes qui codent pour cette toxine et subséquemment au niveau du nombre de copies d'ARNm. Le groupe de gènes qui code pour la MC est mcy ABCDEFGHIJ (Tillet et al., 2001; Nishizawa et al., 1999). Kaebernick et al. (2000) ont étudié l'effet de la lumière sur la transcription des gènes mcyB et mcyD. Leurs travaux montrent que le nombre de transcriptions augmente sous des intensités lumineuses élevées et sous la lumière rouge tandis que la lumière bleue cause une diminution des transcriptions de ces gènes. Tonk et al. (2005) ont observé que l'intensité de la lumière influence sur la synthèse de diverses variantes de MCs. Par exemple, lorsqu'elle est exposée à une forte intensité lumineuse, l'espèce *Planktothrix agardhii* synthétise des variantes plus toxiques de MCs.

1.8. Impact des Cyanobactéries toxiques et de leurs toxines

La présence de microcystines dans les plans d'eau a conduit aux décès d'animaux sauvages et domestiques dans le monde (Sivonen et Jones, 1999), et les toxines ont également été associées avec des épisodes de maladie humaine (Kuiper-Goodman et al., 1999). Les êtres humains sont les plus susceptibles d'être exposés à des microcystines par la consommation de boissons contaminées l'eau ou des activités récréatives telles que la natation (Kuiper-Goodman et al., 1999). Cependant, l'incident le plus grave d'intoxication humaine s'est produite en 1996, lorsque la mort de plus de 50 patients dans une clinique d'hémodialyse au Brésil ont été attribuées aux *microcystines*, qui ont ensuite été identifiées dans le l'approvisionnement en eau de la clinique (Azevedo et al., 2002). Une autre la voie d'exposition peut être la consommation d'aliments contaminés. Par exemple, il a été démontré que les toxines s'accumulent dans certaines espèces de moules d'eau douce (Eriksson et al., 1989; Vasconcelos, 1995), et il existe des preuves pour la concentration de microcystines dans les poissons (Carbis et al., 1997). Certaines études ont également suggéré que les plantes comestibles peuvent présenter une voie supplémentaire d'exposition aux microcystines (Codd et al., 1999; McElhiney et al., 2001).

Tableau 1 :DL50 des différentes microcystines par voie intra péritonéale (Jaeg JP, 2007).

Microcystine	X	Z	DL50voie IP souris
MC-AR	Alanine	Arginine	250 µg/Kg
MC-FR	Phénylalanine	Arginine	250 µg/Kg
MC-HILR	homoisoleucine	Arginine	100 µg/Kg
MC-HTYR	Homotyrosine	Arginine	80-100 µg/Kg
MC-LA	leucine	Arginine	50 µg/Kg
MC-LR	Leucine	Arginine	50 µg/Kg
MC-LY	leucine	Tyrosine	90 µg/Kg
MC-M(O)R	Méthionine sulfoxyde	Arginine	700-800 µg/Kg
MC-RR	Arginine	Arginine	500-800 µg/Kg
MC-WR	tryptophane	Arginine	150-200 µg/Kg
MC-YA	Tyrosine	Alanine	60-70 µg/Kg
MC-YM(o)	Tyrosine	Méthionine sulfoxyde	56-110 µg/Kg
MC-YR	Tyrosine	Arginine	150-200 µg/Kg

La surproduction de cyanobactéries toxiques est un type de prolifération d'algues nuisibles. La présence de cyanobactéries toxiques dans le milieu aquatique constitue un risque sérieux pour l'équilibre écologique et le fonctionnement des écosystèmes. La présence de cyanotoxines dans les écosystèmes pourrait éventuellement avoir des effets néfastes sur les plantes aquatiques, qui jouent un rôle biologique important car elles sont les producteurs primaires à la base des réseaux trophiques. Chaque fois que des efflorescences cyanobactériennes se produisent, il y a des preuves que l'abondance et la diversité des plantes aquatiques diminuent (Abe et al., 1996).

Rowmanowska-Duda et Tarczynska (2002) ont constaté que la microcystine-LR peut inhiber la croissance d'un macrophyte aquatique (*Spirodelaoligorrhiz*); à des concentrations de 0,05 à 0,2 mg/L. La microcystine-LR a inhibé la croissance des frondes et a diminué la teneur en chlorophylle de la plante de 60 à 70% par rapport aux témoins après 24 h d'exposition. . Les microcystines ont également été détectées dans les tissus des plantes exposées, ce qui suggère que l'absorption de ces toxines par les plantes comestibles peut avoir des implications importantes pour la santé humaine La microcystine est connue pour affecter un certain nombre de processus dans les tissus végétaux, et leur présence dans l'eau utilisée pour l'irrigation peut avoir un impact considérable sur la croissance et le développement

CHAPITRE 1 : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

plante cultivées (Abdesselam, 2012). Plusieurs d'autres études ont rapporté les effets occasionnés par les MCs sur les plantes aquatiques (Tableau 2).

Tableau 2 : Quelques études relevant les effets des MCs sur les plantes aquatiques (Lahrouni et al.,2015)

Espèce végétale	Effet des MCs	La dose	Référence
<i>Phragmites australis</i> Famille : Poaceae	Inhibition de la croissance Altérations histologiques	Extrait brut (2.5-40 µg/mL MC-LR)	(Mathé et al., 2007)
<i>Lemnagibba</i> Famille : Araceae	Réduction de la croissance Réduction de la teneur en chlorophylle	Extrait brut (0.3µg/mL MC-LR)	(Saqraneet al., 2007)
<i>Ceratophyllumoryzeturum</i> Famille : Ceratophyllaceae	Réduction de la croissance et de l'activité photosynthétique	Cellules de bloom à Microcystis	(Li et al., 2009)
<i>Myriophyllumspicatum</i> Famille:Haloragaceae	Diminution de la germination de graine et de la teneur en chlorophylle a	MC-LR 8 et 16 µg/L	(Rojo et al., 2013)
<i>Polygonumportoricensis</i> Famille : Polygonaceae <i>Eichhorniacrassipes</i> Famille : Pontederiaceae <i>Typha sp.</i> Famille : Typhaceae <i>Hydrillaverticillata</i> Famille : Hydrocharitaceae	Bioaccumulation	Eau de barrage contenant 90 µg/L, MCs	(Romero-Oliva et al.,2017)

1.9. Lutte biologique contre les Cyanobactéries et leurs toxines

Les ressources en eau douce sont désormais menacées par la présence et l'augmentation des proliférations des cyanobactéries dans le monde entier. Cette présence entraîne une détérioration des écosystèmes aquatiques et affecte négativement l'utilisation des lacs pour les loisirs et l'approvisionnement en eau potable (Archana et Amandeep, 2014). Ils sont parfois résultat directement par la pollution anthropique qui pénétrant dans l'eau comme les effluents riches en nutriments partiellement traités et la lixiviation des engrais et des déchets animaux. L'utilisation d'algicides à base de cuivre, bien qu'efficace dans la gestion contre eutrophisation mais entraîne souvent des impacts négatifs tels que la toxicité du cuivre et la libération de microcystines dans l'environnement. La lutte biologique contre la prolifération les Cyanobactéries et leurs toxines présente une solution possible (JabulaniGumbo et al.,2008).

Il existe différentes méthodes et principes de lutte biologique pour empêcher le développement des cyanobactéries sont les suivants :

1.9.1. Les macrophytes

La présence de macrophytes dans les lacs est bénéfique pour de nombreuses raisons. La dominance des macrophytes entraîne aux lacs une résistance au développement cyanobactérien parce que les plantes enracinées réduisent le vent et les suspensions de sédiments. Les macrophytes éliminent également une partie des nutriments et agissent comme une barrière pour le périphyton, ce qui supprime la quantité de phosphore dissous. Certains macrophytes libèrent également des composés allélopathiques inhibiteurs des cyanobactéries. En particulier, les effets inhibiteurs de *Miriophyllum sp.*, *Chara sp.* et *Elodea sp.* ont été rapportés (Erhard et Gross, 2006).

Ces composés agissent comme des herbicides naturels. De telle limitation de croissance du phytoplancton par les macrophytes submergés peut conférer un avantage à ces derniers quand ils se trouvent en compétition avec le phytoplancton pour l'exploitation des ressources lumineuses et nutritives disponibles *in situ* (Gross et al., 2003 ; Gross et al., 2007). Cette interaction appelée allélopathie par Rice (1984) se définit ainsi comme tout effet, direct ou indirect, bénéfique ou délétère, exercé par des plantes, sur d'autres organismes aquatiques par la production de composés chimiques qui transitent par l'environnement.

Cependant, les investigations sur l'effet des substances allélopathiques de macrophytes intacts sur la croissance du phytoplancton sont souvent rendues délicates en raison de différents facteurs confondants (concurrence pour la lumière et les ressources nutritives en premier lieu (Jasser, 1995). En effet, les examens du potentiel allélopathique des hydrophytes ont accéléré depuis Oborn et al. (1954) qui ont proposé pour la première fois que ces hydrophytes pourraient influencer la croissance et la distribution des plantes voisines.

Elakovich et Wooten (1989) ont aussi rapporté le potentiel allélopathique de 16 hydrophytes aquatiques par deux essais biologiques. Jasser (1995) a démontré que les extraits de *Ceratophyllum demersum* et de quatre autres macrophytes (*Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton lucens*, *Statiotes aloides* et *Chara fragilis*) induisent des modifications dans la structure de dominance de phytoplancton. Aussi, il a montré que l'isolement des algues planctoniques de l'influence directe de *C. demersum* à l'aide des membranes à dialyse cause une augmentation en nombre, biomasse et contribution du pourcentage des cyanobactéries à la biomasse totale. En outre, Van Donk et Gulati (1995) suggèrent que *C. demersum* empêche la croissance des épiphytes et du phytoplancton.

Mulderij (2006) a noté que des effets allélopathiques des macrophytes submergées sur le phytoplancton ont été démontrés pour au moins 37 espèces. Plusieurs auteurs ont rapporté l'activité allélopathique des macrophytes sur les communautés de phytoplancton. Par exemple, nous avons *Chara fragilis* (**Mulderij et al., 2007**), *Ceratophyllum demersum* (**Jasser, 1995; Korner et Nicklisch, 2002 ; Xian et al., 2006**), *Myriophyllum* (**Jasser, 1995 ; Gross et al., 1996**), *Stratiotes aloides* (**Mulderij et al., 2005 ; Mulderij et al., 2007**), *Myriophyllum spicatum* (**Korner et Nicklisch, 2002 ; Hilt, 2006**), *Vallisneria spiralis* (**Xian et al., 2006**), ayant pour résultat des changements dans la biomasse et/ou la composition du phytoplancton. Au cours des dernières décades, de nombreuses études ont ainsi démontré le rôle fondamental des interactions allélopathiques dans la régulation de la structure, de la diversité et de la productivité des assemblages phytoplanctoniques (**Granéli et Hansen, 2006 ; Ianora et al., 2006**). Pour cela l'inhibition du phytoplancton par des substances allélopathiques libérées par les macrophytes submergées est censée être l'un des mécanismes qui contribuent à la stabilisation de l'état clair de l'eau dans les lacs peu profonds (**Jeppesen et al., 1998 ; Van Donk et Van de Bund, 2002 cités par Hilt et Gross, 2008**).

1.9.2. La Bio-manipulation

Le terme bio manipulation a été inventé par **Hrbáček et al** et utilisé plus tard par **Shapiro** comme terme pour les méthodes de gestion de la qualité de l'eau des lacs basées sur les interventions biologiques.

Le principe est basé sur les manipulations d'un trophique Cascade. À la suite de la réduction de la pression d'alimentation des poissons sur le zooplancton, de grandes espèces de zooplancton prédominent, qui sont capables de maintenir les niveaux de phytoplancton bas. La composition souhaitée des populations de poissons peut être atteinte en récoltant des poissons non prédateurs et en introduisant des poissons. La bio manipulation n'est généralement pas très efficace dans le cas des lacs très eutrophes et réservoirs où la concentration totale de phosphore dépasse 100 µg L⁻¹. Les exemples les plus efficaces de bio-manipulation s'appliquent à des plans d'eau relativement petits en raison d'une grande difficulté à manipuler en permanence les populations de poissons en grandes et aussi elle dépend d'un certain nombre de circonstances et ne peut être effectuée qu'avec la participation d'un limnologue (**Lazzaro., 1997**). Dans le cas de la dominance de *Microcystis*, le pâturage du zooplancton est limitée, principalement en raison des colonies plus grandes, qui sont mal comestible pour la plupart des espèces de zooplancton (**Boing et al., 1998 ; Yang et al., 2006**). Dans le cas d'augmentation du nombre de petites espèces de zooplancton, les algues vertes sont préférées pour le pâturage, ce qui peut même soutenir la dominance

cyanobactérienne. la bio manipulation peut réduire la croissance cyanobactérienne via l'effet ascendant dans le cas d'enlèvement du poisson. En raison de la pêche et des intérêts économiques, les lacs ou les étangs sont généralement surpeuplés par les benthivores cyprinidés. Les poissons benthivores suspendent de grandes quantités de sédiments, qui améliorent le transfert de phosphore et des cellules cyanobactériennes dans la colonne d'eau. En plus, ils déracinent les plantes aquatiques et leur excrétion contribue à charges de phosphore. Par conséquent, la suppression d'une quantité substantielle des poissons benthivores est fortement recommandée si le contrôle de la prolifération des cyanobactéries est l'objectif d'un projet de restauration d'un lac (**Gehrke et Harris...,1994**).

1.9.3. Les poissons herbivores

C'est une Méthode potentielle pour réduire les proliférations cyanobactériennes par le pâturage direct en utilisant les poissons herbivores. Le phytoplancton est le principal aliment spécialement utilisé pour la carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix*) et partiellement aussi la carpe à grosse tête (*Aristichthys nobilis*). Cependant, un certain nombre d'études rapportées cette activité métabolique du phytoplancton après le passage intestinal reste inchangé ou même augmente. Il y a quelques indications promues par les études des écosystèmes décrivant l'utilisation efficace du tilapia du Nil (*Oreochromis niloticus*) dans contrôle de la prolifération cyanobactérienne. Le tilapia du Nil est connu pour pH extrêmement bas dans l'estomac, donc amélioré des dommages aux cyanobactéries ingérées sont probables (**Getachewet al., 1989**).

1.9.4. Les poissons herbivores

Une Méthode potentielle pour réduire les proliférations des cyanobactéries. Le développement est le pâturage direct par les poissons herbivores. Le phytoplancton est le principal aliment spécialement utilisé pour la carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix*) et partiellement aussi la carpe à grosse tête (*Aristichthys nobilis*). Cependant, un certain nombre d'études rapportées cette activité métabolique du phytoplancton après le passage intestinal reste inchangé ou même augmente. Il y a quelques indications promues par les études des écosystèmes décrivant l'utilisation efficace du tilapia du Nil (*Oreochromis niloticus*) dans contrôle de la prolifération cyanobactérienne. Le tilapia du Nil est connu pour pH extrêmement bas dans l'estomac, donc amélioré des dommages aux cyanobactéries ingérées sont probables (**Getachew et Stomach.;1989**).

1.9.5. Les virus

Les virus des cyanobactéries (cyanophages) se produisent couramment dans les milieux aquatique marin et d'eau douce (**Bergh et al ., 1989**). Les cyanophage s'appelait LPP-1 car il

lysait les espèces des genres *Lyngbya*, *Plectonema* et *Phormidium*. Ils jouent un rôle important dans la détermination de la prolifération cycliques des cyanobactéries et leur potentiel utilisation comme agents de lutte biologique, a été suggérée depuis ces virus ont été découverts. Le temps de génération rapide des cyanophages fait eux des agents attractifs pour contrôler les proliférations de cyanobactéries. La première preuve d'une utilisation potentielle de virus pour des efflorescences cyanobactériennes témoins ont été signalées par (**Safferman et Morris., 1956**). Le déclin soudain de la biomasse cyanobactérienne accompagné de la survenue de cyanophages a été rapportée (**Gons et al ., 2002**). Il y a quelques études récentes sur le contrôle éventuel du développement cyanobactérien par des virus (**Hiroishi et Nagasaki., 2006**). Cependant, il existe de nombreux problèmes qui rendent l'utilisation de virus presque impossible en pratique. L'isolement et la culture des cyanophages sont problématiques ou presque impossible. Les cyanobactéries sont devenues résistant aux cyanophages donc l'effet sera temporaire (**Cannonet al., 1976**). De plus, le virus est spécifique à une souche particulière et souvent n'affecte pas les cyanobactéries d'une autre localité même si le l'espèce est la même (**Waterbury et Valois ., 1993**). Même après le déclin de certains cyanobactéries par des virus, les cyanobactéries peuvent être facilement remplacé par d'autres espèces cyanobactériennes (**Van et al ., 1999**).

1.9.6. Les bactéries

Les bactéries peuvent lyser les cyanobactéries grâce à la production des enzymes lytiques extracellulaires ou par lyse de contact. Le lytique des effets sélectifs pour la prolifération des cyanobactéries sont signalés dans le cas des bactéries *Alcaligenes denitrificans* (Manage et al ., 2000). *Bacillus sp.* (**Reimet al ., 1974**), Bactérie de type *Bdellovibrio*(**Sallal ., 1994**), *Myxococcus sp.* (Daft et al ., 1985), *Flexibacterium*(**Gromovet al ., 1989**) et *Pseudomonas sp.* Ou *Spingomonas sp.* produisant l'agent lytique Argimicin A (**Imamura al ., 2000**). Actinomycète *Streptomyces exfoliatus* a provoqué 50% de mortalité d'*Anabaena*, *Microcystis* et *Oscillatoria*(**Sigee et al ., 1999**). Les métabolites provoquent également l'inhibition de la croissance des cyanobactéries, le métabolite de *Flexibacterium* similaire aux lysozymes inhibe la photosynthèse et activité enzymatique des cyanobactéries *Oscillatoria williamsi*. Plus récemment (**Ahn, 2003**) décrit une forte croissance sélective inhibition de la cyanobactérie *Microcystis aeruginosa* et *Anabaena affinis* par la surfactine produite par *Bacillus subtilis* C1. De même, la substance cyanobactériolytique de *Bacillus cereus* a été décrite et son activité lytique vers *Aphanizomenon flos-aquae* a également été trouvée. Lyses de *Microcystis aeruginosa* par *Streptomyces neyagawaensis* ont été signalés (**Choi et al., 2003**).

1.9.7. Les Algues

Certaines algues planctoniques peuvent également produire composés allélopathiques inhibant la croissance cyanobactérienne. (**Pajdak et al ., 2001**) a démontré que l'extrait de *dinophyte Peridinium bipes* provoque des changements dans la perméabilité des membranes des cyanobactéries *Microcystisaeruginosa*.

1.9.8. Les protozoaires

La prédation des cyanobactéries (algues bleu-vert) par protozoa a récemment été évaluée par **Dryden et Wright (1987)**. Leur article montre la grande variété de vers impliqués dans de telles relations prédateur / proie. Ils couvrent de nombreux groupes différents de protozoaires et genres de cyanobactéries., il y a peu d'informations, descriptives ou numériques, sur la mesure dans laquelle les populations planctoniques de ces cyanobactéries peuvent être réduit par les protozoaires sur la base des observations directes fabriqués sur le terrain (**Brabrand et al., 1983; Cook et al., 1974; Cook et Ahearn, 1976; Eberly, 1959; Fogg et al., 1973; Prowse, 1968; Reynolds, 1971, 1975; Thomas 1941**). Un consommateur vorace de cyanobactéries, en particulier celles qui forment des proliférations planctoniques, est le cihate *Nassula*. Son importance potentielle en tant que biotique facteur de l'écologie des lacs riches en ces cyanobactéries a été reconnue pour la première fois par **Thomas (1941)**. La possibilité d'utiliser *Nassula* comme agent de lutte biologique contre les cyanobactéries a ont été explorées par **Brabrand et al. (1983)** qui mené des expériences sur le terrain et en laboratoire.

1.9.9. Les champignons

Parasitisme d'une cyanobactérie par le champignon chytridiacé *Rhizophidium planktonicum* a été montré (**Canter et al., 1990**). Cependant, les champignons *chytridiacés* ont ensuite été jugés d'une utilité limitée en raison de difficultés dans leur culture à grande échelle. **Rousse et Kotak (1996)** a démontré des effets antagonistes spécifiques de 62 non chytride champignons sur *Anabaenaflos-aquae* et aussi d'autres filamenteux ou cyanobactéries unicellulaires.

II-Les plantes utilisées dans l'étude

2.1. L'espèce *Elodea nuttallii*

2.1.1. Historique, origine de la plante et habitat

Dans la littérature, *E. nuttallii* peut aussi être trouvée sous le nom d'*Anacharis nuttallii* (Tela Botanica, 2013). C'est une plante submergée originaire d'Amérique du Nord. Il a été trouvé dans la partie nord de Le lac Biwa, le plus grand lac du Japon, pour la première fois en 1961 (à cette époque, il a été identifié comme *Elodea occidentalis* (Ikusima et Kabaya, 1965). Dans plusieurs années, les plantes se répartissent sur toute la zone de le lac et est devenu la plante la plus dominante dans le Lac. Presque toutes les régions littorales étaient occupées par la plante, qui s'est développée en peuplements purs et denses (Ikusima, 1984). En même temps sa distribution étendue à d'autres eaux sur de vastes zones du Japon. On dit que des fragments de la plante ont été transportés avec les alevins de *Plecoglossus altivelis* (Ayu) du lac Biwa aux rivières de divers au Japon (Ikusima, 1980). Des infestations se sont produites également dans certains autres lacs, par ex. Lac Oze-numa (Kurita et Minemura, 1985a; Nohara, 1988) et LakeHaruna (Kurita et Minemura, 1985b).*E. nuttallii* a été signalée au Danemark en 1974, en Irlande en 1984 (Daisie, 2009), en Suède en 1991 (Anderberg, 1992) et en Norvège en 2006 (Imesland, 2008). Il est très possible que *E. nuttallii* a déjà été trouvée dans d'autres pays européens, mais en raison de sa similitude avec *E. canadensis* a peut-être été mal identifié.

À cause de l'expansion explosive des usines d'*E. nuttallii*, la flore indigène des lacs a fait face à une crise d'extinction.*Elodea nuttallii* d'origine nord-américaine peut tolérer l'eau fraîche, donc sa distribution a maintenant élargi dans tout le Japon, y compris Hokkaido. Elle pousse aussi bien dans une eau claire et oligotrophique alimentée par une source, riches en éléments nutritifs dont la profondeur n'excède pas 6 à 8 m, dans des lacs et des étangs. Elle est très tolérante à la pollution de l'eau et préfère les eaux chaudes, eutrophes et calcaires (DI NINO et al. 2005). Les populations d'*Elodea nuttallii* ont été observées déclinant ou disparaissant complètement après leur expansion explosive. L'espèce est souvent trouvée dans des communautés de macrophytes pauvres en espèces (Di Nino et al., 2005). Cette vivace immergée peut former des denses populations monospécifiques qui colonisent souvent des plans d'eau entiers, limitent les mouvements de l'eau, coupent la lumière, produisent des conditions anoxiques et retiennent les sédiments dans le système. En raison de son absorption rapide de nutriments et de son taux de croissance élevé, l'Élodée de Nuttall peut faire concurrence à des espèces indigènes (cf. BOWMER et al. 1995, ZEHNSDORF et al. 2015). Un cas similaire est bien connu concernant *Elodea canadensis* à la fin des années 1800 en

Europe (Arber, 1920). Quant aux causes du déclin dans les populations, quelques hypothèses ont été émises proposées: par exemple, des explications génétiques telles que la perte de viabilité par manque de reproduction sexuelle; et l'épuisement de certains nutriments (Hutchinson, 1975). Kadono et al. (1997) a suggéré une vulnérabilité aux attaques d'agents pathogènes ou de champignons en raison de la génétique uniformité de la population.

2.2.1. Description botanique de la plante.

a- Les racines

Ce sont des plantes herbacées, aquatiques, vivaces et submergées. Elle présente des tiges grêles ramifiées entre 20 et 30 cm de long qui sont cassantes au niveau des nœuds. La plante peut s'enraciner superficiellement grâce à des racines blanches, non ramifiées et filiformes. Des racines adventives fibreuses peuvent partir des nœuds de la tige, à la base des feuilles (Corolla, 2006).

b- La tige

Les tiges, cassantes au niveau des nœuds, font entre 20 et 30 cm de long, et elle est plus coriace et se ramifie plus en « bouquet » que celle de l'élodée du Canada (Corolla, 2006).

c- Le feuillage

Les feuilles, quatre fois plus longues que larges, sont organisées en verticilles de 3. *E. nuttallii* présente une coloration rougeâtre des tiges au niveau de l'insertion des verticilles et des extrémités des racines adventives (Corolla, 2006).

d- Les fleurs

Les fleurs sont unisexuées et apparaissent à la surface de l'eau sur un pédoncule floral mince, de 2 à 15 cm de long, enveloppées dans une spathe. Elles comptent trois pétales violacés et trois sépales identiques (Corolla, 2006).

e- Le fruit

Les fruits produits sont des capsules de moins de 1 cm de long et 3 mm de large.

f- Les graines

Chaque plante contient de 1 à 5 graines.



Figure 10. : L'espèce *Elodea nuttallii*
(aquaportail.com/fiche-plante-41-elodea-nuttallii.html).

2.3. Position systématique

Selon Planch., H.St.John en 1920

Règne :	Plantae
Embranchement :	Tracheophyta
Ordre :	Alismatales
Classe :	Liliopsida
Famille :	Hydrocharitaceae
<u>Genre</u> :	<i>Elodea</i>
<u>Espèce</u> :	<i>Elodea nuttallii</i>

2.4. Importance d'*Elodea nuttallii*

Les systèmes dominés par les macrophytes ont généralement tendance à avoir bonne qualité de l'eau et grande biodiversité, tandis que les systèmes dominés par le phytoplancton sont plus souvent associés à faible biodiversité et mauvaise qualité de l'eau (**Declerck et al., 2011**). Les macrophytes submergés sont des concurrents supérieurs pour les nutriments car ils ont accès aux nutriments des bassins dans la colonne d'eau et des sédiments, alors que le phytoplancton n'a accès qu'aux nutriments de la colonne d'eau (**Sand-Jensen et Borum, 1991**).

Bien que des peuplements denses de macrophytes submergés peuvent bloquer la lumière disponible pour le phytoplancton et surpasser le phytoplancton à de faibles concentrations de nutriments, tandis que le phytoplancton est plus susceptible de gagner la compétition à des concentrations élevées de nutriments. Des concurrents inférieurs peuvent influencer sur l'issue de la concurrence des ressources en produisant des allélochimiques qui suppriment le concurrent supérieur. L'allélopathie peut permettre aux macrophytes submergés de

gagner en compétition avec phytoplancton même lorsque les concentrations de nutriments sont relativement élevées (**Hilt et Gross, 2008**).

Néanmoins, plusieurs éléments de preuve indiquent que les macrophytes immergés sont capables de contrôler le phytoplancton par allélopathie. Premièrement, des extraits bruts ou composés purifiés obtenus à partir de différents submergés les macrophytes ont montré une activité algicide (**Wium-Andersen et al., 1982; DellaGreca et al., 2001; Erhard et Gross, 2006**). Deuxièmement, les exsudats ou la culture filtrats de macrophytes immergés se sont révélés supprimer les taux de croissance du phytoplancton (**par exemple Korner et Nicklisch, 2002; Mulderij et al., 2006; Chang et al., 2012**), indiquant que ces des composés peuvent en fait être libérés dans les environs eau à des concentrations pouvant affecter le phytoplancton productivité. Troisièmement, les expériences de coexistence entre macrophytes et phytoplancton immergés et aussi des études sur le terrain ont signalé des effets inhibiteurs de macrophytes immergés sur le phytoplancton dans des conditions où d'autres mécanismes de contrôle tels que la compétition des nutriments ou le pâturage du zooplancton pourrait être exclus (**Mjelde et Faafeng, 1997; van Donk et van de Bund, 2002; Vanderstukken et al., 2011**).

Elodea pourrait être chimiquement défendu contre les insectes herbivores (**Erhard etGross ., 2005**) et les algues par produire des métabolites qui inhibent la croissance de co-occurrence primaire qui sont les producteurs. Une étude portant sur l'activité allélopathique des extraits d'*E. nuttallii* a démontré un effet inhibiteur sur les semis de laitue et d'autres plantes terrestres (**El-Ghazal et Riemer, 1986**). (**Daniela et Elisabeth., 2005**) a montré que qu'il existe des relations négatives entre Elodea et le phytoplancton ou les couvertures épiphytes, probablement en raison de la libération de substances allélochimiques inhibant la croissance. Ce serait une stratégie efficace pour éviter la limitation de la lumière causée par les algues et cyanobactéries.

2.2. L'espèce *Ceratophyllum demersum*

2.2.1. Historique, origine de la plante et habitat

Ceratophyllum demersum est une plante de mer cosmopolite, vivace et obligatoire. Il est universellement appelé Coontail pour la raison que ses tourbillons compacts ressemblent à la queue d'un raton laveur, ou comme Hornwort. Les noms latins et fréquents de hornwort se rapprochent du keras grec. Cette espèce a été dans l'échange d'aquarium pendant des dizaines de jours et généralement disponible. Il est trop largement accessible comme endroit dans le sol pour les étangs (**Umberto, 2012**).

CHAPITRE 1 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

L'origine de cette plante véritablement cosmopolite, ayant existé dans les étangs depuis l'époque du Pliocène, est obscure. Il sèche rapidement s'il est retiré de l'eau et est tué par la glace et l'eau de mer. Pourtant, malgré cette sensibilité aux environnements défavorables, la hornwort est présente sur de nombreuses îles océaniques, ainsi que sur tous les continents du monde autres que l'Antarctique. Hornwort est originaire d'Australie, se produisant dans tous les États sauf la Tasmanie. Il pousse, mais n'est pas commun, tout le long de la côte est, atteignant parfois des proportions de ravageurs dans certaines parties du sud-est du Queensland. Dans l'intérieur des terres de la Nouvelle-Galles du Sud, il est observé dans plusieurs localités le long de la rivière Murray et dans la rivière Lachlan en aval de Condobolin où, pendant une sécheresse, il s'est entrelacé avec du potamot flottant *Potamogeton tricarinatus* (Muell. et Ben, 1997), gênant gravement l'écoulement de l'eau. Suite à l'introduction de la carpe herbivore, elle semble avoir disparu de ce site. Les colonies de la rivière Murray s'étendent jusqu'en Australie-Méridionale, en particulier à Mannum et près du lac Alexandrina. En plus des colonies de Murray River, on le trouve également près de Kyabram dans la vallée de Goulburn et dans la région de Sale-Bairnsdale de Gippsland à Victoria, devenant parfois des mauvaises herbes dans les canaux de drainage de Maffra-Sale. Hornworts est également enregistré dans tout le haut du Territoire du Nord et dans la rivière Moore en Australie occidentale (William Thomas, 2004).

La distribution actuelle de *Ceratophyllum demersum* est utile pour interpréter la Quaternaire histoire de la distribution des plantes aquatiques. Les distributions disjointes est-ouest nord-américaines des hydrophytes submergés sont probablement en raison de migrations interglaciaires incomplètes. Des espèces largement répandues comme *C. demersum* ont réussi à combler les lacunes formées lorsque les populations ont migré dans des refuges du sud isolés pour échapper à la glaciation. Les distributions nordiques disjointes de *C. demersum* indiquent que l'espèce survécût à la glaciation dans les refuges du nord-ouest. Il est évident que de nombreuses plantes aquatiques submergées ont subi la migration pressions imposées pendant les périodes glaciaires (Les, 1986).

Il est trouvée dans de l'eau claire stagnante ou progressivement émotive dans des étangs, des barrages, des ruisseaux et des réservoirs, en particulier ceux avec de la boue de fond limoneux (Ibrahim et al ., 2018).

2.2.2. Description botanique de la plante

a- Les racine

C'est une Herbe d'eau douce fragile, flottant sous-marine, sans racines remplacées par des branches de tige basale finement divisées appelées «pousses rhizoïdes», qui peuvent parfois ancrer la masse autrement flottante au lit du cours d'eau (William Thoma, 2004).

b- La tige

TIGES-allongées, de 30 à 60 cm de long, à ramification libre et soit cassantes et rigoureusement ramifiées, soit cordiformes et flexibles; nœuds espacés de 1 à 3 cm mais se serrant vers les sommets (Ibrahim et al ., 2018).

c- Le feuillage

Des FEUILLES-Vert foncé; en verticilles de 5 à 12, sessiles à bases épaissies, de 1 à 4 cm de long, divisées deux à trois fois palmées, les segments cylindriques, linéaires, de 0,5 mm de large et visiblement dentés le long d'un côté (Ibrahim et al ., 2018).



Figure.11 :*Ceratophyllum demersum* (www.semanticscholar.org).

d- Les fleurs

Des fleurs -verdâtres, très petites à 1 mm de long, unisexuées, isolées et sessiles à l'aisselle des feuilles, chacune sous-tendue par 9 à 12 bractées en forme de calice, périanthe absent, fleurs mâles et femelles à différents nœuds; fleur femelle ovaire d'une minute surmontée d'un seul style simple; fleur mâle à 12 à 16 anthères sessiles oblongues se terminant chacune en 2 pointes acérées (Ibrahim et al ., 2018).

e- Le fruit

Des fruits noirs de 4 à 5 mm de long, avec 2 épines basales de 9 à 12 mm de long, et surmontées d'un style épineux persistant (Ibrahim et al ., 2018).

f- Les graines

Le fruit agit comme la graine (Ibrahim et al ., 2018).

2.2.3. Position systématique de *Ceratophyllum demersum*

Règne :	Plantae
Embranchement:	Spermatophyta
Sous-embranchement:	Angiospermes
Classe:	Dicotyledonae
Ordre:	Nymphaeales
Famille:	Ceratophyllaceae
<u>Genre:</u>	<i>Ceratophyllum</i>
<u>Espèce:</u>	<i>Ceratophyllum demersum</i>

2.2.4. Importance de *Ceratophyllum demersum*

L'allélopathie peut être une stratégie adaptative de submergé macrophytes dans leur compétition pour la lumière et le carbone avec les épiphytes et le phytoplancton (**Gopal et Goel, 1993; Gross, 1999**). Surtout dans les lacs peu profonds, l'allélopathie pourrait, en plus de nombreux autres facteurs abiotiques et biotiques, stabiliser la dominance des plantes aquatiques sur phytoplancton (**Scheffer et al., 1993**). **Mjelde et Faafeng (1997)** ont montré que *C. demersum* entravait le développement du phytoplancton dans les eaux peu profondes, les lacs à forte charge en phosphore mais à faible teneur en azote. Fait remarquable, **Fitzgerald (1969)** a observé que *Ceratophyllum* et certains autres macrophytes ou macroalgues avait de faibles densités d'épiphytes sous azote, mais pas sous limitation de phosphore. Il n'a pas exclu l'ingérence allélopathique. Les excréments métaboliques de *C. demersum* ont inhibé la croissance de plusieurs fixateurs d'azote comme les cyanobactéries (**Kogan et Chinnova, 1972**),

Wium-Andersen et al. (1983) ont suggéré le soufre élémentaire ou un composé de soufre labile comme allélopathiquement substance (s) active (s). Les deux allélochimiques exsudaient et composés extraits de *C. demersum* inhibaient les cyanobactéries (**Jasser, 1994, 1995; Körner et Nicklisch, 2002**).

Elisabeth(2003) a étudié l'activité allélopathique *Ceratophyllum demersum*. Le développement a révélé des solvants d'extraction optimaux pour les allélochimiques de *Ceratophyllum demersum*. Il ont donné la plus forte inhibition dans le test de diffusion sur gélose avec diverses cyanobactéries filamenteuses ou chroococciques comme espèces cibles. Fractionnement supplémentaire par extraction liquide – liquide (LLE) et les procédures d'extraction en phase solide (SPE) ont montré que la plantes aquatiques semblent une fraction active, une hydrophile et une modérément lipophile. Les allélochimiques hydrosolubles

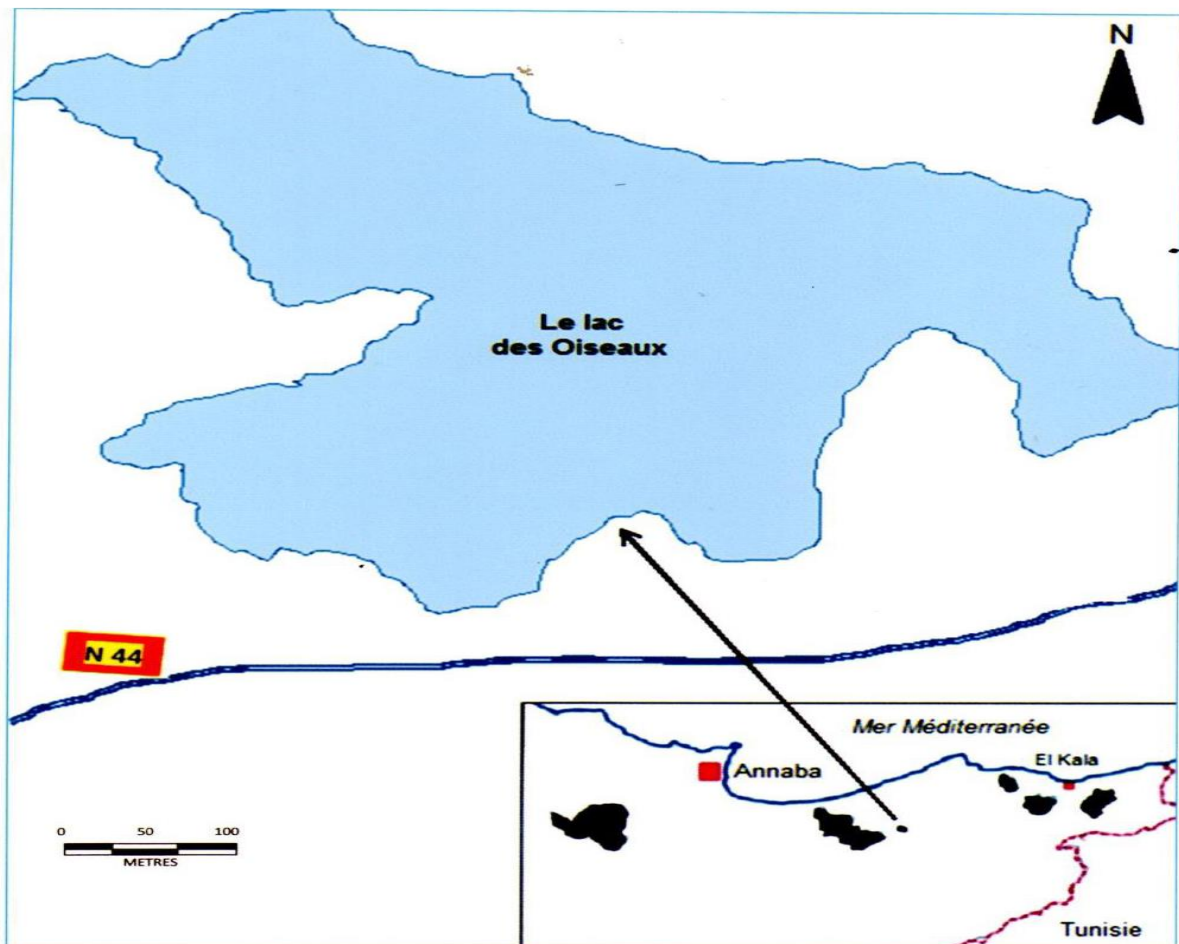
CHAPITRE 1 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

peuvent inhiber le phytoplancton alors que les allélochimiques lipophiles peuvent agir par contact direct entre les cellules, par exemple contre épiphytes.

| MATERIEL ET METHODES

I. Présentation de la zone d'étude (Lac d'oiseau)

Lac des oiseaux est une zone humide naturelle , rare et unique de la région méditerranéenne se situant dans un complexe de zones humides qui viendrait en troisième position après ceux du delta de l'Ebre, en Espagne et la Camargue, en France .Situé par $36^{\circ} 47' N$, $08^{\circ} 7' E$, le Lac des Oiseaux est localisé à égale distance (45 kilomètres) entre les villes d'El Kala à l'Est et d'Annaba à l'Ouest. Il fait partie de la commune du Lac des Oiseaux, daïra de Boutheldja, wilaya d'El-Tarf (carte 1) et se trouve à environ 20 km, à vol d'oiseaux, des lacs Oubeira et Mellah situés à l'Est dans le Parc national d'El Kala, et à 10 km du Marais de La Mékhada situé à l'Ouest. La RN 44 longe ses berges (côté Sud) (Harbi ,2016).



Carte.1. Localisation de Lac des oiseaux (Harbi .,2016)

D'après **Joleaud ,1936** le lac s'étendait sur 150 ha avec une profondeur de 2.5 m au maximum. L'altitude moyenne du lac est de 10 mètres. D'un point de vue géologique le Lac des Oiseaux est constitué de grès et d'argiles de Numidie. Ces dernières occupent les bas-fonds de toute la région. Les grès de Numidie reposent sur les argiles. Le réseau hydrographique du lac est limité à quelques cours d'eau, torrentiels en hiver et secs pendant la majorité de l'année. Il est alimenté également par les eaux souterraines.



Figure12. Le Lac des Oiseaux (Abdesselam , 2020)

1.1. Climatologie

Le climat qui prévaut au Lac des Oiseaux correspond à un climat méditerranéen caractérisé par une saison humide avec une pluviosité abondante durant l'hiver et une sécheresse durant l'été ,allant de 1985 à l'an 2001, que le mois d'août est le mois le plus chaud (33.33°C) et que décembre est le mois le plus froid (9.88°C) alors que la précipitation annuelle équivaut à: 705.44 mm (**Harbi ,2016**).

1.2. Hydrologie

Le réseau hydrographique du lac est limité à quelques cours d'eau, torrentiels en hiver et secs pendant la majorité de l'année. Il est alimenté également par les eaux souterraines (**Harbi ,2016**).

1.3. Caractéristiques écologiques

1.3.1. Flore remarquable

Les unités végétales les plus importantes sont représentées par une grande ceinture de *Scirpuslacustris* s'étalant tout au long des rives Nord et Nord-Ouest; une grande plage de *Typhaangustifolia* couvrant la totalité de la pointe Sud-Ouest du lac ; des îlots de *Typha angustifolia* mélangée au *Scirpuslacustris* le long des rives Nord-Est et Sud-Est (**Cherouana, 1996**).



Figure.13 : *Typha angustifolia* (Abdesselam.,2020).

1.3.2. Faune remarquable

Malgré sa taille réduite, le lac recèle une abondance faunistique remarquable. La richesse aviaire constitue en effet la principale caractéristique de la zone humide. Le site abrite une importante avifaune rare telle que l'Érismature à tête blanche *Oxyuraleucocephala*, le Fuligule *Nyrocaaythyanyroca* (**Harbi, 2011**) et la Sarcelle marbrée *Marmaronettaangustirostris*. Les eaux du lac hébergent un peuplement piscicole constitué de l'Anguille (*Anguillaanguilla*), du Mulet (*Mugilsp.*) et du Barbeau (*Barbus sp.*) (**Harbi, 2011**)

1.4. Matériel biologique

Le matériel biologique est constitué de deux plantes *Elodea nuttallii* (Fig.14) et *Ceratophyllum demersum* (Fig.15).



Figure .14: *Elodea nuttallii* (Abdesselam.,2020).



Figure.15.:*Ceratophyllum demersum*(Photo pers.,2020).

1.5. Matériel technique

Le matériel pour les expériences de laboratoires est composé:

- ✓ microscope optique
- ✓ microscope inversé
- ✓ Centrifugeuse
- ✓ Spectrophotomètre
- ✓ Des petits aquariums
- ✓ Des chambres de sédimentations

1.6. Echantillonnage du bloom à cyanobactéries

1.6.1. Préparation du matériel

La préparation du matériel est une étape importante qui doit être bien planifiée. Le matériel de terrain doit inclure notamment une quantité suffisante du bidon stérilisé clairement.

1.6.2. Enregistrement et étiquetage des échantillons

Il est essentiel que les échantillons soient clairement étiquetés immédiatement avant les prélèvements et que les étiquettes soient lisibles et non détachables (Rodier *et al.*, 1996).

1.6.3. Choix de stations et le prélèvement

Nous avons effectué un échantillonnage le 12 juin 2020 à 11.00h et le choix de la station est déterminé dans la recherche d'un lieu qui contient un bloom. Le prélèvement a été effectué manuellement dans une seule station (carte 2).

1.6.4. Transport et conservation de l'échantillon avant expérience

Pendant le transport, il faut éviter surtout la destruction de l'échantillon, ou, inversement la surcroissance de micro-organismes à l'intérieur de l'échantillon. Ceci peut être obtenu en mettant l'échantillon à l'abri de la lumière visible ainsi que dans des températures ambiantes.



Carte .2. Localisation géographique du site d'étude (Google Earth ,2020)

1.7. Identification des cyanobactéries

Dans un premier temps les échantillons destinés à la détermination des espèces sont analysés comme suit :

Après le dépôt des espèces formolées ou lugolées au fond du flacon, une goutte d'eau est prélevée au fond à l'aide d'une pipette pasteur de 20µl. Cette goutte est déposée entre lame et lamelle et observée au microscope optique à l'objectif (40x).

On effectue un parcours horizontal par l'objectif du microscope sur toute la longueur de la lamelle en se décalant nettement sur sa largeur afin qu'il n'y ait pas de chevauchement. On répète l'opération plusieurs fois (**Champiat et Larpent, 1998**).

L'identification des différents genres de cyanobactéries a été réalisée selon une clé de détermination basée sur les critères morphologiques suivants :

- ✓ La couleur ;
- ✓ La taille ;
- ✓ La forme des colonies ;
- ✓ La présence ou l'absence de gaines gélatineuses ;
- ✓ La couleur et l'aspect de la gaine gélatineuse ;
- ✓ La présence ou l'absence des vésicules à gaz.

Ces caractères représentant les clés d'identification proposées à des ouvrages et publications spécifiques à l'Afrique et aux espèces rencontrées (**Fritsch et Rich, 1929 ; Frémy, 1930 ; Compère, 1974 ; Compère, 1991**).

1.8. Préparation de l'expérience

1.8.1. Filtration des échantillons d'eau

Une quantité d'eau suffisante a été filtrée grâce à un dispositif de filtration (Fig. 16) pour assurer le suivi et l'acclimatation des deux plantes (Fig. 17,18).



Figure. 16 : Dispositif de filtration (Abdesselam.,2020).

1.8.2. Acclimatation des plantes

Les deux plantes ont été d'abord lavées à l'eau du robinet puis ont été acclimatées pendant une semaine dans des petits aquariums remplis du l'eau de lac filtrée au laboratoire.

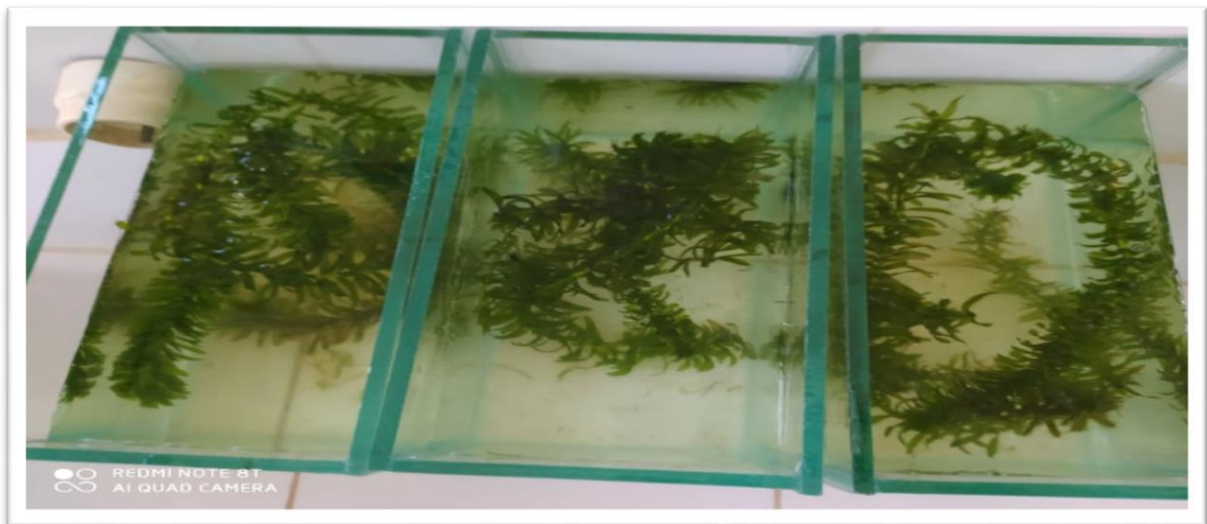


Figure 17 : Acclimatation de *Elodea nuttallii* (Abdesselam.,2020).



Figure 18 : Acclimatation de *Ceratophyllum demersum* (Abdesselam.,2020).

1.8.3. Protocole expérimentale

Nous avons répartie les aquariums en trois lots:

Lot 1 : Il contient 3 aquariums ; chaque aquarium contient *Elodea nuttallii* avec 2.8L de eau filtrée.

Lot2 : Il contient 3 aquarium ; chaque aquarium contient *Ceratophyllum demersum*avec 2.8L de eau filtrée.

Lot3 : Il contient 3 aquariums témoin sans plantes avec 2.8 L eau filtrée.

PS/ Nous avons ajouté dans chaque aquarium 200 ml de Bloom.

Nous avons suivi l'expérience chaque semaine pendant un mois (j1, j7, j14, j21, j30). Ces jours-là, nous avons procédé au dénombrement des cyanobactéries et au dosage de la chlorophylle-a

1.8.4. Dénombrement des cyanobactéries

Nous avons utilisée des chambres de décantation pour compter les cellules de phytoplancton à l'aide d'un microscope inversé. Les chambres sont de 50 ml dans lesquelles les échantillons sont sédimentés. Les Cyanobactéries sont dénombrées uniquement en suivant 5 lignes sur toute la longueur de la chambre et à chaque fois sur la largeur du champ optique.

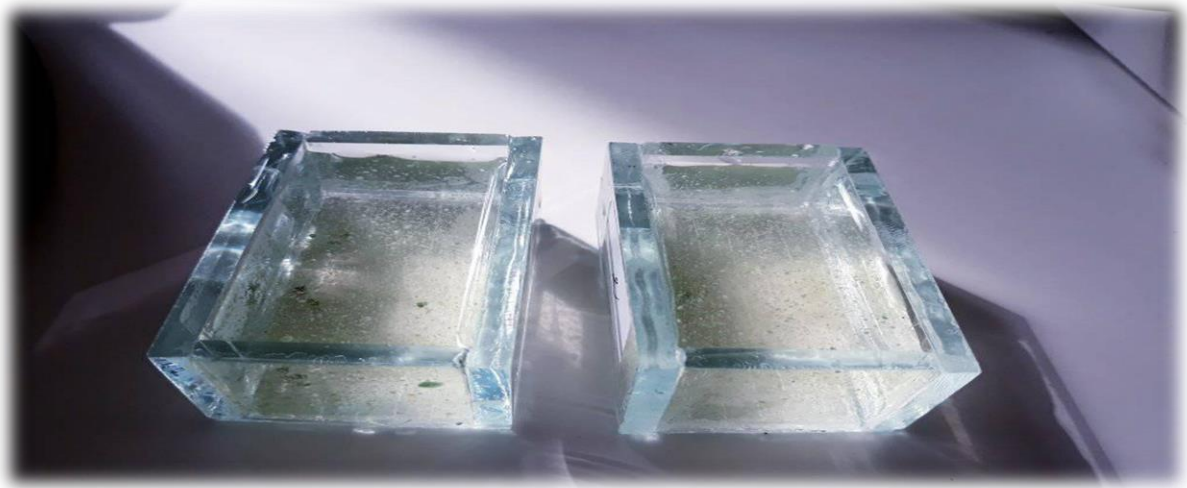


Figure 19 : Les chambre de décantation (Abdesselam.,2020).

Calcule des densités

Si pour des raisons pratiques, nous avons procédé à une dilution, il est impératif de multiplier le nombre total des cyanobactéries trouvées sur les 5 bandes par le facteur de dilution.

Ensuite et afin d'extrapoler la densité par unité de volume nous avons multiplié par une valeur F qui est obtenue par la formule suivante :

$$F = \frac{\text{zone analysée} \times 1000 \text{ (ml)}}{\text{zone de reglement} \times \text{volume d'échantillon}}$$

La valeur de F variera lors du comptage en bandes le long de la chambre. Cela dépendra du grossissement de la lentille d'objectif, du nombre de bandes à travers la chambre qui ont été examinées, et si les bandes étaient orientées le long ou à travers la chambre. La largeur du champ de vision (c'est-à-dire la largeur de chaque bande) doit être prédéterminée à l'aide d'un réticule calibré à chaque grossissement. Si l'on scanne le côté long de la chambre, la longueur du côté court à travers la chambre est requise, et vice versa (**Hasle, 1978**).

1.8.5. Extraction et dosage de la chlorophylle-a

Nous avons procédé la chlorophylle selon la méthode de **Lorenzen (1967)**, le solvant organique d'extraction est l'acétone 90 %.

a- Filtration d'eau

On a Filtré 50 d'eau à analyser par une pompe à vide, sur une membrane en fibre de verre

(WHATMAN GF/C 47 μm).

b- Extraction de la chlorophylle-a

Ensuite et à la fin de la filtration :

- ✓ Plier le filtre et le placer dans un tube de 10 ml (enveloppé avec du papier aluminium).
- ✓ Ajouter 2 ml d'acétone à 90%.
- ✓ Déchiqueter le filtre à l'aide d'une baguette ou d'une pipette.
- ✓ Boucher et agiter pour disperser les fibres.
- ✓ Ajuster le volume jusqu'à 10ml par l'acétone à 90%.
- ✓ Laisser l'extraction se poursuivre pendant 24 heures au réfrigérateur dans l'acétone à 90%.

c- Centrifugation et transfert de l'extrait préalable à la mesure spectrophotométrique

- ✓ Faire une centrifugation de notre préparation à **3500tour/min** pendant 10min.



Figure 20: Photographie présentant la centrifugation des tubes (Abdesselam., 2020)

d- Mesure des absorbances par méthode monochromatique

- ✓ Transférer le surnageant de centrifugation dans la cuve du spectrophotomètre ;
- ✓ Placer la cuve dans le spectrophotomètre en assurant le positionnement correct ;



Figure 21 : Photographies de le spectrophotomètre (Abdesselam.,2020).

- ✓ Mesurer les absorbances corrigées des extraits non acidifiés aux longueurs d'ondes de 665nm et de 750nm ; soit A^{na}_{665} et A^{na}_{750} ;
- ✓ Acidifier par addition de 10 μ l d'acide chlorhydrique (HCl à 0,3 mol/l) par ml d'extrait (soit une goutte pour environ 5 ml) dans la cuve et attendre 2 à 3min ;
- ✓ Mesurer les absorbances corrigées des extraits acidifiés à 665 nm et à 750 nm, soit A^a_{665} et A^a_{750} .
- ✓ Calculer la concentration de la chlorophylle-a par la formule suivante :

$$[\text{Chlorophylle a}](\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}) = \frac{26.7(A^{na}_{665} - A^a_{665}) \times v}{V \times l}$$

V: volume d'eau filtrée (litre)

v: volume de solvant d'extraction (millilitre)

l: longueur du trajet optique de la cuve de mesure (centimètre)

| RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. Résultats

3.1.1. Identification des cyanobactéries dans le bloom

a- Le genre *Microcystis*

Les cellules sphériques sont groupées en colonies et le plus souvent incolores. Les colonies ont des formes très variées : elles sont sphériques ou cylindriques, entières ou lobées parfois perforées (Fig. 22).

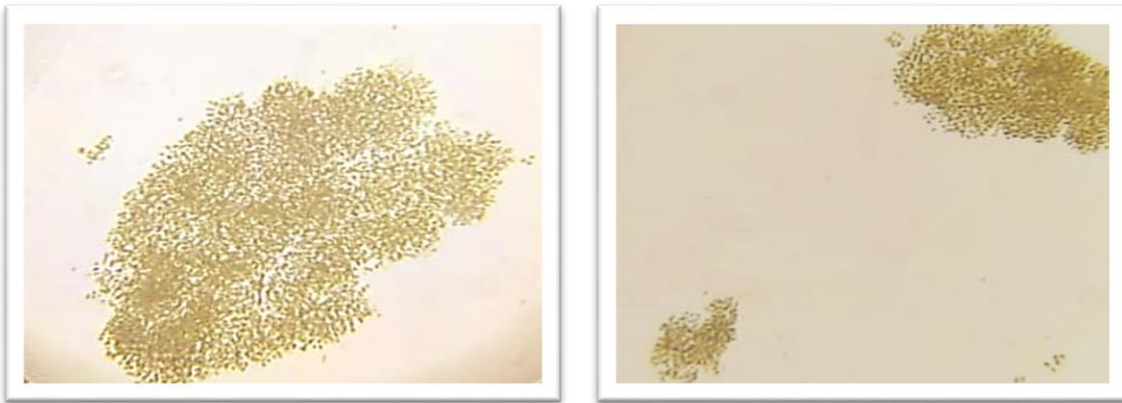


Figure 22 : Photographie de genre *Microcystis* (Abdesselam., 2020).

b- Le genre *Spirulina*

Leurs trichomes dépourvus de gaine sont solitaire, mobiles, régulièrement enroulés en hélice plus ou moins serrée .les cloisons visibles dans les grandes formes sont pratiquement invisible chez les petites espèces (Fig. 23).

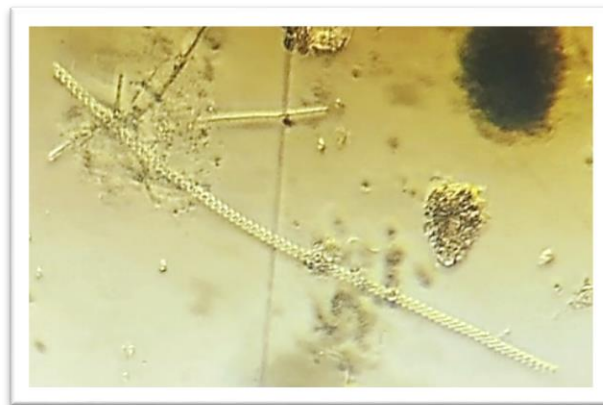


Figure 23 : Photographie de genre spiruline (Abdesselam., 2020).

c- Le genre *Oscillatoria*

Les trichomes du genre *Oscillatoria* sont libres, solitaires, dépourvus normalement de gaines. Ils sont droit ou flexueux, parfois tordus en hélice régulière (Fig.24).

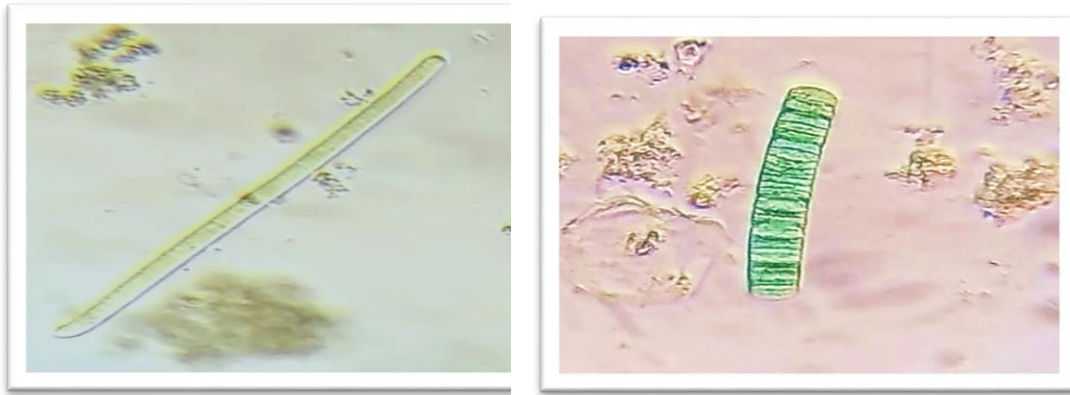


Figure 24 : Photographie de genre *Oscillatoria* (Abdesselam., 2020).

3.1.2. Effet des deux plantes sur la croissance des cyanobactéries

La courbe de croissance de l'ensemble des cyanobactéries a été établie à partir des valeurs de densité totale calculées dans tous les aquariums chaque semaine (j1, j7, j14, j21 et j30). Ceci nous a permis de comparer les trois lots (Fig.25).

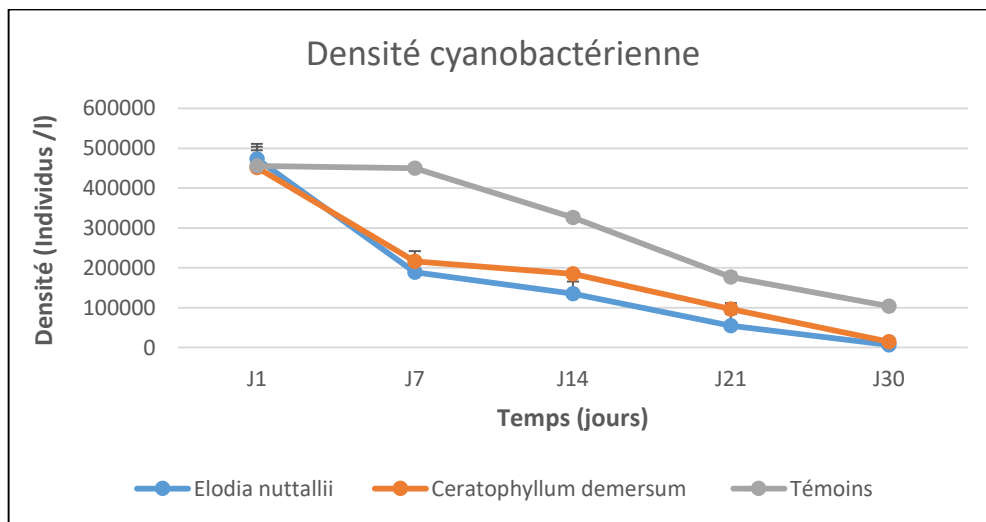


Figure 25 : effet des deux plantes *Elodea nuttallii* et *Ceratophyllum demersum* sur la croissance des cyanobactéries

Nous remarquons, d'après la figure 25, que les trois courbes suivent une courbe descendante en fonction du temps. Cependant dans les lots contenant *Elodea nuttallii* et *Ceratophyllum demersum*, l'effet sur la croissance des cyanobactéries est remarquable dès la première semaine. A la fin de l'expérience (j30), et dans ces deux lots, on observe une sénescence presque totale des cyanobactéries comparativement au lot témoin.

CHAPITRE 3 : RESULTATS ET DISCUSSION

Nous avons pu remarquer cela, déjà à l'œil nu au cours de nos observations expérimentales (Fig. 26).

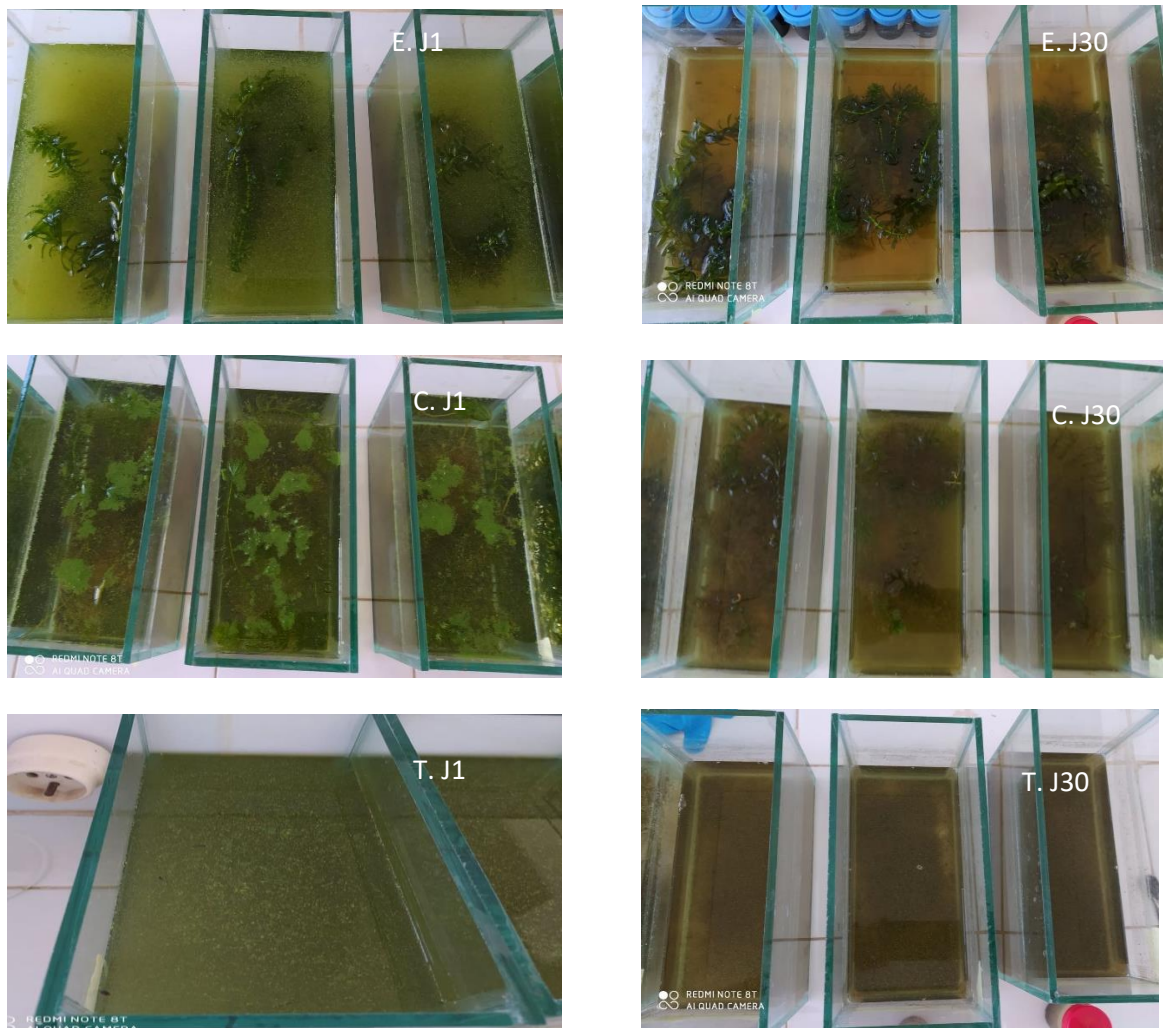


Figure 26 : Photographies comparant les différents lots au jours 1 et 30 de l'expérience (photos pers., 2020)

Le test ANOVA à un seul facteur de comparaison, effectué en utilisant la loi de Fisher avec un taux d'erreur individuel maximal de 5%, vient confirmer ces résultats et révéler la présence de différences très hautement significatives non seulement entre les deux plantes et le lots témoin à travers le temps, mais aussi entre les différents jours de prélèvement (J1,J7,J14,J21 et J30) dans le même lot

En effet, nous avons noté des différences très hautement significatives entre les jours de prélèvement dans le lot traité par *Elodea nuttallii* ($F=146,23/P=0,000$). Ce qui indique un effet très remarquable de la plante sur la croissance des cyanobactéries, et ce dès la première semaine (J7). Des différences très hautement significatives ont également été observées dans le lot traité par *Ceratophyllum demersum* ($F= 175,26/P= 0,000$).

En comparant les trois lots, nous avons constaté et confirmé la présence de différences très hautement significatives et ce, dans chaque jour de prélèvement : J7 (F=61,43/P= 0,000), J14 (F=76,50/P= 0,000), J21 (F= 29,22/p=0,001) et J30 (F=147,84/ P=0,000). Ceci démontre que malgré l'effet remarquable de *Ceratophyllum demersum*, *Elodea nuttallii* reste nettement plus efficace dans la purification de l'eau des efflorescences cyanobactériennes.

3.1.3. Effet d'*Elodea nuttallii* sur la distribution des cyanobactéries

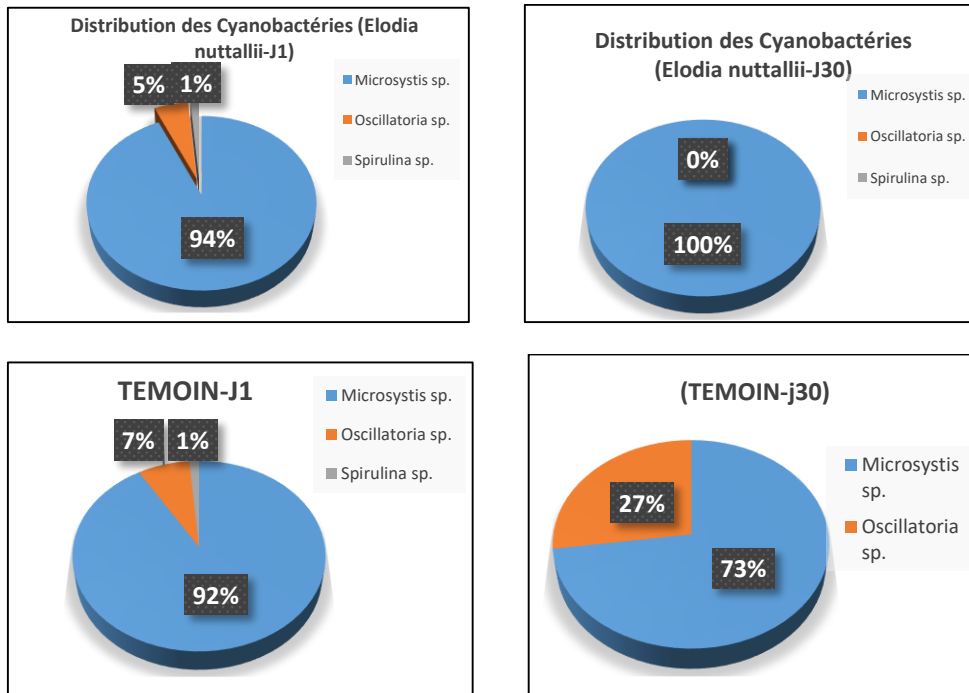


Figure 27 : Comparaison de la distribution des genres de cyanobactéries dans le lot traité par *Elodea nuttallii* entre J1 et J30.

Les résultats dans la figure 27, montrent qu'au début de l'expérience (J1), la distribution des trois genres de cyanobactéries identifiées était presque similaire dans le lot témoin et lot traité par *Elodea nuttallii*. *Microcystis spp.* était dominante à plus de 90%, alors que l'espèce *Spirulina spp.* s'est présentée avec un pourcentage de 1%.

À la fin d'expérience (J30), le traitement par la plante *Elodea nuttallii* a conduit à la disparition totale des formes filamenteuses et spirales. En effet, quoique sa densité a considérablement baissé, *Microcystis spp.* est la seule qui a été identifiée dans le lot d'aquarium. Comparativement au lot témoin, *Oscillatoria spp.* a atteint un pourcentage de 27%, *Microcystis spp.* 73% et on a noté la disparition totale de *Spirulina spp.*

3.1.4. Effet de *Ceratophyllum demersum* sur la distribution des cyanobactéries

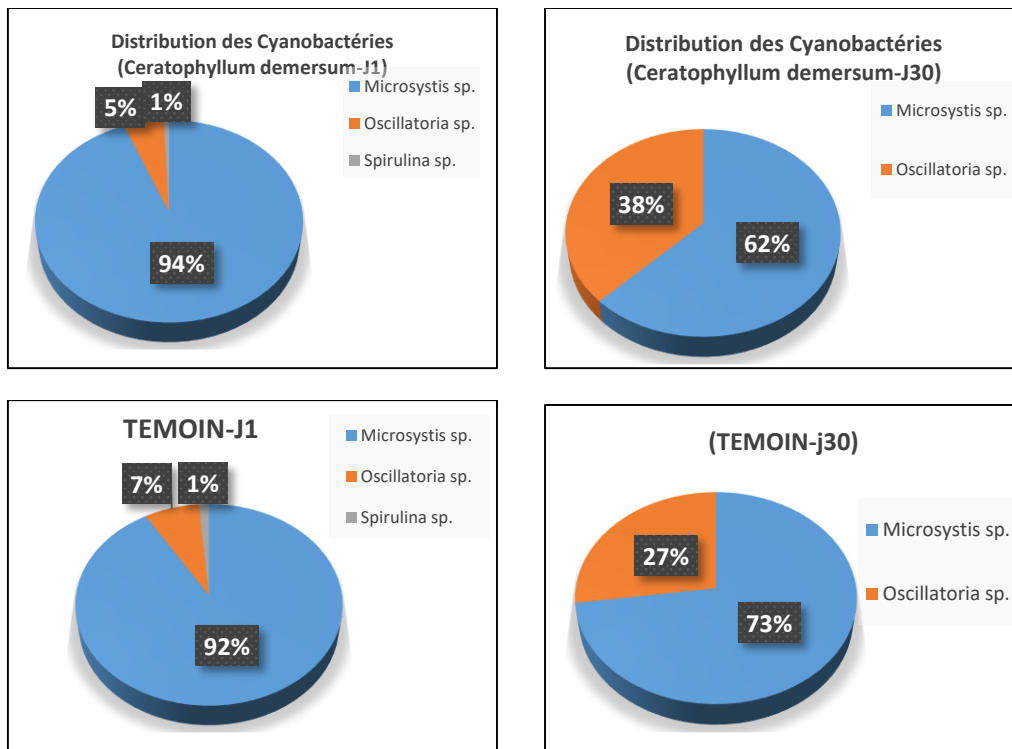


Figure 28 : Comparaison de la distribution des genres de cyanobactéries dans le lot traité par *Ceratophyllum demersum* entre J1 et J30.

Dans la figure 28, les résultats obtenus sont différents de ceux exposés dans la figure 27. En effet, après traitement de 30 jours par la plante *Ceratophyllum demersum*, uniquement *Spirulina spp.* a disparue alors que *Oscillatoria spp.* a atteint un pourcentage de 38% au dépend de *Microcystis spp.* qui a baissé jusqu'à 62%. Presque les mêmes observations ont été notées dans le lot témoin. Ceci indique que cette plante a eu un effet plutôt sur la densité cyanobactérienne que sur leur distribution comparativement aux témoins.

3.1.5. Effet des deux plantes sur la chlorophylle-a

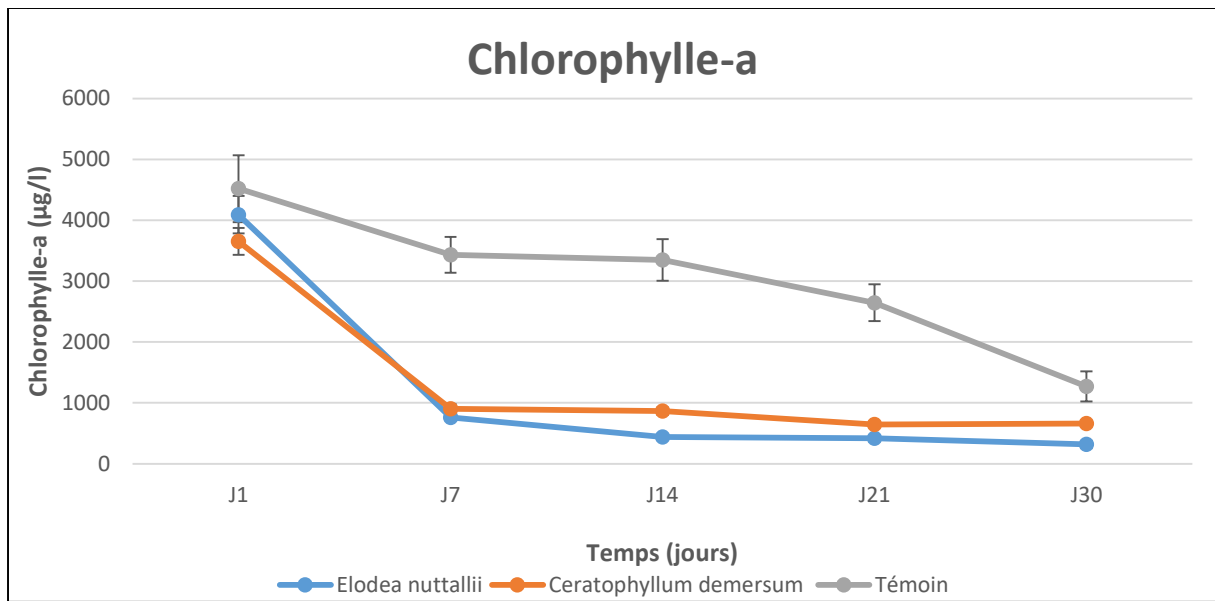


Figure 29: L'effet des deux plantes sur la chlorophylle-a.

Les résultats dans la figure 29, montre une courbe descendante de la concentration de chlorophylle-a en fonction du temps. Les deux plantes agissent de la même manière sur la densité des cyanobactéries et sur la chlorophylle-a. en effet, ces deux paramètres sont fortement corrélés.

3.2. DISCUSSION

Les proliférations cyanobactériennes nocives ont augmenté dans le monde en fréquence et intensité et recherche sur leur contrôle sujet se développent simultanément (**De Figueiredo, 2004**). Récemment, Beaucoup d'efforts ont été consacrés aux allélochimiques, qui sont sources potentiellement importantes de sélectif et biodégradable algicides (**Zhang et al ., 2013**). Les macrophytes submergés peuvent stabiliser les états d'eau claire dans les lacs eutrophes peu profonds en libérant des composés allélopathiques qui réduisent la biomasse d'épiphyton et de phytoplancton (**Mohamed et Al Shehri, 2010**).

Dans cette étude qui porte l'étude de l'effet allélopathique de deux plantes aquatiques *Elodea nuttallii* et *Ceratophyllum demersum* sur la croissance des cyanobactéries, nos résultats indiquent que ces plantes ont un effet inhibiteur de croissance impressionnant par rapport aux témoins ($P=0,000$). L'espèce *Elodea nuttallii* s'est avéré avoir, en plus, un effet sur la distribution des cyanobactéries.

En effet, plusieurs études indiquent que les cyanobactéries sont particulièrement sensibles à l'allélopathie (**Aliotta et al., 1990, 1991; Jasser, 1995; Korner et Nicklisch, 2002**).

(**Daniela et Elisabeth, 2006**) ont montré que des extraits de deux espèces d'*Elodea* : *E. canadensis* et *E. nuttallii*, et réduisent la croissance de plusieurs producteurs primaires aquatiques, parmi lesquels algues épiphytes et cyanobactéries isolées de différents macrophytes submergés. Les mêmes auteurs suggèrent que des substances inhibitrices peuvent être extraites de l'eau environnante d'*Elodea*.

Par ailleurs, **Mjelde & Faafeng (1997)** ont montré que *C. demersum* a entravé le développement du phytoplancton dans les zones peu profondes lacs à forte charge de phosphore mais à faible teneur en azote. **Fitzgerald (1969)** a également observé que *Ceratophyllum* et quelques autres macrophytes ou macroalgues avaient de faibles densités d'épiphyte sous azote, mais pas sous limitation du phosphore. Il n'a pas exclu les allélopathies ingénère. De plus, les excréments métaboliques de *C. demersum* ont inhibé la croissance des cyanobactéries (**Kogan et Chinnova, 1972**).

Dans des travaux ultérieurs, des extraits aqueux de *C. demersum* a provoqué un déclin des cyanobactéries et une augmentation des chlorophytes dans les tests de croissance avec phytoplancton naturel (**Jasser, 1995**).

CHAPITRE 3 : RESULTATS ET DISCUSSION

En plus de l'action allélopathique de ces macrophytes, les effets inhibiteurs de croissance observés étaient probablement liés à un avantage concurrentiel dans l'utilisation des nutriments selon l'hypothèse émise par **(Brammer, 1979)**.

D'autre part, Les résultats actuels suggèrent que les algues bleu-vert sont plus sensibles aux substances allélopathiques libérées de *C. demersum* que les algues vertes. En résumé, il semble que *C. demersum* puisse influencer la communauté phytoplanctonique en modifiant la dominance d'espèces. Cette influence est réalisée par des substances allélopathiques, auxquelles les bleus-verts semblent être le plus sensible **(Jasser, 1994)**

Nos résultats indiquent que la concentration de la chlorophylle-a diminue considérablement en présence des deux plantes. Ce paramètre étant fortement corrélé avec la densité des cyanobactéries.

L'utilisation de la dialyse membranes, *C. demersum* s'est avéré affecter les fonctions des cyanobactéries **(Jasser, 1995)**, probablement par interférence avec le fonctionnement optimal du photosystème II **(Körner et Nicklisch, 2002)**.

| CONCLUSION

CONCLUSION

La recherche de méthodes naturelles et efficaces de contrôle et de lutte contre ces microalgues est devenue un sujet de première ligne et d'actualité dans le domaine de l'eau et de la protection environnementale.

Ce présent travail est une contribution à l'étude de l'effet de deux plantes aquatiques *Elodea nuttallii* et *Ceratophyllum demersum* sur la croissance des cyanobactéries. Ceci s'ajoute aux nombreux travaux qui ont été effectués dans le domaine de la lutte biologique contre les efflorescences cyanobactériennes potentiellement toxiques

Les principaux résultats obtenus dans cette étude montrent un effet inhibiteur impressionnant des deux plantes sur la croissance des cyanobactéries récolté au niveau du Lac des Oiseaux ($p=0,000$).

Toutefois, *Elodea nuttallii* s'avère avoir un effet inhibiteur plus important que *Ceratophyllum demersum* ($p=0,000$).

Elodea nuttallii a également affecté la distribution des cyanobactéries comparativement à *Ceratophyllum demersum* en présence de laquelle, la distribution est restée presque similaire au lot témoin.

Les résultats obtenus montrent aussi une corrélation entre la densité des cyanobactéries et la concentration de la chlorophylle-a. En effet, la concentration de la chlorophylle diminuait avec la diminution de la densité des cyanobactéries. L'espèce *Elodea nuttallii* reste celle qui possède un effet plus fort que celui de *Ceratophyllum demersum*.

Ces résultats nous mènent à réfléchir sérieusement à l'introduction des plantes aquatiques telles que *Elodea nuttallii* et *Ceratophyllum demersum* dans les cours d'eau qui souffrent d'eutrophisation et d'un excès de producteurs primaires comme moyen lutte biologique.

En perspectives, nous visons d'approfondir cette étude afin de comprendre les mécanismes biochimiques et les biomolécules responsables de cet effet inhibiteur. De plus, il serait très intéressant d'élargir le spectre de recherche de plantes qui possèdent un effet régulateur de la population phytoplanctonique et particulièrement les cyanobactéries potentiellement toxiques.

| REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. **Abdesselam Amira.(2012).**Contribution à l'étude de l'impact d'un bloom à Cyanobactérie toxique sur la croissance de la tomate industrielle *Lycoperscum esculentum L.*(variété 61.08).Mémoire d'un Magister :Agriculture et fonctionnement des écosystèmes.El tarf :Université Chadli bendjedid ,154.
2. **Abe, T., Lawson, T., Weyers, J.D.B., Codd, G.A., (1996).** Microcystin-LR inhibits photosynthesis of *Phaseolus vulgaris* primary leaves: implications for current spray irrigation practice. *New Phytol.* 133 (4), 651–658
3. **Ahn CY, Joung SH, Jeon JW, Kim HS, Yoon BD, Oh HM., (2003).**Selective control of cyanobacteria by surfactincontaining204: pp 85-92.
4. **Aiken S G, Newroth P R, Wile I (1979)** "the biology of Canadian weeds. 34. *Myriophyllum spicatum L.*" *Canadian plant science* 59: 201-215
5. **Amé, M.V., del Pilar Díaz, M. and Wunderlin, D.A. (2003).** Occurrence of toxic cyanobacterial blooms in San Roque Reservoir (Córdoba, Argentina): A field and chemometric study. *Environmental Toxicology*, vol. 18, n° 3, p. 192-201.
6. **Anderberg, A. (1992).** Smal vattenpest, *Elodea nuttallii*, en ny vattenväxt I den svenska floran. *Svensk botanisk tidsskrift* 86:43-45
7. **Anderson, D.M.. (1997).** Turning back the harmful red tides. *Nature* 38, 513e514.
8. **Arber, A. (1920).** *Water Plants. A Study of Aquatic Angiosperms.* Cambridge University Press, Cambridge.
9. **Azevedo, S.M.F.O., Carmichael, W.W., Jochimsen, E.M., Rinehart, K.L., Lau, S., Shaw, G.R., Eaglesham, G.K., (2002).** Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. *Toxicology* 181 – 182, 441 – 446.
10. **Barberousse H. (2006).**-Etude de la diversité des algues et des cyanobactéries colonisant les revêtements de façade en France et recherche des facteurs favorisant leur implantation. Thèse de doctorat du Muséum National d'Histoire Naturelle. Phycologie Appliquée, 192P.
11. **Bauld, J. (1981).** Occurrence of benthic microbial mats in saline lakes, *Hydrobiologia* **81**: 87–111.
12. **Bergh O, Borsheim KY, Bratbak G, Heldal M.** High abundance of viruses found in aquatic environments.*Nature* 1989; 340:467-468.
13. biomanipulation: mechanisms and pathways. *Water Sei. Technol.* 32: pp 197-206.
14. **Boing WJ, Wagner A, Voigt H, Deppe T, Benndorf J.** Phytoplankton responses to grazing by *Daphnia galeata* in the bio manipulated Bautzen reservoir. *Hydrobiologia* 1998; 389(1-3):101-114. 49.
15. **Borowitzka, L. A., (1986).** Osmoregulation in blue-green algae, *Prog. Phycol. Res.* **4**: 243–256.
16. **Bourrelly P.(1970).** les algues d'eau douce : initiation à la systématique, Tome III : les algues bleues et rouges, les Eugléniens, Péridiniens et Cryptomonadines. Ed. Boubée et Cie, 512P.
17. **Bowmer, K. H., Jacobs, S. W. L., & Sainty, G. R. (1995).** Identification, biology and management of *Elodea canadensis*, Hydrocharitaceae. *Journal of aquatic plant management*, 33, 13-19.
18. **BRABRAND, A., FAAFENG, B. A., KALLQVIST, T . & NILSSE.N, J. P. (1983).** Biological control of undesirable cyanohacteria in culturally eutrophic lakes. *Oecotcjgia* (Berlin) 60, 1-5
19. **BRIAN A. WHITTON . (1992).** Department of Biological Sciences, University of Durharn, Durharn DHI3LE, United Kingdom. Phatasynthetic Prakaryates, edited by Nicholas H. Mann and Noel G. Carr. Plenum Press, New York.

20. **Cannon RE, Shane MS, Whitaker JM.** Interaction of *Plectonema boryanum* (Cyanophyceae) and the LPPcyanophages in continuous culture, *J Phycol.* 1976; 12:418-421.
21. **Canter HM, Heaney SI, Lund JWG.,(1990).** The Ecological Significance of Grazing on Planctonic Populations of Cyanobacteria by the Ciliate Nassula. *New Phytol* 1990; 114:247-263.
22. **CARMICHAEL W.W. (1992).**Cyanobacteria secondary metabolites-the cyanotoxins. *J. Appl. Bacteriol.* 72, 460..
23. **Carmichael W.W., Evans W.R., Yin Q.Q., Bell P. et Moczydlowsky E. (1997).** Evidence of paralytic shellfish poisons in the freshwater cyanobacterium *Lyngbya wollei*. *Appl Environ Microbiol* 63:3104–3110.
24. **Carmichael, W. W. (1992).** Cyanobacteria secondary metabolites-the cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology*, 72(6), 445-459.
25. **Chang X., Eigemann F. & Hilt S. (2012).** Do macrophytes support harmful cyanobacteria? Interactions with a green alga reverse the inhibiting effects of macrophyte allelochemicals on *Microcystis aeruginosa*. *Harmful Algae*, 19, 76– 84.
26. charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms.
27. **Chevalier P., Pilote R., et Leclerc J., M., (2001).** Risque à la santé publique découlant de la présence de cyanobactéries (algues bleus) et de microcystine dans trois bassins versants du Sud-Ouest québécois tributaire du fleuve Saint laurent : Rapport, unité de recherche en santé publique (centre hospitalier de l'université Laval) et institut national de santé publique, 151P.
28. **Choi HJ, Kim BH, Kim JD, Han MS.,(2005).** *Streptomyces neyagawaensis* as a control for the hazardous biomass of *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria) in eutrophic freshwaters. *Biological Control* 2005; 33(3):335-343.
29. **Chorus I. and Bartram J. (eds.), (1999).** Toxic cyanobacteria in water: a guide to public health significance, monitoring and management. E & FN Spon/Chapman & Hall, London, united Kingdom, 416 p.
30. **Chorus, I. and Bartram, J. (eds) (1999).** Toxic cyanobacteria in water - A guide to their public health consequences, monitoring, and management, E and FN Spon, published on behalf of the World Health Organization, New York.
31. **Codd GA. (2000).** Cyanobacterial toxin , the perception of water quality, and the prioritisation if eutrophication control. *Ecological Engineering* 16: 51–60.
32. **Colyer, C. L., Kinkade, C. S., Viskari, P. J. et Landers, J. P., (2005).** Analysis of cyanobacterial pigments and proteins by electrophoretic and chromatographic methods. *Analytical and Bioanalytical Chemistry.* 382: 559-569.
33. **Cook CDK (1985).** Worldwide distribution and taxonomy of *Myriophyllum* species. *In:* LWJ Anderson (ed), *Proceedings of of the first international Symposium on the watermilfoil (Myriophyllum spicatum) and related Haloragaceae species.* *Aquat. Plant. Manage. Soc.,*Washington, D.C. pp 1-7.
34. **COOK, W. L. & AHEARN, D . G . (1976).** Natural control of Anabaena hlooms by the amoeba *Asterocaeetuni onabaenophitnm* sp. nov. *In:* *Distributionat history of the biota of the Southern Appalachians. Part 4. Algae and fungi — biogeographv, svstentaties and ecology* (Ed. by B. C. Parker and M. K. Roane), pp. 71-80. University Press of Charlottesville.
35. **COOK, W. L., AHEARN, D . G., REINHARDT, D . J., AND REIHER, R. J. (1974).** Blooms of an algophorous amoeba associated with Anabaen
36. **Corolla Jean-Pierre, ZIEMSKI Frédéric, KUPFER Michel** *Elodea canadensis* Michx., DORIS [en ligne]... Disponible à l'adresse :<http://doris.ffessm.fr/ref/specie/356>

37. **Couch R, and Nelson E (1985).** *Myriophyllum spicatum* in North America. In: L. W. J. Anderson (ed), Proceedings of the first international symposium on watermilfoil and related Haloragaceae species. Aquat. Plant Manage. Soc., Washington, D.C. pp. 8-18
38. **Cox, P. A., Banack, S. A., Murch, S. J., Rasmussen, U., Tien, G., Bidigare, R. R., Metclaf, J. S., Morrison, L. F., Codd, G. A., Bergman, B., (2005).** Diverse taxa of cyanobacteria produce β -N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid. Proceedings of the National Academy of Sciences - PNAS, 102, 5074–5078
39. **Daft MJ, Burnham JC, Yamamoto Y.,(1985).** Lyses of *Phormidium luridum* by *Myxococcus fulvus* in continuous flow cultures, J Appl. Bacter; 59:73-80.
40. **DAISIE. (2009).** Handbook of Alien Species in Europe. Invading nature: Springer series in invasion ecology 3. 399 pp. Dendéne, M.A., Rolland, T., Trémolières, M. and Carbiener, R. 1993. Effect of ammonium ions on the net
41. **De Boutray, M.-L., Maghsoudi, E., Ndong, M., and Dorner, S. (2017).** Revue de littérature sur les cyanotoxines dans les milieu aquatiques d'eau douces : leurs effets potentiels sur la santé des usagers et les critères ou seuils d'alerte de toxicité chronique et aiguë. Polytechnique de Montréal, Montréal.
42. **Declerck S.A.J., Bakker E.S., van Lith B., Kersbergen A. & van Donk E. (2011)** .Effects of nutrient additions and macrophyte composition on invertebrate community assembly and diversity in experimental ponds. Basic and Applied Ecology, 12, 466–475.
43. **DellaGreca M., Fiorentino A., Isidori M., Monaco P., Temussi F. & Zarrelli A. (2001).**Antialgal furano-diterpenes from Potamogeton natans L. Phytochemistry, 58, 299–304. **van Donk E. & van de Bund W.J. (2002)** Impact of submerged macrophytes including charophytes on phytoand zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. Aquatic Botany, 72, 261–274.
44. **Delwiche, C.F. and Palmer, J.D., (1997)** Origins of Algae and their Plastids. Bhattacharya, D. (ed), pp. 53-86, Springer Vienna, Vienna.
45. **Di Nino, F., Thiebaut, G., Muller, S. (2005).** Response of Elodea Nuttallii (Planch.) H. St. John to Manual Harvesting in the North-East of France. Hydrobiologia. 551. 147-157. 10.1007/s10750-005-4457-y.
46. **DRYDEN, R. C. & WRIGHT, S. J. L. (1987).** Predation of cyanobacteria by protozoa. Canadian Journal of Microbiologv 33, 471-482
47. **E-Flora BC. (2014).** E-flora BC: Electronic Atlas of the Flora of British Columbia., British Columbia, Canada: <http://ibis.geog.ubc.ca/biodiversity/eflora/>
48. **EiïERLY, W. R. (1959).** The metalimnetic oxygen maximum in Myers Lake. Investigations of Indiana Lakes and Streams 5, 1^6.
49. **Elakûvidl S. D. and Wooten .1. W. (1989).** Allelopathic potentiel! of sixteen aquatic and wetland plants. 1. Aquat. Plant Manage, 27: pp 78-84.
50. **El-Ghazal, R.A.K., Riemer, D.N.,(1986).** Germination suppression by extracts of aquatic plants. J. Aquat. Plant Manage. 24, 76–79.
51. Elsevier. Aquatic Botany, 72: pp 261-274.
52. **Erhard D. & Gross E.M. (2006).** Allelopathic activity of Elodea canadensis and Elodea nuttallii against epiphytes and phytoplankton. Aquatic Botany, 85, 203–211.
53. **Erhard,D., Gross, E.M.. (2005).**Do environmental factors influence composition of potential allelochemicals in the submersed freshwater macrophyte Elodeanuttallii (Hydrocharitaceae)? Verh. Int. Verein. Limnol. 29, 287–291.
54. **ERIKSSON J.E., BRAUTIGAN D.L., VALLEE R., OLMSTED J., FUJOKI H., GOLDMAN R.D.(1992).** Cytoskeletal integrity in interphase cells require protein phosphatase activ ity. Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 89, 11093.
55. **Falconer, I. R. (1999).** An overview of problems caused by toxic blue-green algae (cyanobacteria) in drinking and recreational water. *Environmental Toxicology*, 14, 5-12.

56. **Fay P. (1992).** Oxygen relations of nitrogen fixation in cyanobacteria. *Microbiological rev*, 2 (56): 340-373.
57. **Fitzgerald, G. P., (1969).** Some factors in the competition or antagonism among bacteria, algae and aquatic weeds. *J. Phycol.* 5: 351–359
58. **FOGG, G . E., STEWART, W . D . P., FAY, P. & WALSBY, A. E. (1973).** The Blue-Green Algae, pp. 459. Academic Press, London and New York.
59. **Ganf, G.G., Heaney, S.I. and Corry. J., (1991).** Light absorption and pigment content in natural populations and cultures of a non-gasvacuolate cyanobacterium *Oscillatoria bourrellyi* *Tychomema bourrellyi*. *Journal of Plankton Research.* 13: 1101-1121.
60. **Gao, L., Xie, L. (2011).** Analysis of the influence of meteorological condition on cyanobacterial bloom and treatment methods in Taihu Lake. *China Resour. Compr.*
61. **Gehrke PC, Harris JH.(1994).** The role of fish in cyanobacterial blooms in Australia. *Aust. J Mar. Freshwater Res.* 45:905-915
62. **Getachew T.** Stomach pH, feeding rhythm and ingestion rate in *Oreochromis-Niloticus* L. (Pisces, Cichlidae) in Lake Awasa, Ethiopia. *Hydrobiologia* 1989b; 174:43-48.
63. **Getsinger KD Turner EG, Madsen J D, Netherland M D (1997)** “restoring native vegetation in a eurasian water milfoil-dominated plant community using the herbicide triclopyr” regulated rivers: research & management, VOL. 13, 357-375
64. **Gl'anéli E. and Hansen P. J., (2006).** Allelopathy in harmful algae: a mechanism to compete for resources? In: Graneli, E., Turner, J. T. (Eds.), *Ecology of Harmful Algae.* Springer-Verlag, Berlin, pp 189-201.
65. **Gons HJ, Ebert J, Hoogveld HL, van den Hove, L Pel, Woldringh CJ. et al,(2002).** Observations on cyanobacterial population collapse in eutrophic lake water. *Antonie Van Leeuwenhoek International Journal of General and Molecular Microbiology;* 81:319-326.
66. **Gopal, B. & U. Goel, (1993).** Competition and allelopathy in aquatic plant communities. *Bot. Rev.* 59: 155–210.
67. **Grace, J.B., Wetzel, R.G., (1978).** The production biology of eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.): a review. *Journal of Aquatic Plant Management* 16, 1– 11.
68. **Gromov BV, Ivanov OG, Mamkaeva KA, Avilov IA.** The Flexibacterium lyzing Blue-Green Algae. *Microbiological* 1972; 41:1074-1079.
69. **Gross E. M., Hilt S., Lombardo P. and Mulderij G.,(2007).** Searching for allelopathic effects of submerged macrophytes on phytoplankton-state of the art and open questions. *Hydrobiologia*,584: pp 77-88.
70. **Gross E. M., Meyer H., and Schilling G., (1996).** Release and ecological impact of algicidal
71. **Gross M. E., Erhard D. and Eniko Iv'anyi E., (2003).** Allelopathic activity of *Ceratophyllum demersum* L. and *Najas marina ssp.intermedia* (Wolfgang) Casper. *Hydrobiologia*, 506-509: 583-589.
72. **Gross, E. M. (1999).** Allelopathy in benthic and littoral areas: Case studies on allelochemicals from benthic cyanobacteria and submersed macrophytes. In Inderjit, K. M., M. Dakshini & C. L. Foy (eds), *Principles and Practices in Plant Ecology: Allelochemical Interactions.* CRC Press, LLC, Boca Raton: 179–199.
73. **HARBI Soumaya. (2016).** Structure et écologie des Sarcelles d’hiver *Anas crecca crecca* hivernant au niveau du Lac des Oiseaux et du Marais de la Mékhada (Wilaya d’El-Tarf). Thèse de doctorat : Biologie animal. Wilaya Annaba : UNIVERSITÉ BADJI MOKHTAR ANNABA,118.
74. **Hasle GR. (1978)** Counting phytoplankton cells In Sournia A (ed.) *Phytoplankton Manual.* UNESCO, Paris, p337.

75. **Hawkins P.R., Runnegard M.T.C., Jackson A.R.B., et Falconer I.R. (1985).** Severe hepatotoxicity caused by the tropical cyanobacterium (blue-green algae) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and Subba Raju isolated from a domestic water supply reservoir. *Journal of Applied Environmental Microbiology* 50: 1292–1295.
76. **Hilt S. & Gross E.M. (2008).** Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow lakes? *Basic and Applied Ecology*, 9, 422–432.
77. **Hilt S., (2006).** Allelopathic inhibition of epiphytes by submerged macrophytes. *Aquatic Botany*, 85: pp 252-256. Short communication.
78. **Howarth, R. W., Marino, R., Lane, J., and Cole, J. J., (1988),** Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 1. Rates and importance, *Limnol. Oceanogr.* **33**: 669–687.
79. **Hrbáček J, Dvořáková M, Kořínek V, Procházková L.(1961).** Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verh. Intern. Ver. Limnol*; 14:192-195.
80. **Humpage, A.R., Fenech, M., Thomas, P., Falconer, I.R.,(2000).** Micronucleus induction and chromosome loss in transformed human white cells indicate clastogenic and aneugenic action of the cyanobacterial toxin, cylindrospermopsin. *Mutat. Res.* 472, 155 – 164.
81. **Hutchinson, G. E. (1975).** A Treatise on Limnology, Vol. III. Limnological Botany. John Wiley & Sons, New York. hydrolysable polyphenols in *Myriophyllum spicatum*. *Phytochemistry*, 41,133-138.
82. **Ianora A., Boersma M., Casotti R., Fontana A., Harder J., Hoffmann F., Pavia H., Potin P., Poulet S. A. and Toth G., (2006).** New trends in marine chemical ecology. *The H.T. üdum*
83. **Ikusima, I. (1980).** The adventive spread of submerged plants in Lake Biwa, Japan. *Tropical Ecology & Development*, 1980, pp. 855-860
84. **Ikusima, I. and H. Kabaya (1965)** .A new introduced aquatic plant, *Elodea occidentalis* (Pursh) St. John in Lake Biwa, Japan. *Journal of Japanese Botany*, 40: 57-64. (in Japanese with English summary)
85. **Imamura N, Motoike I, Noda M, Adachi K, Konno A, Fukami H. Argimici A.,(2000).** novel anti-cyanobacterial compound produced by an algae-lysing bacterium. *Journal of Antibiotics*. 2000; 53:1317-1319.
86. **Imesland, S. (2008).** Smal vasspest (*Elodea nuttallii*) ny for Norge i Fuglestadåna på Jæren – og generelt om vasspest på Jæren. *Blyttia* 66 (2): 134-135
87. interactions: The relative importance of allelopathy versus other factors. *Ecological modeling*,
88. investigations on some illpllllall phlllis whi~:h imp(:de tlow of western irrigation waters. *JointLab. Rep. SI-2, USDA, Bur. Reclam. Eng. Lab., and USDA, ARS Field Crops Branch*, pp 16-17.
89. **Jabulani Gumbo R ., Gina Ross ., Thomas E (2008).** Biological control of *Microcystis* dominated harmful algal blooms (En linge). *African Journal of Biotechnology* Vol. 7 (25), pp. 4765-4773.
90. **Jacquet S, Briand J-F, Leboulanger C, Avois-Jacquet C, Oberhaus L, Tassin B et al., (2003).** The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget). *Harmful Algae* **4**: 651–672.
91. Jaeg JP. Microcystines : intoxication des animaux domestiques et sécurité des aliments d'origine animale. *Revue Méd. Vét.*, 2007,158, 2, 46-58

92. **Jaiswal, P., Singh, P.K. and Prasanna, R. (2007).** Factors influencing algicide production by *Microcystis* sp., and its effect on selected cyanobacteria. In *Advances in applied phycology* (p. 75-84). New Delhi, Daya publishing house.
93. **Jan_cula, D., Mar_sálek, B. (2011).** Critical review of actually available chemical compounds for prevention and management of cyanobacterial blooms. *Chemosphere* 85, 1415e1422.
94. **Jasser I. (1995).** The influence of macrophytes on a phytoplankton community in experimental conditions. *Hydrobiologia*, 306: pp 21-32.
95. **Jasser, I. (1994).** Influence of *Ceratophyllum demersum* on phytoplankton community in experimental conditions. *Verh. int. Ver. theor. angew. Limnol.* 25: 2291–2295.
96. **Jensen, T. E. (1985).** Cell inclusions in the cyanobacteria, *Arch. Hydrobiol.* (Suppl.) 71: 3Jeppesen E, Jensen JP, Søndergaard M, Lauridsen TL, Pedersen LJ, Jensen L. 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrients, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342/345:151–643–73.
97. **Joleaud L., 1936** – Etude géologique de la relation de Bône et de la Calle. *Bul. Sev. Cartegéol. De l'Algérie.* 2ème série stratigraphique. Descriptions régionales N° 12, 185 p.
98. **Kadono, Y., T. Nakamura and T. Suzuki (1997)** .Genetic uniformity of two aquatic plants, *Egeria densa* Planch. And *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John, introduced in Japan. *Japanese Journal of Limnology*, 58: 197-203.
99. **Kaebernick, M. and Neilan, B.A. (2001).** Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. *Federation of European Microbiological Societies Microbiology ecology*, vol. 35, n° 1, p. 1-9.
100. **Kaebernick, M., Neilan, B.A., Borner, T. and Dittmann, E. (2000).** Light and the transcriptional response of the microcystin biosynthesis gene cluster. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 66, n° 8, p. 3387-3392.
101. **Knoll A. H. (2008).** *Cyanobacteria* and earth history. – In: Herrero A. & Flores E. (eds), *The cyanobacteria: molecular biology, genomics and evolution*, p. 1–19, Caister Academic Press, Norfolk.
102. **Knowles EJ, Castenholz RW (2008).** Effect of exogenous extracellular polysaccharides on the desiccation and freezing tolerance of rock-inhabiting phototrophic microorganisms. *FEMS Microbiol Ecol* 66 pp261-270.
103. **Kogan, S. I. & G. A. Chinnova, (1972).** Relations between *Ceratophyllum demersum* (L.) and some blue-green algae. *Hydrobiol. J.* 8: 14–19 (21–27).
104. **Komárek J. (2013).** Cyanoprokaryota. 3. Heterocytous genera. – In: Büdel B., Gärtner G., Krienitz L. & Schagerl M. (eds), *Süswasserflora von Mitteleuropa/Freshwater flora of Central Europe*, Springer Spektrum Berlin, Heidelberg, p. 1130.
105. **Komarek, J. (2006)** .Cyanobacterial Taxonomy: Current Problems and Prospects for the Integration of Traditional and Molecular Approaches. *ALGAE* 21(4), 349-375.
106. **Komárek, J. (2014).** Phenotypic and ecological diversity of freshwater coccoid cyanobacteria from maritime Antarctica and Islands of NW Weddell Sea . II . Jiří Komárek. *Czech Polar Reports*, 4(1), 17–39.
107. **Korner S. & Nicklisch A. (2002)** .Allelopathic growth inhibi- € tion of selected phytoplankton species by submerged macrophytes. *Journal of Phycology*, 38, 862–871
108. **Körner, S. et A. Nicklisch, (2002).** Allelopathic growth inhibition of selected phytoplankton species by submerged macrophytes. *J. Phycol.* 38: 862–871.
109. **Kotak BG, S Semalulu, DL Fritz, EE Prepas, SE Hrudey, RW Coppock.,(1996).** Hepatic and renal pathology of intraperitoneally administered microcystin-LR in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Toxicol*; 34:517-525.

110. **Kuiper-Goodman, T., Falconer, I.R., Fitzgerald, J.,(1999).** Human health aspects. In: Chorus, I., Bartram, J. (Eds.), Toxic Cyanobacteria in Water. E and F.N. Spon, London, pp. 113 – 153
111. **Kurita, H. and H. Minemura (1985).** Invasion of *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John into Lake Oze-numa and the change of native aquatic plant communities. Bulletin of Water Plant Society, Japan, 20: 11-15. (in Japanese)
112. **Lavoie, I., Laurion, I., Warren, A. et Vincent, W. (2007).** Les fleurs d'eau de cyanobactéries, revue de littérature. Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Québec, rapport n° 916, 124 p.
113. **Lazzaro X.** Do the trophic cascade hypothesis and classical bio manipulation approaches apply to tropical lakes and reservoirs. Verh. Int. Verein, Limnol 1997; 26:719-730.
114. **Lehtimäki, J., Sivonen, K., Luukainen, R. and Niemela, S.I. (1994).** The effects of incubation time, temperature, light, salinity, and phosphorus on growth and hepatotoxin production by Nodularia strains. Archiv fur Hydrobiologie, vol. 130, n° 3, p. 269-282.
115. **Lehtonen, K. K., Kankaanpää, H., Leinio, S., Sipia, V. O., Pflugmacher, S. et Sandberg-Kilpi, E. (2003).** Accumulation of nodularin-like compounds from the cyanobacterium Nodularia spumigena and changes in acetylcholinesterase activity in the clam *Macoma balthica* during short-term laboratory exposure. *Aquatic Toxicology*, 64, 461-476.
116. **Les, D. H. (1986).** The phylogeography of *Ceratophyllum demersum* and *C. echinatum* (*Ceratophyllaceae*) in glaciated North America. Canadian Journal of Botany, 64(3), 498–509. doi:10.1139/b86-064
117. **Lukac, M. and Aegerter, R. (1993).** Influence of trace metals on growth and toxin production of *Microcystis aeruginosa*. *Toxicon*, vol. 31, n° 3, p. 293-305.
118. **Lyck, S., Gjølme, N. and Utkilen, H. (1996).** Iron starvation increases toxicity of *Microcystis aeruginosa* CYA 228/1 (Chroococcales, Cyanophyceae). *Phycologia*, vol. 35, n° SUPPL., p. 120-124.
119. **M. Lahrouni, K. Oufdou, B. Oudra .,(2015).** Occurrence of cyanobacteria producing toxins in irrigation freshwaters: which impacts on crop quality and public health?. *J. Mater. Environ. Sci.* 6 (10) (2015) 2986-3001 ISSN : 2028-2508.
120. **Manage PM, Kawabata Z, Nakano S.(2000).** Algicidal effect of the bacterium *Alcaligenes denitrificans* on *Microcystis* spp. *Aquatic Microbial Ecology* 2000; 22:111-117.
121. **Mazur-Marzec H, Meriluoto J, Plinski M, et al.,(2006).** Characterization of nodularin variants in *Nodularia spumigena* from the Baltic Sea using liquid chromatography/mass spectrometry/mass spectrometry. *Rapid Com Mass Spectr*;20(13):2023-32.
122. **Mazur-Marzec H., Tyminska A., Szafranek J. et Plinski M. (2006).** Accumulation of Nodularin in Sediments, Mussels, and Fish from the Gulf of Gdansk, Souther in Baltic Sea. *Wiley Inter Science*, 22: 101–111
123. **Mjelde M. et Faafeng B.A. (1997).** *Ceratophyllum demersum* hampers phytoplankton development in some small Norwegian lakes over a wide range of phosphorus concentrations and geographical latitude. *Freshwater Biology*, 37, 355–365
124. **Mulderij G., Mooij W. M, Smolders A. J. P, and Van Donk E., (2005).** Allelopathic inhibition of phytoplankton by exudates from *Stratiotes aloides*. *Aquatic Botany*, 82(4): pp 284-296.
125. **Mulderij G., Smolders A.J.P. & van Donk E. (2006).** Allelopathic effect of the aquatic macrophyte, *Stratiotes aloides*, on natural phytoplankton. *Freshwater Biology*, 51,

- 554–561. Muylaert K., Declerck S., Van Wichelen J., De Meester L. & Vyverman W. (2006) An evaluation of the role of daphnids in controlling phytoplankton biomass in clear water versus turbid shallow lakes. *Limnologica*, 36, 69–78
126. **Mulderij G., Van Nesc E. H., and Van Donka E.,(2007)**. Macrophyte-phytoplankton
127. **Mulderij, G., (2006)**. Chemical warfare in freshwater - Allelopathic effects of macrophytes on phytoplankton. Ph.D. thesis, Netherlands Institute of Ecology, The Netherlands.
128. **Muller, S. (coord.) (2004)**. Plantes invasives en France, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, ISBN 978-2-85653-570-8, 168 pp.
129. **Murray, R. G. E. (1962)**. In *Microbial Classification*, ed. G. C. Ainsworth, P. H. A. Sheath, pp. 19-44. Cambridge, England: Cambridge Univ. Press. 483 pp.
130. **Nagarajan M, Maruthanayagam V, Sundararaman M (2012)**. A review of pharmacological and toxicological potentials of marine cyanobacterial metabolites. *J Appl Toxicol* 32:153-185.
131. **Newman, R.M. (2004)**. Invited review -biological control of Eurasian watermilfoil by aquatic insects: basic insights from an applied problem. *Arch. Hydrobiol.* 159: 145–184
132. **Nichols SA, Shaw BH.(1986)**. Ecological life histories of the three aquatic nuisance plants, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus* and *Elodea canadensis*. *Hydrobiologia*. 131:3-21.
133. **Nishizawa, T., Asayama, M., Fujii, K., Harada, K. and Shirai, M. (1999)**. Genetic analysis of the peptide synthetase genes for a cyclic heptapeptide microcystin in *Microcystis* spp. *Journal of Biochemistry*, vol. 126, n° 3, p. 520-529.
134. **Nohara, S. (1988)**. Ecology of *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John in Lake Oze-numa and Lake Yuno-ko, with special reference to monitoring methods of the change of distribution of submerged plants. *Bulletin of Water Plant Society, Japan*, 33/34: 43-46. (in Japanese)
135. **Oborn E. T., Moran W. T., Greene K. T., and Bartley T. R., (1954)**. Weed control
136. **Ohtani, I, Moore, R.E., Runnegar, M.T.C.,(1992)**. Cylindrospermopsin, a potent hepatotoxin from the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii*. *J. Amer. Chem. Soc.*, 114, 7941-7942.
137. **Onion AM, (2004)**; Herbivore resistance in invasive and native *Myriophyllum spicatum* and *Myriophyllum heterophyllum* ; A Thesis Presented to the Faculty of the Graduate School of Cornell University in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree of Master of Science.
138. **Pajdak-Stos A, Fialkowska E, Fyda J.,(2001)**. *Phormidium autumnale* (Cyanobacteria) defenses against three ciliate grazer species. *Aquatic Microbial Ecology* 2001; 23:237- 244.
139. **Preußel K, Stüken A, Wiedner C, Chorus I, Fastner J (2006)**. First report on cylindrospermopsin producing *Aphanizomenon flos-aquae* (Cyanobacteria) isolated from two German lakes. *Toxicon* 47:156-162.
140. **PROWSE, G . A. (1968)**. Algal records. Report of the Tropical Fish Culture Research Institute p. 22, Malacca.
141. **Ramade, F. (2005)**. *Éléments d'écologie: Ecologie appliquée. Action de l'homme sur la biosphère*, Paris, France: McGraw-Hill.
142. **Rapala, J. and Sivonen, K. (1998)**. Assessment of environmental conditions that favor hepatotoxic and neurotoxic *Anabaena* sp. strains cultured under light limitation at different temperatures. *Microbial Ecology*, vol. 36, n° 2, p. 181-192.
143. **Rapala, J., Sivonen, K., Luukkainen, R. and Niemela, S.I. (1993)**. Anatoxin-a concentration in *Anabaena* and *Aphanizomenon* under different environmental conditions

and comparison of growth by toxic and non-toxic *Anabaena*-strains - A laboratory study. *Journal of Applied Phycology*, vol. 5, n° 6, p. 581-591.

144. **Référence bibliographique**

145. **Reim RL, Shane MS, Cannon RE.,(1974).** The characterization of a *Bacillus* capable of blue-green bactericidal activity. *Can.J Microbial.* 1974; 20:981-986.
146. **REYNOLDS, C. S. (1975).** Interrelations of photosynthetic behaviour and buoyancy regulation in a natural population of a blue-green alga. *Freshwater Biology* 5, 323-338.
147. **Rice E. L. (1984).** Allelopathy. Second Edition, Academic Press, 422 p.
148. **ROBIN J., WILLAME R., SARAZIN G., BRIENT L. (2003).** Changements globaux et efflorescences à cyanobactéries en France. GRISCYA 26/11/2003. UMR CARTELE, INRA Thonon les Bains. 28 p.
149. **Rodier J., Bazin C., Broutin J. P., Chambon P., Champsaur H., Rodi L., 1996.** L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. 8ème édition. Dunod. Paris. 1383 p.
150. **Rojo C., Segura M., Cortés F., Rodrigo M.,** *Aquat. Toxicol.* 144 (2013) 1-10.
151. **Romanowska-Duda z ., Mankiewicz J., TarczyńskaM., WalterZ ., Zalewski M(2002).** The Effect of Toxic Cyanobacteria (Blue-Green Algae) on Water Plants and Animal Cells. *Polish Journal of Environmental Studies* Vol. 11, No. 5(en linge) .Page consulté le 04/06/2020) .
152. **Romero-Oliva C., Contardo-Jara V., Block T., Pflugmacher S.,** *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 102 (2014) 121-128.
153. **Rowmanowska-Duda, Z., Tarczynska, M., (2002).** The influence of microcystinLR and hepatotoxic cyanobacterial extract on the water plant *Spirodela oligorrhiza*. *Environ. Toxicol.* 17, 434–440. Mathé C., M-hamvas M., Vasas G., Suranyi G., Bacsı I., Beyer D., Toth S., Timar M., Borbely G., *New phytol.* 176 (2007) 824-834
154. **Safferman RS, Morris ME.** Control of algae with viruses. *J Am. Water Works Assoc.* 1964; 56:1217-1224.
155. Sallal AKJ. Lyses of cyanobacteria with *Flexibacter* spp. Isolated from domestic sewage. *Microbios* 1994; 77:57- 67.
156. **Sand-Jensen K. & Borum J. (1991).** Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquatic Botany*, 41, 137–175.
157. **Saqrane S., El ghazali I., Ouahid Y., El Hassni M., El Hadrami I., Bouarab L., del Campo F. F., Oudra B., Vasconcelos V.,** *Aquat. Toxicol.* 83 (2007) 284-294.
158. **Schagerl, M. et Donabaum, K., (2003).** Patterns of major photosynthetic pigments in freshwater algae. 1. Cyanoprokaryota, Rhodophyta and Cryptophyta. *Annales de Limnologie.*39:35-47.
159. **Scheffer, M., S. H. Hoser, M. L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen., (1993).** Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.* 8: 275–279.
160. **Schopf J. W. (1974).** The development and diversification of Precambrian life. – *Origin of Life* 5: 119–135.
161. **Schopf, J.W. (2002)** The Ecology of Cyanobacteria: Their Diversity in Time and Space. Whitton, B.A. and Potts, M. (eds), pp. 13-35, Springer Netherlands, Dordrecht.
162. **Schuermans R. M., Matthijs H. C. D., Stall L. J.&Hellingwerf K. J. (2014).**Cyanobacterial cellulose synthesis in the light of the photanol concept. – In: Sharma N. H., Rai A. K. & Stall L. J. (eds), *Cyanobacteria: an economic perspective*, p. 181–195, Wiley Blackwell. Sciences et de Génie. Université Laval. Québec. 129P.
163. **Shapiro J.** Lake restoration by bio manipulation-a personal view. *Environ. Rev* 1995; 3:83-93.
164. **Shen, X., Lam, P.K.S, Shaw, G.R., Wickramasinghe, W., (2002).** Genotoxicity investigation of a cyanobacterial toxin, cylindrospermopsin. *Toxicon* 40, 1499 – 1501.

165. **Sigee DC, Glenn R, Andrews MJ, Bellinger EG, Butler RD, Epton HAS et al.** Biological control of cyanobacteria: principles and possibilities. *Hydrobiologia* 1999; 396:161- 172.
166. **Silvano J.(2005).** Toxicité des cyanobactéries d'eau douce vis-à-vis des animaux domestiques et sauvages : Thèse de doctorat, Ecole nationale vétérinaire de Lyon, N°34. Paris, 21- 116PP.
167. **Sivonen K, Jones G (1999).** Cyanobacterial Toxins. In: Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management : London, pp 41-111.
168. **Sivonen, K. (1990).** Effects of light, temperature, nitrate, orthophosphate, and bacteria on growth of and hepatotoxin production by *Oscillatoria agardhii* strains. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 56, n° 9, p. 2658-2666.
169. **Sivonen, K. (1996).** Cyanobacterial toxins and toxin production. *Phycologia*, vol. 35, n° SUPPL., p. 12-24.
170. **Sivonen, K. and Jones, G. (1999).** Cyanobacterial Toxins. In Chorus, I. and Bartram, J., Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management (p. 41-111). London, E & FN Spon.
171. **Smith VH. (2003).** Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems - A global problem. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 10:126-139
172. **Spencer P.S., Nunn P.B., Hugon J., Ludolph A.C., Ross S.M., Roy D.N. et Robertson R.C. (1987).** Guam amyotrophic lateral sclerosis-parkinsonism-dementia linked to a plant excitant neurotoxin. *Science* 237; 517–522.
173. **Stanier, R. Y., Sistrom, W. R., Hansen, T. A., Whitton, B. A., Castenholz, R. W., Pfennig, N., Gorlenko, V. N., Kondratieva, E., M. N., Eimhjellen, K. E., Whittenbury, R., Gherna, R. L., and Trüper, H. G., (1978).** Proposal to place the nomenclature of the cyanobacteria (blue-green algae) under the rules of the International Code of Nomenclature of Bacteria, *Int. J. Syst. Bacteriol.* **28**: 335–336.
174. **Stewart I., Schluter P. et Shaw G. (2006a).** Cyanobacterial lipopolysaccharides and human health – a review. *Environmental Health*, 5: 7.
175. **Submerged Macrophytes in Lakes.** Ecological Studies, Vol. 131. Springer, New York, 423 pp.
176. **synthesis essay.** *Estuaries and Coasts*, 29: pp 531-551.
177. **Tela Botanica. (2013).** Elodea canadensis Michx. 1805 In: Tela Botanica [en ligne]. [Consulté le 9 février 2017]. Disponible à l'adresse : <http://www.tela-botanica.org/bdtxnn-23805-synthese>.
178. **THOMAS, E. A. (1941).** Beitrag zur kenntnis des planktons dreier Zurcher Seen. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 9, 34-49.
179. **Thomazeau S. (2006).** Diversité phylogénétique et toxinique de cyanobactéries du Sénégal et du Burkinafaso. 06p.
180. **Tillett, D., Parker, D.L. and Neilan, B.A. (2001).** Detection of toxigenicity by a probe for the microcystin synthetase a gene (mcyA) of the cyanobacterial genus *Microcystis*: comparison of toxicities with 16S rRNA and phycocyanin operon (phycocyanin intergenic spacer) Phylogenies. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 67, n° 6, p. 2810-2818.
181. **Tonk, L., Visser, P.M., Christiansen, G., Dittmann, E., Snelder, E.O.F.M., Wiedner, C., Mur, L.R. and Huisman, J. (2005).** The microcystin composition of the cyanobacterium *Planktothrix agardhii* changes toward a more toxic variant with increasing light intensity. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 71, n° 9, p. 5177-5181.

182. **Umberto Quattrocchi, F.L.S. CRC.(2012).** World Dictionary of Medicinal and Poisonous Plants : Common Names, Scientific Names, Eponyms, Synonyms and Etymology.CRC Press, Taylor & Francis Group, Florida, United States,,: 892.
183. Utilization 29, 35e38.
184. **Valentine M B. (2004).** Floraison des cyanobactéries au lac Saint-Augustin : Dynamique à court terme et stratification. Mémoire de maîtrise en Biologie, Spécialité
185. **Van Apeldoorn, M. E., H. P. Van Egmond, G. J. A. Speijers, and G. J. I. Bakker.,(2007).** Toxins of cyanobacteria. *Molecular Nutrition & Food Research* **51**: 7–60.
186. **Van Coillie, R. (2011).** Écotoxicologie générale et appliquée. 1ere édition, Québec, TéléUniversité, 521 p. (Collection Sciences de l'environnement).
187. **Van der Westhuizen, A.J. and Eloff, J.N. (1983).** Effect of culture age and pH of culture medium on the growth and toxicity of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa*. *Plantzenphysiol*, vol. 110, p. 157-163.
188. **Van der Westhuizen, A.J. and Eloff, J.N. (1985).** Effect of temperature and light on the toxicity and growth of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* (UV-006). *Planta*, vol. 163, n° 1, p. 55-59.
189. **Van Donk E. and Van de Bund W. J.,(2002).** Impact of submerged macrophytes including
190. **Van Donk, E. and Gulati, RD.,(1995).** Transition of a lake to turbid state 6 years after
191. **Van Hannen EJ, Zwart G, van Agterveld MP, Gons HJ, Ebert J, Laanbroek HJ.,(1999).** Changes in bacterial and eukaryotic community structure after mass lyses of filamentous cyanobacteria associated with viruses. *Applied and Environmental Microbiology*; 65:795- 801
192. **Vanderstukken M., Mazzeo N., Van Colen W., Declerck S.A.J. & Muylaert K. (2011)** Biological control of phytoplankton by the subtropical submerged macrophytes *Egeria densa* and *Potamogeton illinoensis*: a mesocosm study. *Freshwater Biology*, 56, 1837–1849.
193. **Vassios J D, Nissen S J, Brunk G R (2011).** "Imazamox absorption, desorption, and metabolism by Eurasian watermilfoil." *Journal of Aquatic Plant Management* 49: 44-49.
194. **Verma U, Charudattan R (1993)** .“host-range of mycoleptodiscus-terrestris, a microbial herbicidecandidate for eurasian watermilfoil, myriophyllum-spicatum” biological control : 3 : 4 : 271-280
195. **Visser, P.M., Ibelings, B.W., Mur, L.R., Walsby, A.E. (2005).** The ecophysiology of the harmful cyanobacterium *Microcystis*: features explaining its success and measures for its control. In: Matthijs, J., Hans, C.P., Visser, P.M. (Eds.), *Harmful Cyanobacteria*. Huisman, Springer, AH Dordrecht, Netherlands, pp. 109e142.
196. **W.T. William Thomas Parsons, E.G. Cuthbertson .(2004).** Noxious Weeds of Australia. CSIRO PUBLISHING, Australia, Edition2,: 376-377.
197. **WATANABE M.F., HARADA K.I., CARMICHAEL W.W., FUJIKI H.** Toxic *Microcystis*, ed.; CRC Press, Floryda, 1996.
198. **Waterbury JB. (1993)** Valois FW Resistance to co-occurring phages enables marine *Synechococcus* communities to coexist with cyanophages abundant in seawater. *Appl. Environm. Microbial* 1993; 59:3393-3399.
199. **Watson, S.B. (2003).** Cyanobacterial and eukaryotic algal odour compounds: signals or by-products? A review of their biological activity. *Phycologia* 42(4), 332-350.

200. **Wium-Andersen S., Anthoni U., Christophersen C. & Houen G. (1982).** Allelopathic effects on phytoplankton by substances isolated from aquatic macrophytes (Charales). *Oikos*, 39, 187–190
201. **Wium-Andersen, S., U. Anthoni & G. Houen, (1983).** Elemental sulphur, a possible allelopathic compound from *Ceratophyllum demersum*. *Phytochemistry* 22: 2613.
202. **Xian Q., Chen H., Zou H. and Yin D., (2006).** Allelopathic activity of volatile substance from submerged macrophytes on *Microcystis aeruginosa*. *Acta Ecologica Sinica*, 26(11): pp 3549-3554.
203. **Xiaoxia Wu., Zhenye Zhang., Dingli Chen., Junsong Zhang., Wenbing Yang., Yingen Jin.,(2012).** Allelopathic Effects of *Eichhornia crassipes* on the Growth of *Microcystis aeruginosa*. In : *Journal of Agricultural Science and Technology A* 2 (2012) 1400-1406.
204. **Yang Z, Kong FX, Shi XL, Cao HS.,(2006).** Morphological response of *Microcystis aeruginosa* to grazing by different sorts of zooplankton. *Hydrobiologia*; 563:225-230.
205. **Yoshida T, Takashima Y, Tomaru Y, Shirai Y, Takao Y, Hiroishi S, Nagasaki K.,(2006).** Isolation and characterization of a cyanophage infecting the toxic cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Applied and Environmental Microbiology*; 72(2):1239-1247.
206. **Zehnsdorf, A., Hussner, A., Eismann, F., Rönicke, H., & Melzer, A. (2015).** Management options of invasive *Elodea nuttallii* and *Elodea canadensis*. *Limnologia*, 51, 110-117.

WEBOGRAPHIE

1. aquaportail.com/fiche-plante-41-elodea-nuttallii.html
2. <https://www.biologyonline.com/dictionary/cyanobacteria>
3. <https://www.semanticscholar.org/paper/Ceratophyllum-demersum-a-Free-floating-Aquatic-%3A-A-Syed-Fatima/fb08162cfc875951d8a7c88e8236cf3fb51a9ca8>