

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

UNIVERSITE FARHAT ABBAS –SETIF-

MEMOIRE

Présenté à la Faculté des Sciences
Département de Biologie
Pour l'obtention du Diplôme de

MAGISTER

EN BIOLOGIE VEGETALE

Option : Valorisation des ressources végétales

Par : **GAAMOUNE Sofiane**

THEME

**LE ROLE DES BIOFILMS D'ALGUES DANS LES
TRAITEMENTS BIOLOGIQUES DES EAUX**

Soutenu le :

Devant le jury :

Président :	Pr. GUECHI Abd el Hadi	Prof	Université de Sétif
Encadreur :	Pr. HARZALLAH Daoud	Prof	Université de Sétif
Examineurs :	Dr. ZERROUG Mohamed Mihoub	M.C	Université de Sétif
	Dr. DAHANMA Saliha	M.C	Université de Sétif

2010

C'est pour toi seul mon Allah,
seigneur des deux mondes.

Remerciement

*Louange à l'Allah seul et que
ces prières et la paix soit sur le
prophète Mohamed.*

Loin d'être exhaustif nous estimant cette étude achevée en se bornant à une initiation de recherche, personnellement je ne pourrai nier ni cacher l'empreinte de certaines personnes qu'en m'avais laisser au fond de mon esprit scientifique que j'estime si j'ose le dire capitale pour le restant de ma vie, et de tout cœur je tient alors leur exprimé ma reconnaissance.

D'abord émerveillé par son esprit scientifique de haut niveau et de son caractère de noblesse incomparable je tiens à remercier Monsieur **Pr. Harzallah Daoud** professeur à l'université Farhet Abess que vraiment je ne trouve pas l'expression idéale de lui traduire ma reconnaissance, je pourrai cordialement lui exprimé mes profonds remerciements.

Je tiens à exprimé ma gratitude au **Pr. GUECHI Abd elhadi** professeur à l'université Farhet Abess de m'avoir fait honneur de présider le jury de soutenance. Je remercie vivement **Dr. ZERROUG Mohamed Mihoub** maitre de conférences à l'université Farhet Abess et **Dr. DAHANMA Saliha** maitre de conférence à l'université Farhet Abess d'avoir accepter de juger mon mémoire de magister.

Je remercié infiniment Monsieur **DAIRI Walid** étudiant doctorant en optique à l'université Farhet Abess pour sont aide précieux dans la revue bibliographique.

Je remercie vivement Monsieur **GAAMOUNE Bachir** maitre de conférence à l'université Farhet Abess pour son aides et ces conseilles. Et de tout mon cœur je remercie Madame **Wassila KAHHEL** ingénieur de laboratoire de chimie à l'université Farhet Abess

pour son aide dans le dosage des métaux lourds ainsi que Monsieur **El HAMIDI Yazid** responsable de laboratoire de l'usine de fabrication des batteries de Sétif.

Ainsi que tout ceux qui m'ont aidé a la réussite de ce travaille.

Résumé

L'eau représente la substance la plus recherchée pour l'épanouissement des civilisations, *a fortiori* la pollution par les métaux lourds constitue le fléau de l'eau pure dans la nature. Cette étude, prend les biofilms comme un outil de décontamination, (les biofilms qui sont des associations de microorganisme enfouillés dans une matrice de substance secrétées par les cellules eux même) qui réalisent par le phénomène de bioaccumulation une épuration quasi intégrale des métaux lourds. En revanche l'utilisation de la microbiologie dans notre expérimentation est seulement un outil pour aboutir a la sélection des formes unicellulaires d'algues pour mettre en valeur les capacités de bioaccumulation de chaque espèce isolée , et le choix de cyanobactéries nous a paru idéal pour ce but. Les cyanobactéries sont d'abord isolées puis mises en culture ; l'introduction des supports en verres au sein des cultures permet au microorganismes de s'organiser en biofilms utilisés plus tard dans des solutions aqueuses de cadmium et de plomb à des concentrations extrêmement toxiques, et les prélèvements hebdomadaires vont corroborés nos espérances : pour l'espèces de *Staurocladia carpetana* seul nous avons eue un taux de $0.517mg / 100ml$ de plomb fixé en trois semaines et $0.05mg/100ml$ de cadmium en une semaine seulement ,tandis que les biofilms de mélange d'espèces des cyanobactéries ont exhibés une précarité bien trop maquée due a leur jeunes âges. Ces résultats permet de valoriser l'espèce *Staurocladia carpetana* et de donne un aperçu sur le développement et le comportement des biofilms d'algues vis avis les xénobiotiques pouvant existés dans leurs environnement.

ملخص :

() ()
()

100/ 0.517:

Staurocladia carpetana

100/ 0.05

Staurocladia carpetana

Summary

The water represents the substance the most researched for the human civilisations. The pollution by heavy metals constitutes one of the important problems of pure water in the nature. This study, takes biofilms as a tool of decontamination, (the biofilms are associations of microorganisms within a matrix of substances secreted by cells of biofilms) which realize by the phenomenon of bioaccumulation or almost complete purge of heavy metals. The use of microbiology in our experiment is only a tool of selection of the unicellular forms of cyanobacteria to understand the capacity of bioaccumulation of each isolated species. Cynaobacteria were first isolated and cultivated, after glass supports are introduced into the culture medium to allow biofilms organization. These biofilms were used later in aqueous solutions containing extremely toxic concentrations of cadmium and lead. Results are confirmed by a weekly sampling. An accumulation rate of 0.517mg / 100ml of lead by *Staurocladia carpetana* was obtained within tree weeks, whereas, 0.05mg/100ml of cadmium accumulation was occurred only in one week time. These results valorize *Staurocladia carpetana* and give a general outline on alga biofilms development and behavior towards all xénobiotics present in their environment.

LISTE DES ABBREVIATIONS

ΔP	Différence de pression
$\delta n-1$	Ecart type
Eus	Emplacements d'une expérience
EPS	Extra polymériques substances
ICM	Intra cytoplasmique membrane
Ma	Million d'année
PCB	Biphényles polychlorés
PS1	Photosystème 1
PS2	Photosystème 2
SRB	Sulfate-reducing bacteria
T	Test de student
\bar{x}	Moyenne

SOMMAIRE

PAGE

Introduction	1
I Revue bibliographique	4
1. L'eau un liquide anormal	4
1.1 La molécule de l'eau	4
1.2 L'eau fraîche dans la nature	5
1.3 Les propriétés physiques	6
1.4 Les propriétés chimiques de l'eau	8
2 Le cycle de l'eau	9
3 La pollution de l'eau et les risques sanitaires.....	11
3.1 La pollution	11
3.1.1 La pollution de l'eau	11
3.1.2 Principaux polluants de l'eau	14
3.2 La toxicité des polluants et les risques sanitaires liés	16
3.2.1 La toxicologie environnementale.....	16
3.2.2 La toxicité des métaux lourds	17
3.2.3 La circulation des polluants dans la chaine alimentaire	18
4. La biodiversité des microorganismes aquatiques	20
4.1 Définition	20
4.2 La biodiversité terrestre et leurs menaces	21
4.3 La biodiversité aquatique	22
4.4 Les cyanobactéries	24
5 Les biofilms	29
5.1 Définition	29
5.2 La formation des biofilms	30
5.3 La Structure des biofilms	32
5.4 Métabolisme et biomasse	33
5.5 Les différents modèles mathématiques des biofilms	33
6 L'autoépuration	35
6.1 Définition	35
6.2 Le processus général de l'autoépuration	35
6.3 Le processus biologique de l'autoépuration	36
II Matériels et Méthodes	39
1 Contexte de prélèvement	40
2 Site de prélèvements	40

3	La récolte des échantillons	40
4	Préparation du milieu de culture	41
5	Isolement des souches	41
6	Les conditions de culture	42
7	Identification	42
8	Transfert en microcosmes :	42
9	Le choix de type de biofilms	42
10	Les conditions de formation des biofilms	44
11	La vérification de la présence des biofilms	45
12	L'extraction des substances polymériques extracellulaires	45
13	Dosage des polysaccharides	45
14	Traitement des biofilms	46
15	Le dosage des métaux lourds:	47
III	Resultats & discussion	48
1	L'isolement des cyanobactéries	49
2	La coloration de Gram et l'observation sous le microscope	50
	Le genre <i>staurocladia</i>	50
	Le genre <i>Synechocystis</i>	50
	Le genre <i>Synechococcus</i>	51
3	Conservation des souches	51
4	Formation des biofilms	52
5	Traitement des biofilms par les métaux lourds :	55
5.1	Les biofilms de <i>Staurocladia carpetana</i>	55
	Le traitement par le plomb	55
	Le traitement par le cadmium	58
	La comparaison entre l'absorption du plomb et de cadmium chez <i>staurocladia carpetana</i>	62
	Traitement par le cadmium et le plomb à la fois	63
5.2	Les biofilms de mélange d'espèces	65
	Le traitement par le plomb	65
	Le traitement par le cadmium.....	66
	Interprétation des résultats des biofilms du mélange d'espèces	67
6	L'explication de la précarité de nos biofilms	69
7	La comparaison des deux types de biofilms	71
	Le cas de l'absorption de plomb	71
	Le cas de cadmium.....	72

Conclusion.....	73
Références bibliographiques	74
L'annexe.....	86
Résumé.....	94

Liste des figures

FIGURE	PAGE
Figure. 1 : Géométrie de la molécule H ₂ O _____	4
Figure 2 : Le cycle de l'eau _____	10
Figure 3 : Les principales sources naturelles et anthropiques des polluants de l'eau _____	13
Figure 4 : Les différentes étapes de formation des biofilms , _____	31
Figure 5 : Représentation schématique de la procédure de mise en œuvre de détachement de la biomasse _____	31
Figure 6 : Structure de la couche limite de la phase eau / biofilm / substrat _____	33
Figure 7 : La dégradation microbienne des substances xénobiotiques et de polymères _____	37
Figure 8 : Support en bois portant des lames en verres _____	43
Figure 9 : Le protocole de dosage des polysaccharides _____	46
Figure 10: La courbe d'étalonnage : relation entre la densité optique (A= 492 nm) et la concentration de D- glucose _____	52
Figure 11: L'évolution des polysaccharides des biofilms de <i>Staurocladia carpetana</i> _____	53
Figure 12 : L'évolution des polysaccharides des biofilms de mélange d'espèces _____	54
Figure 13 : L'absorption du plomb par <i>Staurocladia carpetana</i> _____	56
Figure 14 : Versus Observé de l' adsorption de Pb sur des biofilms naturels du lac Cayuga Lake, NY, USA. _____	58
Figure 15 : L'absorption du cadmium par <i>Staurocladia carpetana</i> _____	59
Figure 16 : L'influence de cadmium sur les biofilms de <i>staurocladia carpetana</i> _____	61
Figure 17 : La quantité absorbée des deux métaux par les biofilms de <i>staurocladia carpetana</i> _____	64
Figure 18 : L'absorption de plomb par les biofilms de mélange d'espèces. _____	66
Figure 19 : L'absorption de cadmium par les biofilms de mélange d'espèces _____	66
Figure 20 : L'effet des deux métaux sur l'évolution des biofilms. _____	68
Figure 21 : Les concentrations des pigments accessoires relatives au Chla (en mg cm ⁻²) dans les biofilms des trois locations étudiés _____	71

Liste des Tableaux

TABLEAU	PAGE
Tableau 1 : Les principaux reservoirs d'eau fraîche _____	5
Tableau 2: Principales constantes physiques de l'eau pure _____	7
Tableau 3 : La biodiversité des protozoaires _____	23
Tableau 4 : La biodiversité des algues _____	23
Tableau 5 : La biodiversité des champignons des eaux douces _____	24
Tableau 6 : Caractéristiques générales des cyanotoxines _____	27

Introduction

L'eau, la forme principale de la fusion aérienne, constitue l'objet préoccupant de la civilisation humaine contemporaine, celle-ci et par vétusté inéluctable pousse les hommes à fonder la plateforme d'un enfer infini et sans précédent de toute l'histoire de la planète Terre conduisant de ce fait la vie tout entière à des graves répercussions pouvant entraîner l'extinction d'un grand nombre d'espèces .

En revanche cette molécule avec des propriétés incroyables désormais par notre volonté sa pureté innocente et légendaire est en voie de disparition à jamais, mettant par conséquence toute la création sur terre en danger incontournable, toutefois les données paléontologiques fondées sur des études faites sur les calottes polaires ont démontrées que la pollution naturelle au cours des aires géologiques était bien trop marquée à des niveaux différents, ce qui nous permet d'espérer le rétablissement des conditions initiales pour soulager toute les composantes des écosystèmes de la seul planète vivantes du système solaire.

Par ailleurs l'interaction de l'eau avec les différents aspects de la matière engendre des nouveaux composants avec des nouvelles caractéristiques mettant l'accent sur la diversité spécifique aux sein des écosystèmes, ainsi les biofilms sont le meilleur exemple de la réaction du côté biologique de l'eau avec la phase solide, la phase gazeuse et les surfaces molles offrant l'exemple naturel parfait de la vie sociale microscopique et constitue un pouvoir biotechnologique de haut performance pratiquement non découvert jusqu'à présent.

De ce fait, un nouvel axe de recherche est inauguré récemment devant les scientifiques donnant par conséquence l'opportunité aux humains de rectifier les erreurs commises au cours de l'évolution de leur civilisation de caractère hautement égoïste : la décontamination des milieux par l'arsenal biologique où cette étude s'intègre fidèlement en utilisant les biofilms pour stopper le fléau des éléments en traces métalliques ou formellement appelés métaux lourds par le mécanismes de bioabsorption.

Dans ce contexte nous avons essayé de travailler sur trois plans en parallèle :

La revue bibliographique dans laquelle nous avons pensé à titre indicatif et sommaire de rapporter les différentes informations ayant un lien direct avec le sujet juste pour

permettre au lecteur de comprendre les phénomènes dans leurs origines et de rapprocher ainsi l'image réel du hasard.

La partie matériels et méthodes traite avec précision les étapes suivies pour la réalisation de cette expérience toute en restant limité à une initiation de recherche.

Enfin les résultats obtenus constituent la matière essentielle de la troisième partie, ils seront analysés statistiquement et interprétés et comparer avec d'autre études pour tirer les informations nécessaires et essayer de faire appréhender le phénomène toute en souhaitant un jour la guérison de notre très cher planète bleu.

Revue bibliographique

I-La revue bibliographique

1 - L'eau un liquide anormal

1.1 La molécule de l'eau

L'eau ou oxyde dihydrogène est définie comme étant un liquide incolore. Dans sa phase gazeuse l'eau se compose des molécules libres H_2O dont l'angle H-O-H est de $104,5^\circ$ (Martin et Hine, 2008) (figure 1). La structure d'eau liquide est encore controversée, le collage d'hydrogène de type H-O-H impose un degré élevé de structure (Daintith, 2008)

La molécule d'eau est constituée d'un édifice électronique stable, qualitativement semblable au néon

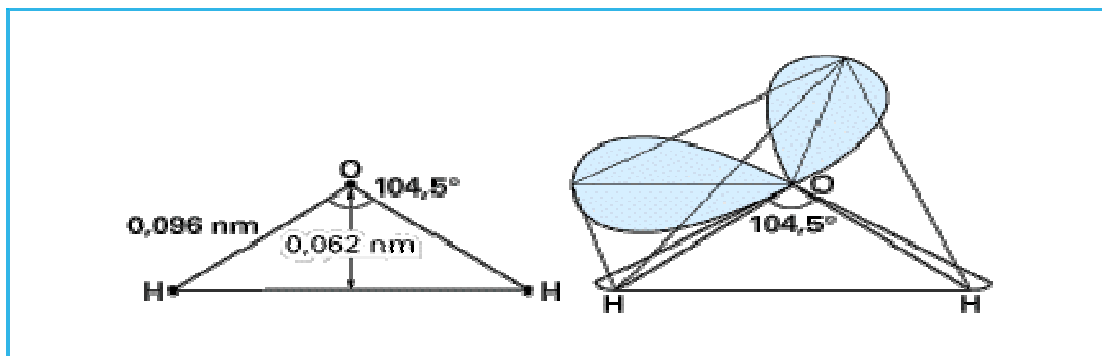


Figure 1 : Géométrie de la molécule H_2O

En effet, à cause de l'électronégativité marquée de l'oxygène, et de sa tendance à accaparer les deux électrons d'hydrogène, il s'ensuit une déformation de la structure à l'origine des caractéristiques géométriques essentielles de la molécule d'eau. (Boeglin, 2001).

D'après le biophysicien Waterson l'eau pure présenterai une structure hautement dynamique (la liaison d'une molécule d'eau facilite la fixation de la molécule d'eau suivante et ainsi de suite) elles créent des réseaux des molécules tridimensionnels constituent des cubes de 1300 a 1400 molécule d'eau appelés cluster (Durend, 2001)

1.2 L'eau fraîche dans la nature

Oxyde dihydrogène (H₂O), une substance qui existe abondamment en phase solide, liquide et gazeuse sur la surface terrestre et dans l'atmosphère. (Storm, 2008).

La majorité de cette eau est salée, elle se trouve dans les océans et les mers (97,2 %). L'eau douce est répartie entre les glaciers, les nappes souterraines, les lacs, les cours d'eau et l'atmosphère, sous forme de vapeur (tableau 1). Bien que seulement 2% d'eau douce est disponible pour la boisson et l'irrigation, et presque la moitié des humains manquent d'accès à un approvisionnement suffisant d'eau potable (In Dictionary of Public Health, 2007)

Tableau 1: Les principaux réservoirs d'eau fraîche (Shiklomanov ,1993)

	VOLUME (1,000 KM ³)	pourcentage d'eau fraîche total
Eau souterraine	10,530	30.1
L'eau du sol	16.5	0.05
Glaciers et banquises.	24,064	68.7
Les terres glacières	300	0.86
L'eau douce des lacs	91	0.26
Sols moites	11.5	0.03
Rivières	2.1	0.006
Biotes	1.1	0.003
Vapeur d'eau atmosphérique	12.9	0.04
Total*	35,029	100

1.3 Les propriétés physiques

Masse volumique

La masse volumique de la glace est plus faible que celle de l'eau. En effet, la densité maximale de l'eau est obtenue pour une température de 3,984 C°.(Musy et Higy, 2004). Cela explique le phénomène de la glace flottante sur l'eau, la contraction de l'eau au dessous de la glace engendre un fait d'une énorme importance biologique pour tous les organismes aquatiques. (Martin et Hine, 2008)

Viscosité

Elle diminue lorsque la température croît; par contre, elle augmente avec la teneur en sels dissous.

Conductivité électrique de l'eau

L'eau est légèrement conductrice. La conductivité de l'eau pure à 20 C° est $4,2 \times 10^{-6}$ S/m ce qui correspond à une résistivité très élevée de 23,8 M Ω · cm. (Boeglin, 2001)

Propriétés oxydoréductrices

L'eau constitue un système oxydoréducteur particulièrement important à considérer puisque son domaine de stabilité sera limité par ses réactions d'oxydation et de réduction (Nordmann. et Pinard Legry, 2000). Le pôle positif représente un déficit en électron, c'est un agent oxydant. Le pôle négatif est caractérisé par un excès d'électron c'est un agent réducteur qui pourra céder des électrons (Durend, 2001).

La couleur

L'eau se présente comme un liquide clair, incolore sous faible épaisseur, bleu verdâtre sous forte épaisseur et inodore (Musy et .Higy, 2004).

Les autres valeurs constantes physiques de l'eau sont rassemblées dans le tableau 2.

Tableau 2 : Principales constantes physiques de l'eau pure (Boeglin, 2001)

Eau liquide	
Température d'ébullition sous 760 mmHg (101 325,02 Pa)	100 ° C
Capacité thermique massique à 15 ° C	4,186 8 J · g ⁻¹
Enthalpie de vaporisation à 100 ° C	2 252,5 J · g ⁻¹
Conductivité thermique à 20 ° C	5,98 mW · cm ⁻¹ · K ⁻¹
Résistivité à 20 ° C	23,8 MΩ · cm
Permittivité relative à 20 ° C	80
Indice de réfraction pour la raie D à 10 ° C	1,333 00
Masse volumique à 4 ° C	1 g · cm ⁻³ (par définition)
Eau solide	
Température de fusion	0 ° C (par définition)
Capacité thermique massique	2,093 4 J · g ⁻¹
Enthalpie de fusion sous 760 mmHg (101 325,02 Pa)	333,27 J · g ⁻¹
Tension de vapeur à 0 ° C	877,128 Pa
Permittivité relative	3,26
Indice de réfraction pour la raie D	1,309 07
Densité (par rapport à l'eau à 4 ° C)	0,916 49 ± 0,000 7
Eau vapeur	
Conductivité thermique à 100 ° C	0,231 mW · cm ⁻¹ · K ⁻¹
Densité par rapport à l'air	0,623 37
Indice de réfraction pour la raie D à 100 ° C	1,002 59

1.4 les propriétés chimiques de l'eau

L'auto-ionisation de l'eau

Regardons la molécule d'eau dans sa représentation la plus simple : elle est un équilibre entre toutes les grandes fonctions chimiques de la nature : acide – base , oxydation - réduction (Durend , 2001) .L'eau liquide pure est très faiblement dissociée en H_3O^+ et OH^- par l'auto ionisation ; par conséquence tout les composés qui augmentent la concentration des ions positives H_3O^+ sont acides et les composés augmentant la concentration des ions négatifs OH^- sont basiques (Martin et Hine, 2008) de ce fait l'eau porte en elle la fameuse notion du pH (grandeur sans unité) par la relation :

$$\text{pH} = - \lg [\text{H}_3\text{O}_{\text{aq}}^+] = 7$$

Ou, ce qui est équivalent par la relation :

$$[\text{H}_3\text{O}_{\text{aq}}^+] = 10^{-\text{pH}} \quad . (\text{Boeglin, 2001})$$

La solvatation

L'eau est, par ses propriétés électriques et sa constitution moléculaire, particulièrement apte à la mise en solution de nombreux corps gazeux, liquides polaires, et surtout solides. (Société Degremont, 1989) (coll, 1992).

En effet à cause de sa structure angulaire, la molécule d'eau à un moment dipolaire permanent, en outre l'hydrogène est fortement collé et possède une haute constante diélectrique. Ces propriétés combinées rendent l'eau un solvant puissant pour les composés polaires et ioniques. (Daintith, 2008)

La solvatation (l'action hydratante de l'eau) est le résultat d'une destruction complète ou partielle des divers liens électrostatiques entre les atomes et les molécules du corps à dissoudre, pour les remplacer par de nouveaux liens avec les molécules d'eau, et forger ainsi de nouvelles structures : il se produit une véritable réaction chimique. (Boeglin, 2001). L'eau s'organise autour des substances en trois couches :

- l'eau liée se fixe solidement sur le soluté

- l'eau structurée engendrée par la précédente s'organise en seconde couche : c'est l'image énergétique du soluté
- l'eau libre a l'extérieur des deux couches précédentes (Durend, 2001)

2– Le cycle de l'eau :

On appelle la circulation naturelle d'eau sur la planète le cycle hydrologique. (Kenneth, 1992) (Figure 2). L'eau est évaporée par le soleil, incorporée aux nuages comme vapeur d'eau, tombe sur la terre et sur les étendues d'eaux sous forme de pluie, à partir de la terre elle retourne de nouveau aux ressources d'eaux dans le cycle hydrologique. (Sudhanshu, 2008). Tout d'abord, cette notion de cycle est une notion dynamique, elle implique un mouvement et des échanges entre différents réservoirs, de plus son essence cyclique nous ne permet pas de définir son commencement ni sa fin (Musy et Higy, 2004).

Six composants principaux du cycle hydrologique : les précipitations, l'infiltration, l'évaporation, les eaux de surface, la transpiration et écoulement des eaux souterraines.

(Sudhanshu, 2008).

L'évaporation à la surface et la transpiration des végétaux ont un rôle majeur dans le cycle de l'eau ; ces deux phénomènes sont pris en compte dans le seul terme d'évapotranspiration (Hillel, 2004).

L'eau qui arrive à la surface d'un sol se trouve à la pression atmosphérique, cette eau tend toujours à s'infiltrer sous l'effet de la gravitation dans le cas d'un sol saturé ou par effet du gradient de potentiel matriciel pour un sol non saturé (Bear, 1972). L'eau pénètre dans le sol et pousse l'eau déjà présente. Il se forme alors un front d'infiltration qui progresse au fil du temps. Le flux infiltré est limité par la filtrabilité du milieu qui dépend de la conductivité hydraulique du milieu et de son état hydrique. (Weill, 2004)

Lorsque les apports de l'eau en surface sont trop importants et dépassent la filtrabilité du milieu, ce dernier se sature par le haut et l'eau en surplus est évacuée par ruissellement de surface (Hillel, 2004).

En raison de l'hétérogénéité de notre atmosphère, de la surface terrestre et de flux de l'énergie, la distribution d'eau douce dans le monde entier est hétérogène. En fait, une des

caractéristiques les plus importantes de l'eau douce est sa répartition inégale dans l'espace et le temps (Gleick . 2001).

On estime que quelque 419 kilomètres cubes (km³) de l'eau sont évaporées à partir des océans chaque année, et environ 69 km³ de la vapeur d'eau proviennent des continents. Les précipitations sur les continents s'élève à environ 106 km³ et le ruissellement est environ 37 km³. Les océans reçoivent proportionnellement moins de précipitations (382 km³) qu'ils fournissent à l'atmosphère par évaporation, et les continents donc reçoivent proportionnellement plus qu'ils fournissent à l'atmosphère par évaporation. . (Sudhanshu, 2008)

Une grande partie de cette eau est seulement temporairement conservée ; on estime le temps de résidence de l'eau dans l'atmosphère de plusieurs jours qui est estimée de seulement 0.04 % du total d'eau douce sur la terre, en ce qui concerne les fleuves et les ruisseaux le temps de résidence est de plusieurs semaines, pour les lacs et les réservoirs il est de plusieurs années, pour les nappes phréatiques des centaines aux milliers d'années, pour les océans des milliers d'années et pour les calottes glaciaires il est estimé de dizaines de milliers d'années (Kenneth, 1992).

Le Petit Larousse

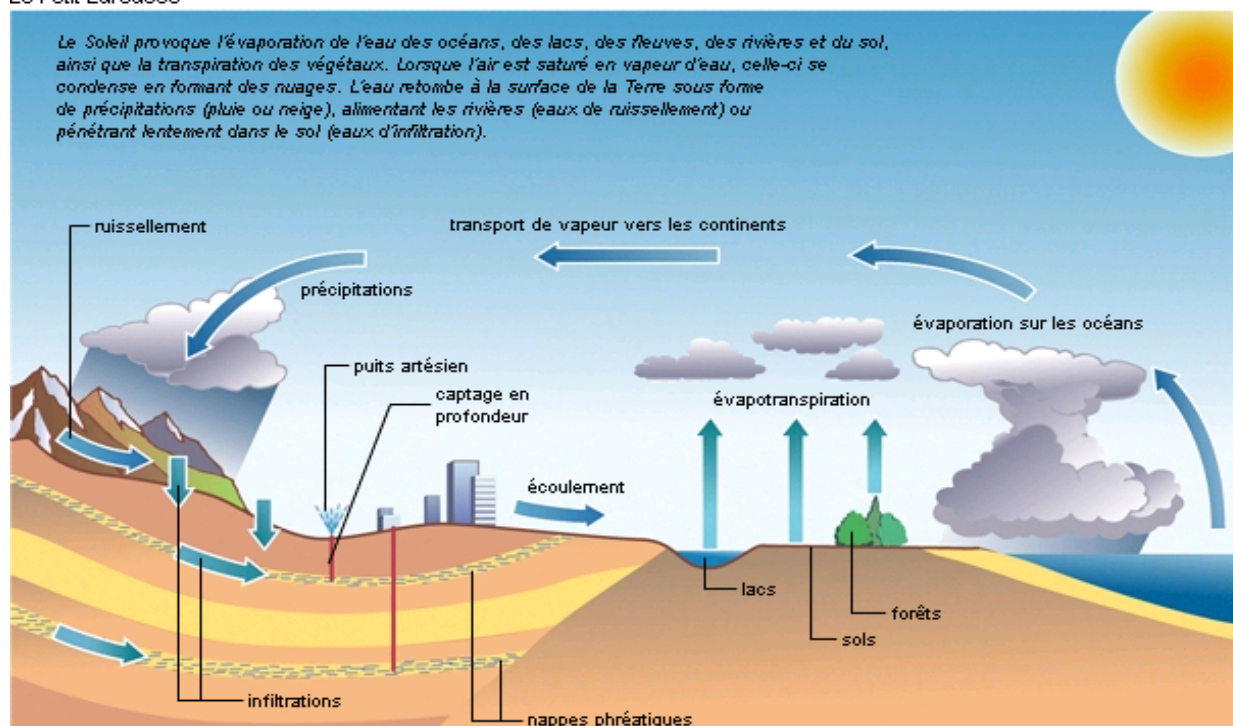


Figure 2 : Le cycle de l'eau (Pajoués , 2007)

3. La pollution de l'eau et les risques sanitaires

3.1. La pollution

La contamination et la pollution se rapportent toute les deux à la présence des produits chimiques dans l'environnement. La contamination se réfère à la présence d'un ou plusieurs produits chimiques à des concentrations plus hautes que la normale, mais non assez pour causer des dégâts biologiques ou écologiques (Freedman, 2003).

Cependant le verbe Polluer est dérivé du latin *polluere*: de faute ou de corruption. De ce fait le sens le plus commun est de faire quelque chose d'impropre ou nuisible pour les êtres vivants, en particulier par l'ajout des déchets ou des eaux usées (Cunningham, 2003).

Les polluants peuvent être également caractérisés par leur classes chimiques ou physiques, par leur utilisations, par leur sources industrielles, par la forme ou ils sont susceptibles d'être présents (dans l'air, l'eau, la nourriture ou d'autres médias), par les organes qu'ils attaquent ou leur effets sur la santé, par les lois qui contrôlent leur utilisations et par leur formes de présences causant problème a l'échelle local, régional ou mondial. Tous ces systèmes de catégorisation sont valides mais aucun n'est sans défauts (Goldstein., 2002)

3.1.1 La pollution de l'eau

Définition

L'eau est la deuxième en importance après l'air pour la vie humaine sur Terre. Notre eau est composée d'eau de surface telle que les rivières, les lacs, les mers et d'eau souterraine. (Jeng, 2007).

La pollution de l'eau décrit généralement l'introduction ou la présence des substances nocives ou inacceptables dans l'ampleur suffisante pour modifier les indices de qualité de l'eau naturelle (Nsikak, 2008). La pollution de l'eau douce (par exemple par le biais de l'eutrophisation, l'acidification, et la pollution des eaux souterraines) est celle qui diminue sa pureté (Park, 2007).

Sources de pollution de l'eau

En général, les eaux souterraines sont moins vulnérables à la pollution que les eaux de surface. (Fawell et. Nieuwenhuijsen, 2003)

Il existe des sources naturelles de contamination des eaux, tels que les ressorts des poisons, les suintements de pétrole, l'érosion et la sédimentation (figure 3) ; mais la plupart des discussions sur la pollution de l'eau se rapportent aux changements d'origine humaine qui affectent la qualité de l'eau ou son utilisation. (Cunningham, 2003)

La pollution de production peut être considérée sous la rubrique des quatre grands secteurs d'activités humaines: l'industrie, l'énergie, le transport et l'agriculture.

Avec l'augmentation marquée de la population et l'industrialisation, un nouvel ensemble des polluants est apparu. (Goldstein, 2002.)

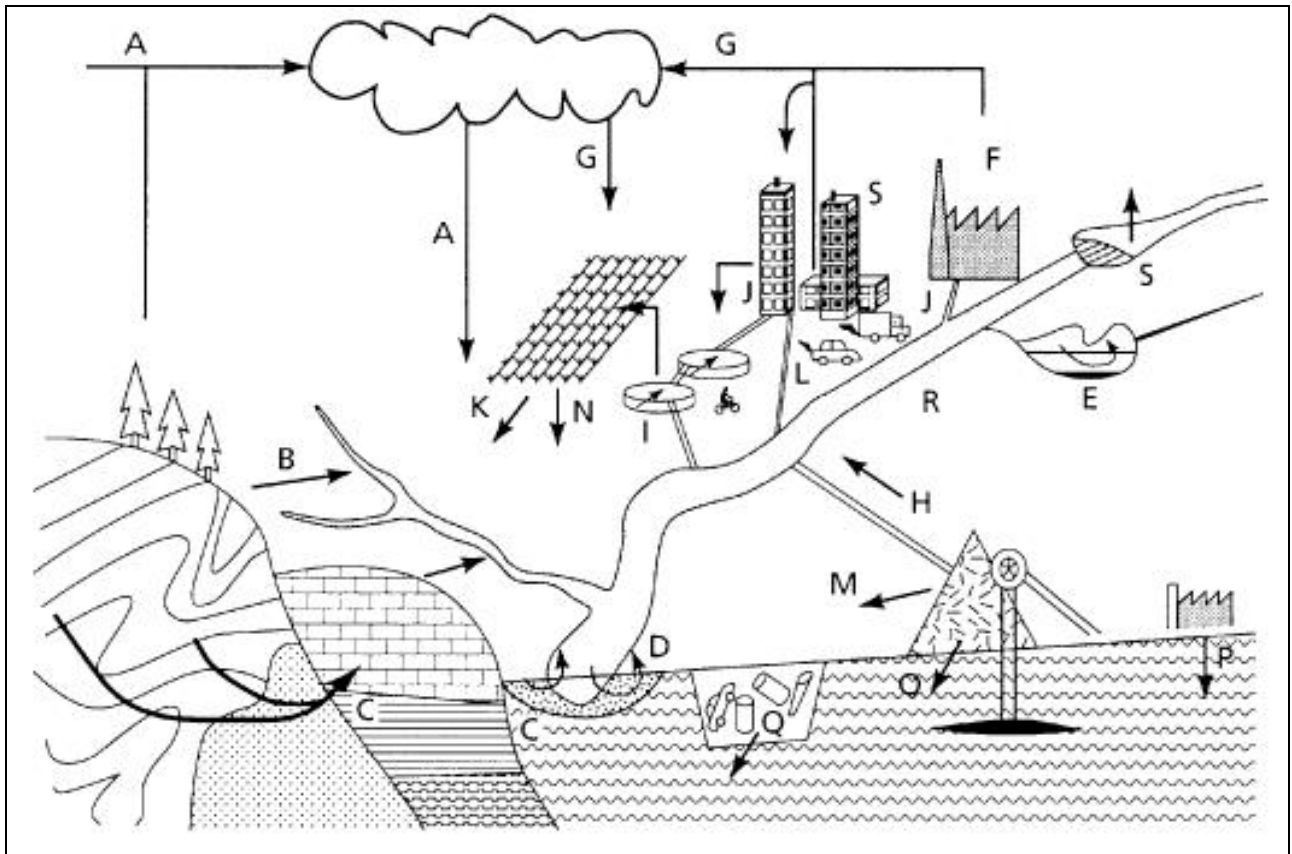


Figure 3 : Les principales sources naturelles et anthropiques des polluants de l'eau (Meybeck, 2001)

Les sources et les voies naturelles: A. les retombées océaniques et les sels; B. le lessivage des sols et l'érosion; C. la dissolution minérale par les eaux souterraines; D. les processus biogéochimiques dans les écotones; E. les processus au sein des masses d'eaux; F. l'évaporation.

Les sources anthropiques et leur voies: G. la pollution atmosphérique; H. la libération directe des eaux des mines, I. la sortie des eaux usées urbaines; J. le rejet des déchets industriels dans les eaux; K. les eaux de ruissellement provenant des terres agricoles; L. les eaux de ruissellement provenant des zones urbaines; M. Les eaux de ruissellement provenant des résidus des mines; N. le lessivage des sols contaminés aux eaux souterraines; O. la lixiviation de résidus de mines des eaux souterraines, des décharges de polluants P. Les fuites; Q. les libérations des déchets vers les eaux souterraines. R. les canalisations; S. Les barrages

3.1.2. Principaux polluants de l'eau

Les polluants biologiques

Les humains sont les plus importants pollueurs biologiques de la planète : les contaminants fécaux sont parmi les polluants biologiques des sources d'eau potable ; par conséquence l'homme et les animaux domestiques sont souvent contaminés par des microbes pathogènes. (Trevors et Saier, 2007)

Les bactéries présentes dans la matière organique peuvent avoir des effets néfastes sur la santé humaine et animale. (Buriks, 2000) telles que les streptocoques (Bridgman, 2001), *Cryptosporidium*, *Escherichia coli* O157, etc. (In A Dictionary of Public Health, 2007). En outre la pollution virale de la biosphère peut aussi avoir des effets dévastateurs et selon les estimations, il y en a dix fois plus de virus sur la Terre que l'ensemble des cellules vivantes (Trevors et Saier, 2007)

Les polluants chimiques

Les industries chimiques continuent à synthétiser des milliers des substances chaque année. Plusieurs de ces produits sont spécifiquement conçus pour être toxiques et persistants (Angel, 2007). Cependant, les contaminants les plus nuisibles à la santé sont les produits chimiques d'origines naturelles qui se trouvent habituellement dans les eaux souterraines. (Roberts *et al.*, 2007) .

1 - Le groupe des matières inhibitrices englobant :

-L'arsenic provient des pesticides, des produits de conservation du bois et de l'exploitation minière. (Roberts *et al.*, 2007)

- Le fluore quant sa concentration dépasse les 10 mg / l

-Le sélénium: se trouvant surtout au voisinage des mines.

-L'uranium : se trouve dans les eaux souterraines, associé aux roches granitiques et aux autres dépôts minéraux. (Fawell et Nieuwenhuijsen, 2003)

- Le fer et le manganèse: peuvent survenir à des concentrations élevées dans certaines eaux de source en conditions anaérobies (In World Health Organization, 2003)

-Les métaux lourds, et les solvants, tels que le tri et tétrachloréthane, qui se trouvent parfois dans les eaux souterraines et les hydrocarbures en particulier les huiles de pétrole (In World Health Organization. Guidelines for Drinking-Water Quality, 2003) .

2- Un autre ensemble qui regroupe : l'azote organique et ammoniacal, le phosphore et les composés organohalogénés.

3 – les sels minéraux

4 - Les hydrocarbures aromatiques a faible poids moléculaires... a des concentrations moins de 30 µg/l. (Fawell et Nieuwenhuijsen, 2003)

5- Les produits utilisés dans le traitement des eaux potables destinés à éliminer les micro-organismes, augmenteront dans de nombreux cas les contaminants chimiques. Néanmoins, le processus peut en lui-même conduire à la formation d'autres contaminants tels que les trihalométhanés et les acides halo-acétiques provient de la réaction chimique des oxydants naturels avec les matières organiques.

Le traitement des eaux, cependant, peut prendre de nombreuses formes et peut utiliser différents produits chimiques y compris : le chlore, les chloramines, le dioxyde de chlore et l'ozone. (Fawell et Nieuwenhuijsen , 2003)

6- Le PCB (biphényles polychlorés), autre fois largement utilisé comme lubrifiant et liquide de refroidissement. (Angel, 2007)

Les polluants physiques

La pollution physique est due essentiellement aux substances en suspension (matières solides) ; (Boyd, 1970). Bien que sa forme commune est la pollution thermique (Nsikak. 2008). Elle peut englober également plusieurs autres aspects : couleur, transparence, pH dont on peut citer :

-Les matières en suspension désignent toutes les matières minérales ou organiques qui ne se solubilisent pas dans l'eau et la troublent.

- Les déchets solides divers (objets d'origines variés) posent des problèmes d'esthétiques.
- Les matières colorantes modifiant la transparence du milieu.
- La pollution thermique due au rejet des eaux utilisées pour le refroidissement des installations industrielles diverses.
- Les acides et les alcalins déchargés par l'industrie chimique et d'autres installations industrielles (Koller, 2004).
- Les risques nucléaires résultent des accidents divers ou des rejets des centrales nucléaires, ou dans le pire des cas, à partir d'une explosion nucléaire. Ces polluants sont notamment une série d'éléments et des composés radioactifs y compris les éléments dérivés de l'uranium, le plutonium, le césium, et l'iode (Bridgman, 2001).

3. 2. La toxicité des polluants et les risques sanitaires liés

Dans le contexte de l'évaluation des risques des polluants, le but ultime de compréhension, de prédiction est la prévention des effets néfastes des polluants sur les écosystèmes.

3.2.1 La toxicologie environnementale

La toxicologie environnementale est l'étude qualitative et quantitative des effets indésirables ou des effets toxiques des contaminants et d'autres matériaux d'origine anthropique sur les organismes vivants. (Baker, 2000).

La toxicologie implique l'exposition d'un organisme ou un système biologique à un facteur de stress afin de déterminer toute réponse (par exemple, la toxicité) et / ou, dans le cas d'un produit chimique, l'absorption de cette substance par les tissus biologiques (bioaccumulation). La toxicologie est un vaste domaine de rodage de la biochimie, l'histologie, la pharmacologie, la pathologie et de nombreuses autres disciplines. (In encyclopedia Britanica, 2009).

3.2.2. La toxicité des métaux lourds

Les métaux lourds sont des éléments chimiques qui ont un poids spécifique (une mesure de la densité) au moins cinq fois celle de l'eau. Les métaux lourds les plus souvent impliqués dans l'empoisonnement de l'homme sont : le plomb, le mercure, l'arsenic et le cadmium. Certains métaux lourds, tels que le zinc, le cuivre, le chrome, le fer et le manganèse, sont requis par le corps en petites quantités, mais ces mêmes éléments peuvent être toxiques en grande quantité (Fallon, 2006).

L'exposition aux métaux lourds est potentiellement dangereux, en particulier les composés métalliques qui n'ont aucun rôle physiologique dans le métabolisme cellulaire. L'ingestion des métaux par l'eau ou des aliments peut modifier le métabolisme d'autres éléments essentiels tels que Zn, Cu, Fe et Se (Abdulla et Chmielnicka, 1990).

Au cours des dernières décennies, les concentrations des métaux lourds ont augmentés de manière significative, pour atteindre les niveaux les plus élevés (jusqu'à plusieurs microgrammes par litre) dans les régions fortement peuplées, telles que le nord-ouest de la mer Méditerranée (Danovaro, 2003). La plupart des métaux lourds peuvent créer des complexes avec les particules organiques, de sorte que leur accumulation dans les organismes benthiques est généralement associée à la teneur en matière organique (Dell'Anno *et al.*, 2003). La forme ionisée des métaux lourds est la forme toxique, il semble que les formes conjuguées et liées des métaux lourds filtrées ne sont pas toxiques par eux-mêmes mais c'est la forme divalente de ces métaux libérés à partir de ces complexes qui est responsable de la toxicité cellulaire (Barbier *et al.*, 2005).

Généralement les métaux et leurs composés interfèrent avec les fonctions du système nerveux central, le système hématopoïétique, le foie et les reins. Récemment, la plus grande attention est donnée aux composés métalliques qui ont des effets toxiques à des faibles niveaux d'expositions produisant ouvertement des signes et des symptômes cliniques et pathologiques (Kalia et Flora, 2005).

Toxicité de plomb

Grâce à sa large utilisation, les humains sont exposés au plomb et ces dérivés quotidiennement par l'ingestion des aliments, de l'eau potable et de l'inhalation (Florea et Bußselberg, 2006). Le plomb peut endommager les systèmes neurologiques (Centers for Disease Control and Prevention 2005a) (le système aminergique dans le cortex cérébral, le cervelet et l'hippocampe ; et peut contribuer à la déficience cognitive et comportementale (Devi *et al.*, 2005). Les déficits mnémoniques et de l'apprentissage pourraient être clairement corrélés à la plombémie mesurée dans la population) (Needleman et Landrigan, 1981), hématologiques et rénaux (Centers for Disease Control and Prevention 2005a) (provoque une insuffisance rénale irréversible même au cours de l'intoxication aiguë) (Barbier, *et al.*, 2005)

L'intoxication par le plomb tétra éthyle pourra être aiguë ou subaiguë pour le système nerveux central (Landrigan, 1994).

La toxicité de cadmium

Ses effets sont très toxiques, il est caractérisé par : une longue demi-vie biologique (Approximativement 20 - 30 ans), un faible taux d'excrétion par l'organisme, et un stockage prédominant dans le tissu mou (surtout le foie et les reins). Le cadmium a un large éventail d'effets toxiques : la néphrotoxicité, le risque cancérigène, la tératogénicité, la toxicité endocrinienne et la toxicité de l'appareil reproductif (Lazou *et al.*, 2002), il peut également infecter le système immunitaire.

Les effets de ce métal sont corrélés à une anomalie des réponses humorales ou cellulaires, bien que les données disponibles sont rares et dans une certaine mesure controversées (Koller, 1998).

3.2.3. La circulation des polluants dans la chaîne alimentaire

Les populations denses de micro biote et les petits animaux habitants la couche de surface aquatique sont la base d'une chaîne alimentaire vaste. (Hardy, 1991). Les matières toxiques peuvent s'accumuler dans les sédiments et affecter les organismes qui y vivent, peuvent s'accumuler en suite dans les poissons qui s'en nourrissent ; donc remonter dans les

niveaux trophiques et causer des problèmes le long de la chaîne alimentaire (Nsikak, 2008). L'accumulation des produits chimiques dans les tissus par les organismes détritvires peut en principe endommager les processus des sols et la biodiversité locale indirectement si leurs activités et leurs démographies sont compromises, et directement si les résidus sont transférés par lombrics aux organismes occupants différents niveaux trophiques (Morgan *et al.*, 2001).

La bioaccumulation se produit quand une portion de métal est conservée par l'organisme. Le terme bioaccumulation décrit un processus actif dans lequel la prise de métal est contrôlée métaboliquement. Cependant, la biodisponibilité des métaux lourds, leur accumulation et leur toxicité pour le biote aquatique dépendent essentiellement de nombreuses variables environnementales (Pawlik-Skowrońska et Pawlik-Skowroński, 2001; Pawlik-Skowrońska, 2002).

Les métaux lourds peuvent s'accumuler dans les boues et lits des rivières et des lacs, pour être rediffusés peut-être plusieurs années plus tard, par l'action d'une perturbation. (Bridgman, 2001). Dans la mer et les eaux continentales, il existe également des associations entre les algues et les micropolluants métalliques (quand les métaux ne sont pas directement accumulés par les algues, ils sont souvent complexés par leurs métabolites extracellulaires) (Garban, 1999)

Les principaux processus de contrôle des concentrations de la plupart des métaux semblent être l'adsorption sur les particules d'origines biologiques (Wangersky, 1986). Les ions métalliques sont adsorbés d'abord à la surface des cellules par l'interaction entre les ions métalliques et les groupes fonctionnels des métaux tels que les carboxyles, les phosphates, les hydroxyles, les amines, les sulfures, les thiols... etc présents dans la paroi de la cellule, puis ils pénètrent dans la membrane cellulaire et entrent à l'intérieur des cellules (Wang et Chen, 2006) lorsque leur concentration extracellulaire est plus élevée que la concentration intracellulaire.

En revanche, plusieurs mécanismes possibles ont été proposés pour souligner leur transport (Van Ho *et al.*, 2002; Zalups et Ahmad, 2003) en résumant les stratégies d'accumulation dans lesquels les ions métalliques essentiels et non essentiels peuvent subir différents processus (Wang et Chen, 2006) (les ions métalliques sont compartimentés dans différents organites subcellulaires). (Vijver *et al.*, 2004)

Les interactions des métaux lourds dans les systèmes aquatiques sont compliquées en raison

des changements possibles dues aux nombreux éléments dissous et des particules plus les conditions non stables.

En outre, diverses espèces de bactéries peuvent oxyder l'arséniate ou réduire l'arséniate en arsénite, ou oxyder le fer ferreux en fer ferrique, ou de convertir l'ion mercurique en mercure élémentaire ou l'inverse.

Divers systèmes enzymatiques dans les organismes vivants peuvent effectuer une biométhylation d'un certain nombre des métaux lourds. Des facteurs environnementaux comme le changement de la réactivité chimique et de la spéciation des métaux lourds, influent non seulement sur la mobilisation, le transport et la biodisponibilité, mais aussi sur la toxicité des ions des métaux lourds envers le biote d'eau douce et des écosystèmes marins.

Les facteurs influant sur la toxicité et la bioaccumulation des métaux lourds par les organismes aquatiques comprennent:

- 1) Les caractéristiques chimiques de l'ion;
- 2) Les conditions des solutions qui affectent la forme chimique (spéciation) de l'ion;
- 3) La nature de la réaction, tels que la toxicité aiguë, la bioaccumulation et les divers types d'effets chroniques, etc.
- 4) La nature et l'état des animaux aquatiques tels que l'âge ou le stade de vie, l'espèce ou le niveau trophique dans la chaîne alimentaire. (D'Itri, 2003)

4 -La biodiversité des microorganismes aquatiques

La vie est diverse à tout les niveaux de complexité (moléculaire - cellulaire- organisme - espèce - communauté) (Kinzelbach, 2005). Au début du XXIe siècle, la Terre était regorgé d'innombrables espèces organisées dans de nombreux modèles. (Norton, 2005)

4.1 Définition

La biodiversité est la contraction entre diversité et biologique (Norton, 2005). La diversité biologique, ou biodiversité, est un terme générique qui exprime la variété de la vie sur Terre. (Holmes, 2003) y compris:

- (1) la diversité génétique au sein des espèces,

- (2) la richesse des espèces au sein des communautés,
- (3) la richesse des communautés dans les paysages (Freedman , 2003).

4.2 La biodiversité terrestre et leurs menaces

Les estimations du nombre total des espèces varient de trois à dix millions (au maximum 30 millions), avec environ 1,5 millions décrites. Les espèces inconnues sont principalement de petits invertébrés et de microorganismes. Les espèces contemporaines ont hérité leur diversité des formes disparues (Holmes, 2003), environ 6% des espèces habitent les forêts boréales ou les latitudes polaires, 59% dans les zones tempérées, et les 35% restants dans les tropiques. (Freedman, 2003). Les estimations du nombre d'espèces que l'homme a mis au péril est de quinze pour cent à vingt-cinq pour cent du total. (Holmes, 2003).

Lorsqu' on pense de la crise de la biodiversité, nous pensons immédiatement à la conservation des espèces menacées d'extinction, ainsi que le commandement et le contrôle des mesures visant à réglementés leur commerce. (Dumont, 2005) . L'extinction représente une manière irrévocable et très regrettable de perte de la biodiversité terrestre.

L'extinction peut être un processus naturel, causé par:

- 1) Les hasards et les événements catastrophiques;
- 2) Les interactions biologiques tels que la concurrence, les maladies et la prédation;
- 3) Les stresses chroniques;
- 4) Les perturbations fréquentes.

Cependant, avec l'essor récent de l'activité humaine comme une force dominante derrière les modifications de l'environnement, engendre une augmentation spectaculaire du taux d'extinction au niveau local, régional, voir mondial.(Freedman, 2003). Même dans les cas où les espèces ne sont pas en danger, presque toutes les terres habitées sont pauvres de leur faune et flore, du fait de développement, la perte d'habitat, la chasse, la collecte, le commerce de la faune et la flore, la présence des polluants toxiques, l'introduction d'espèces exotiques et d'autres perturbations produites par l'homme. (Holmes, 2003). Bien que les projections varient, des estimations fiables confirment que 20 % des espèces terrestres disparaîtront dans quelques décennies si les tendances actuelles persistent. Ces pertes sont à peu près distribués de manière égale sur les grands groupes des plantes et d'animaux dans les pays

développés et en développements, et cela concerne spécialement les forêts tropicales (Ehrlich et Ehrlich, 1981; Wilson, 1988).

4.3. La biodiversité aquatique

L'eau est la vie ; des millions des personnes, spécialement les enfants, meurent chaque année à cause de la mauvaise qualité de l'eau (www.who.com). La qualité de l'eau dépende, et peut être même déterminée par la diversité des organismes existants dedans.

La chute et le déclin des niveaux de la biodiversité en eau douce est une question de plus d'intérêt académique, comme cela a été élucidé par Meester et Declerck (2005). Son document analyse la façon dont les scientifiques peuvent répondre aux besoins de la société, par la formulation des priorités en matière de recherche sur la biodiversité des écosystèmes aquatiques (eau douce) (Koen et Hendrik, 2005) .

Les écosystèmes d'eau douce, qui occupe environ 0,8% de la surface terrestre renferment d'au moins 100.000 espèces connues, environ 6% de 1,8 million d'espèces décrites. (Allan et Castillo, 2007). En outre les scientifiques ont su pendant des années que la couche mince de surface aquatique est abonde en vie. Les bactéries adhèrent au dessous du film de surface, comme le faire quelques protozoaires unicellulaires qui s'attachent avec un appendice spécial. Avec les protozoaires (tableau 3), une couverture dense de vies de micro-algues (tableau 4) à la couche de surface est attirées par la lumière du soleil et la concentration des nutriments trouvés là-bas. (Hardy, 1991).

Le plancton forme un ensemble d'organismes aquatiques qui se déplacent avec les mouvements de l'eau (généralement sans organe locomotif). (In A Dictionary of Zoology , 2009). Le phytoplancton ou le plancton végétal; composé de diatomées, dinoflagellés et d'autres algues microscopiques (In The Oxford Dictionary of Biochemistry and Molecular Biolog, 2008). Forment la base de la chaîne alimentaire aquatique.

Les zooplanctons (animaux), se nourrissent des diatomées, montrent parfois un pouvoir locomotif. Ils comprennent les protozoaires, les petits crustacés, et au début de l'été les stades larvaires de beaucoup d'organismes supérieurs. (In A Dictionary of Zoology , 2009)

Tableau 3 : la biodiversité des protozoaires (Finlay et Esteban, 1998)

Le règne	L'embranchement
Archezoa	-Archamoebae Metamonada
Protozoa	Percolozoa Parabasala -Euglenozoa -Opalozoa -Choanozoa -Dinozoa -Ciliophora -Rhizopoda -Heliozoa
Chromista	-Bicosoecae -Dictyochae Phaeophyta -Haptomonada -Cryptomonada

Tableau 4 : la biodiversité des algues (Andersen, 2003)

Division	Groupe
Les algues procaryotes	Cyanophyceae Prochlorophyceae
Les algues eucaryotes	Glaucophytes Chlorarachniophytes. Euglenophytes. Algues rouges Cryptophytes. Red Tides Dinoflagellates. Chromophytes. Algues verts.

Le tableau ci-dessous renferme les champignons et les taxons autrefois considérés comme des champignons, à l'exception des levures, vivant en eau douce.

Tableau 5 la biodiversité des champignons des eaux douces (Shearer *et al.* , 2007)

Champignons d'eaux douces	nombre d'espèces du groupe taxonomique
Chytridiomycota	576
Ascomycètes meiosporique d'eau douce	450
Champignon ingoldian mitosporique	290
Champignon aeroaquatic mitosporique	90
Champignon Miscellanées mitosporique	405
Saprolegniales	138
Basidiomycetes d'eau douce	11
Nombre total des espèces	1969

La taxonomie des bactéries, comprend 11 grands groupes de procaryotes: les bactéries pourpres (photosynthétiques), Grams positifs; cyanobactéries; les bactéries vertes non-sulfureuses ; spirochètes; flavobacteries; les bactéries vertes sulfureuses ; Planctomyces; Chalmydiales; Deinococci; et Thermatogales.(Allaby , 2006)

4.4. Les cyanobactéries

Les cyanobactéries ou anciennement appelées les algues bleu-vert est un groupe très hétérogène d'organismes procaryotes photosynthétiques (In The Oxford Dictionary of Biochemistry and Molecular Biology, 2008). Un embranchement dans le royaume des eubactéries. (King *et al.* , 2007) elles ne possèdent pas des chloroplastes, contrairement au vrais algues (In The Oxford Dictionary of Biochemistry and Molecular Biology, 2008) et elles produisent de l'oxygène, une capacité qui les distingue des autres bactéries photosynthétiques. (King *et al.* , 2007) .

Les cyanobactéries fossiles ont été trouvées dans les roches près de 3000 Ma où elles sont fréquentes dans les roches sous forme des colonies stromatolithes âgées de 2300 Ma. Elles sont soupçonnées d'avoir été les premiers organismes producteurs de l'oxygène, et

d'avoir été responsables sur la régénération de l'oxygène dans l'atmosphère. (In A Dictionary of Ecolog, 2006).

Cytologie

Toutes les cyanobactéries possèdent une enveloppe Gram négative de façon permanente contenant des lamellaires ICM ou thylacoïdes (Pinevich, 2008). A l'instar des végétaux supérieurs, les cyanobactéries ont deux photosystèmes PS1 et PS2, mais ne contiennent que la chlorophylle a (pas de la chlorophylle b comme chez les plantes). Les pigments antennaires sont constitués de chlorophylle et de phycobiline, qu'on ne retrouve que dans des groupes très limités d'eucaryotes (algues rouge) (Pelmont, 2005). La taille des cellules est de 0,5 µm (du genre *Prochlorococcus*) à plus de 100 µm (genre *Oscillatoria*), se reproduisent par division binaire équivalente, division binaire non-équivalente et multiple.

Les cyanobactéries unicellulaires sont sphériques, ellipsoïdales, en forme de bagues (rarement incurvées), ou fusiformes, solitaires ou regroupées et stabilisées par une capsule ou une gaine. Les cyanobactéries filamenteuses ou trichomes ont des cellules intercalaires cylindriques, aplaties, ou en forme de lobe avec un terminal de cellules rondes ou de fin coniques (rarement, courbé).

Les trichomes sont droits ou en spirale, uni-serial ou multi-serial, entourés ou non par une gaine, avec des fausses ou des vraies ramifications. Sous certaines conditions de stress les cyanobactéries forment des miniatures trichomes (hormogonia) et des kystes à des caractéristiques résistantes aux dommages physico-chimiques (akinetes), et des diazocytes dont le rôle est d'assimiler le N₂ (heterocysts). (Pinevich, 2008)

La grande majorité des cyanobactéries sont motiles par des mouvements de glissement (Häder, 1987). La migration verticale passive est réalisée grâce aux vésicules de gaz (flottantes) et des inclusions poly-glucosides (Pinevich, 2008).

Métabolisme

Les cyanobactéries sont très réactives pour répondre instantanément aux conditions changeantes. (Stal, 2007). Dans les conditions qui empêchent la photosynthèse oxygénique de nombreuses espèces peuvent passer à un mode de photosynthèse anoxygénique en utilisant

les sulfures comme donneurs d'électrons (Cohen *et al.*, 1986; Pichel et Castenholz, 1990). Il existe également des preuves qui affirment que le fer ferreux peut être utilisé comme donneur d'électrons dans la photosynthèse des cyanobactéries anoxygéniques.

Sous certaines conditions anaérobies les cyanobactéries sont capables de vivre avec un métabolisme fermentaire.

Plusieurs espèces ont prouvées leur capacité de croissance hétérotrophie sur un certain nombre de composés organiques. (Stal, 2007).

Les cyanobactéries d'eau douce sont susceptibles de produire une grande variété de toxines (Carmichael, 1992 ; Sivonen et Jones, 1999) (tableau 6) :

- Des peptides cycliques hépatotoxiques de type microcystines;
- Des alcaloïdes neurotoxiques mimant l'effet de l'acétylcholine comme les anatoxines ;
- Des alcaloïdes neurotoxiques de type anatoxine-a(s) agissant comme une anticholinestérase ;
- Des alcaloïdes neurotoxiques de type saxitoxines qui bloquent les canaux sodiques des cellules nerveuses ;
- Des alcaloïdes cytotoxiques, comme les cylindrospermopsines, inhibiteurs de la synthèse protéique et ayant pour cible le foie, les reins, la rate, le thymus et le cœur ;
- Des alcaloïdes dermatotoxiques, comme les aplysiatoxines et les lyngbyatoxines, qui entraînent également des inflammations orales et gastro-intestinales ;
- Des lyopolysaccharides, toxines irritantes de type dermatotoxiques ;
- D'autres composés non identifiés avec des effets toxiques et létaux sur les poissons.

(Le Bun et Couté, 2006)

Tableau 6 : Caractéristiques générales des cyanotoxines (Sivonen et Jones., 1999)

Groupe des toxines	Principaux organes cibles chez les mammifères	Genre de cyanobactérie
Les peptides Cycliques		
Microcystines	Foie	<i>Microcystis, Anabaena, Planktothrix (Oscillatoria), Nostoc, Hapalosiphon, Anabaenopsis</i>
Nodularine	Foie	<i>Nodularia</i>
Alcaloïdes		
Anatoxine-a	Synapse Nerveuse	<i>Anabaena, Planktothrix (Oscillatoria), Aphanizomenon</i>
Anatoxine-a(S)	Synapse Nerveuse	<i>Anabaena</i>
Aplysiatoxines	La peau	<i>Lyngbya, Schizothrix, Planktothrix (Oscillatoria)</i>
Cylindrospermopsines	foie	<i>Cylindrospermopsis, Aphanizomenon, Umezakia</i>
Lyngbyatoxine-a	La peau, tractus gastro-intestinal	<i>Lyngbya</i>
Saxitoxines <i>Anabaena,</i>	Axes Nerveux	<i>Aphanizomenon, Lyngbya, Cylindrospermopsis</i>
Lipopolysaccharides (LPS)	Irritant potentiel affecte n'importe quel tissu	Toutes

Habitat

Les cyanobactéries sont souvent les premières plantes à coloniser les espaces vierges des roches et des sols. Parmi leurs modes d'adaptation les pigments gaines qui absorbent les rayons ultraviolets augmentant par conséquent leur aptitude à coloniser les environnements terrestres.

Les habitats préférés des cyanobactéries sont les endroits limniques et les milieux marins. Ils s'épanouissent dans les eaux salées, saumâtres ou douces, dans les eaux froides, dans les sources chaudes, et dans les environnements où les autres micro-algues ne peuvent exister. La plupart des formes marines poussent le long des rives sous forme de végétation benthique dans la zone située entre la marée haute et basse. Les cyanobactéries ont une impressionnante capacité à coloniser des substrats stériles comme les cendres volcaniques, les déserts de sables et des rochers. (Mur, 1999)

Taxonomie

Au début des années 1980, R. Stanier soutenue, dans le champ d'application, le concept des procaryotes et la nature bactérienne des algues bleu-vert renommées les cyanobactéries (grec, kianeos, c'est à dire bleu foncé). (Pinevich, 2008).

La taxonomie des cyanobactéries est confuse. La plupart des genres et des espèces (définis quand ils étaient considérés comme des algues) sont maintenant connus pour être basés sur des caractéristiques peu fiables (par exemple, des caractéristiques qui dépendent peut être des conditions de croissance), ont été abandonnées ou redéfinies en fonction de critères bactériologiques.

Cinq «sections» des cyanobactéries ont été reconnues :

- **La section I** : comprend les cyanobactéries unicellulaires qui se reproduisent par fission binaire uniquement.

- **La section II** : comprend les espèces unicellulaires dont les cellules sont incluses à l'intérieur d'un organisme extérieur sous forme de couche fibreuse, la reproduction se

fait par la fission multiple

- **La section III** : comprend les organismes dont la forme est non ramifiée, seul (unisériée) constituée de chaînes de cellules végétatives uniquement (pas des akinetes ou heterocystes).
- **La section IV** : comprend les organismes de forme non ramifiée, dont les chaînes de cellules peuvent inclure des akinetes et heterocystes.
- **La section V** : comprend les plus complexes des cyanobactéries, elles sont filamenteuses la division cellulaire se produit dans plus d'un plan, d'où les filaments sont en partie multi-sériés. (Allaby, 2006).

5. Les biofilms

5.1 Définition

Une large majorité des microorganismes vivent et se développent en formant des agrégats tels que les biofilms et les flocs (que l'on peut aussi appeler « biofilms planctoniques») (Comte, 2005).

Les biofilms sont généralement un assemblage complexe des microorganismes intégrés dans une matrice composée principalement de l'eau et des substances polymériques extracellulaires (EPS) (Sutherland, 2001). Les EPS permettent aux microorganismes d'adhérer à différents supports pour former des communautés synergétiques stables (micro-consortia) (Mages *et al.*, 2003). Leur lien commun est une matrice des polysaccharides, d'ADN et des protéines, qui forment des substances polymériques extracellulaires (Harrison *et al.*, 2005).

Les biofilms communément couvrent les surfaces submergées dans les systèmes des eaux, possèdent la capacité de modifier le transport et l'accumulation des substances telles que les éléments nutritifs et les particules en suspension dans l'eau. (Barranguet *et al.*, 2004)

Les biofilms sont complexes, des systèmes hétérogènes, comprenant des bactéries, des champignons et / ou des algues, qui collent au moyen des excréments muqueux à la limite d'une couche immergée dans l'eau. (Mages *et al.* , 2003)

5.2. La formation des biofilms

Les cellules planctoniques approchent de la surface et s'attachent d'où un comportement rotationnel a été observé jusqu'à une demi-heure sur la surface puis la rotation ralentit et cesse peu à peu, entraînant un attachement longitudinal irréversible. (Rice *et al.* , 2000). Après l'attachement, les cellules bactériennes se réunissent pour former des microcolonies. (Stanley et Lazazzera, 2004), par la suite une division cellulaire se produit donnant naissance à deux cellules filles. (Rice *et al.* , 2000) .

Des microcolonies, qui sont des communautés de cellules bactériennes de trois à cinq couches de profondeur, se développent suite à l'adhésion des cellules bactériennes sur une surface. Les polysaccharides jouent un rôle dans l'adhésion bactérienne, cela suggère que le matériel extracellulaire est le responsable sur la fixation des bactéries à la surface.

De ce fait serait un polymère sensible périodique, sans doute d'une nature polysaccharide. (Figure 4)

Après les premières étapes d'attachements et de formation des microcolonies, la structure d'un biofilm mûr peut se former (Stanley et Lazazzera., 2004).

La désorption des cellules adsorbées réversibles, croit en cellules adsorbées irréversibles. (Rice *et al.* , 2000),

Le détachement détermine l'état d'équilibre d'accumulation du biofilm, le temps de rétention des solides du système, les paramètres influant sur la composition et l'activité des biofilms.

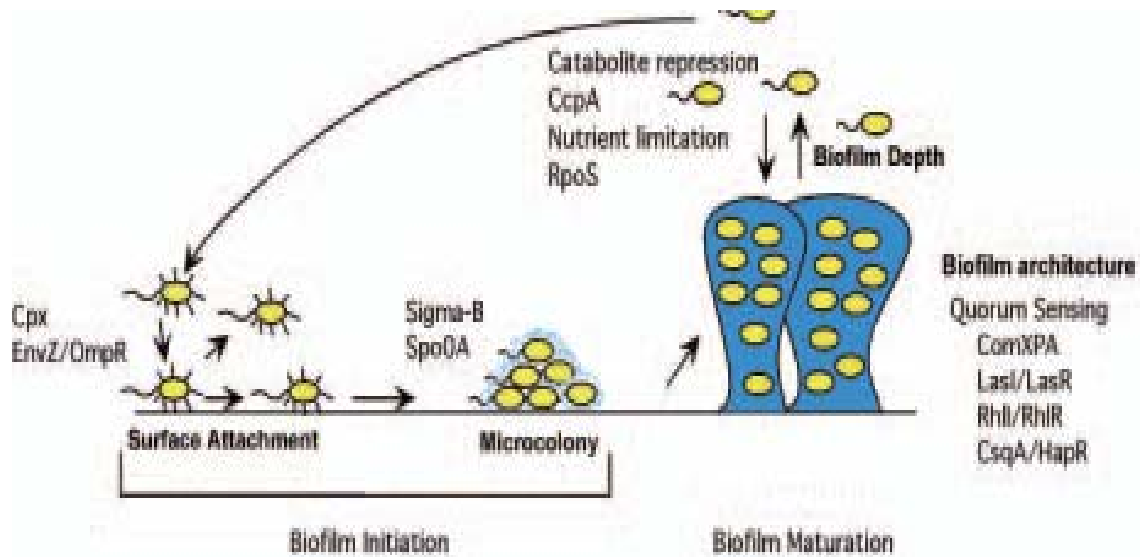


Figure 4 : les différentes étapes de formation des biofilms (Li-Ming et. Li-He , 2005).

Le détachement de la biomasse des biofilms peut être causé par différents mécanismes (la figure 5), nous citons : l'érosion, l'abrasion, les prédateurs de pâturage et l'intervention humaine

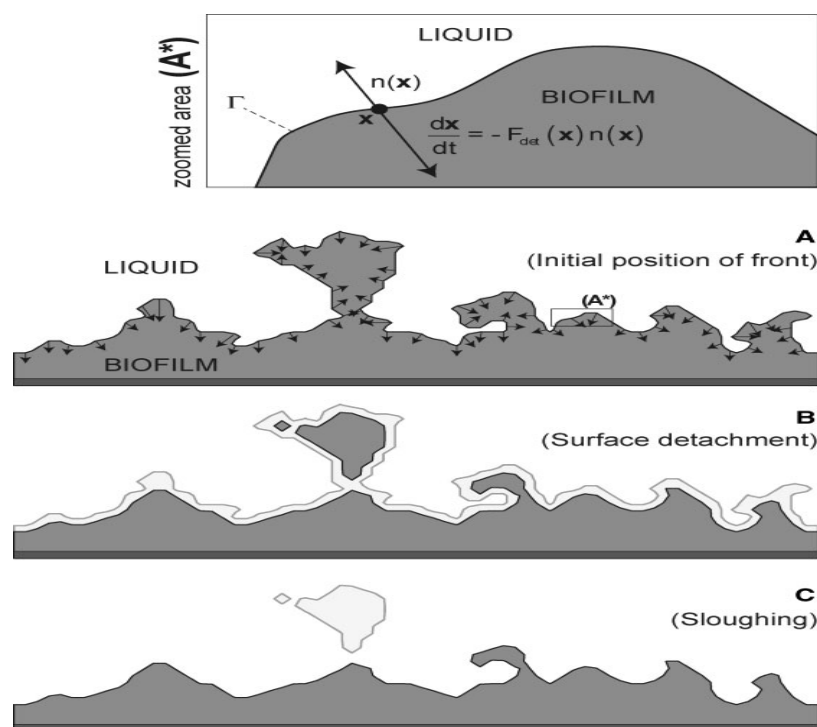


Figure 5: Représentation schématique de la procédure de mise en œuvre de détachement de la biomasse (Li-Ming et. Li-He , 2005).

La formation des biofilms est largement tributaire à l'intégration des processus physiques, chimiques et biologiques ; d'abord, certaines cellules sont transportées en suspension de liquide à un transporteur de surface par des mouvements physiques. Deuxièmement, les premières forces attractives, qui sont des forces physiques et des forces chimiques, retiennent les cellules sur le support de surface et promeuvent la stabilité des contacts multicellulaires.

Troisièmement, la force microbienne ne concerne que les cellules attachées mûres.

Enfin, le biofilm sera finalement déterminé par la force de cisaillement hydrodynamique pour donner des communautés structurées.

Dans les meilleures circonstances, les biofilms peuvent grandir dans un délai de 4 jours, en outre le plus grand taux de dilution et de biomasse attachée font croître les biofilms plus rapidement. Tandis que le détachement influence grandement la formation de biofilm et sa stabilité (Li-Ming et. Li-He , 2005).

5.3. La Structure des biofilms

Les biofilms mûrs sont de fascinantes constructions ; ils peuvent former des couches, des amas et des crêtes, ou encore plus complexe des microcolonies. (Harrison., 2005) (Figure 6). Les résidents d'un biofilm peuvent être de la même espèce ou d'un groupe diversifié de microorganismes répartis dans différents quartiers. (Harrison *et al.* , 2005)

Les espèces différentes exhibent généralement des propriétés de croissance et de survie différentes résultant de l'hétérogénéité multidimensionnelle. Cette hétérogénéité est certainement une conséquence des facteurs externes et internes. (Alpkvist et Klapperb, , 2007)

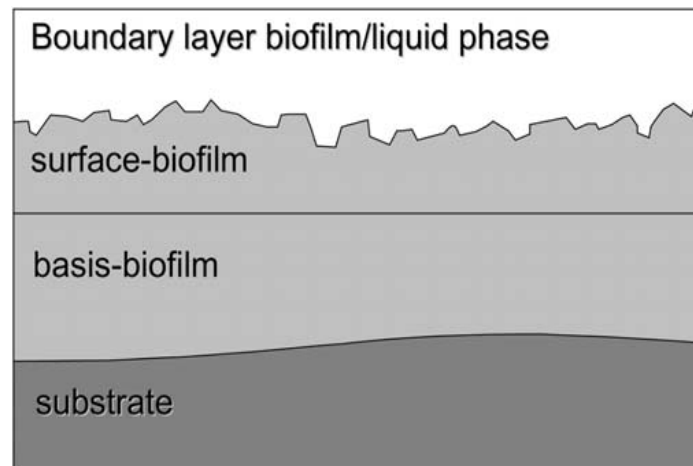


Figure 6: Structure de la couche limite de la phase eau / biofilm / substrat (Mages *et al.*, 2003)

5.4. Métabolisme et biomasse

Tous les organismes vivants laissent leurs traces dans l'environnement sous forme de substances produites par leurs métabolismes. Dans les cas où ces substances sont caractéristiques et détectables, elles sont utilisées pour surveiller la survenue des organismes correspondants. Bien que cette procédure ne soit pas inhérente à la discrimination entre les biofilms et la biomasse suspendue, la présence de cette dernière est exclue ou négligée dans certaines conditions ; elle est le résultat uniquement de l'activité des biofilms. Les produits métaboliques en question peut être liquides ou gazeux (Janknecht et Melo, 2003). La biomasse dans un biofilm naturel se compose de plusieurs éléments: les cellules bactériennes actives (plusieurs espèces), les cellules mortes ou inactives et EPS. Ces composants ont des propriétés différentes, y compris leurs propriétés d'interaction avec les composants diffusives du milieu (substrats et des produits déchets).

En règle générale, la biomasse inactive (les EPS, et les cellules mortes) forme un montant considérable de la masse d'un biofilm. Le principe actif de la biomasse est censé d'être composé des bactéries hétérotrophes et des autotrophes. (Alpkvist et Klapperb, 2007).

5.5. Les différents modèles mathématiques des biofilms

Depuis le milieu les années 1990, des nouveaux modèles mathématiques ont été développés pour fournir des représentations mécanistes des facteurs contrôlant la formation

des complexes tridimensionnels concernant la morphologie des biofilms. (Alpkvist *et al*, 2006)

Le modèle mathématique proposé, tient compte de la suspension des microorganismes et de certains facteurs qui influencent la formation de biofilm et sa stabilisation (la dilution, le détachement qui influent sur la concentration organiques et la concentration de l'inoculum initial). Ces derniers et par des analyses théoriques et numériques constitue l'objet d'une discussion bien détaillée. (Li-Ming et. Li-He , 2005).

Les fonctionnalités incluses dans cette nouvelle génération de modèles mathématiques sont en général motivées par les observations des biofilms faites avec de puissants nouveaux outils expérimentaux tels que la microscopie confocale à balayage laser, l'imagerie par résonance magnétique, ou les microcapteurs. Jusqu'à présent, les modèles 2-D et 3-D des biofilms peuvent être divisés en deux grandes catégories selon la voie choisie pour la biomasse de représentation:

(i) les unités discrètes ou de particules :

Pour ce modèle il est plus facile d'organiser la construction conceptuelle sur la base de plusieurs critères:

- (1) La division de l'espace dans les différents domaines de calcul;
- (2) La nature et le comportement des éléments pertinents;
- (3) Les processus pris en compte pour chaque classe de composante

(ii) un continuum corps :

Dans ce modèle, la matrice contenant les EPS de biofilm est traitée comme un continuum domaine, qui intègre les cellules microbiennes discrètes.

Cela signifie que les microorganismes sont également en mesure d'utiliser la matière organique et les polymères .

Parmi les modèles largement connus, nous mentionnons Topiwala et Hamer (1971), Baltzis et Fredrickson (1983), Bakke *et al.* (1984). le travail de R. Freter et de son groupe (moins connu), (Freter (1983), (1984), et Freter *et al.* (1983), (1986)) qui a élaboré un modèle mathématique pour comprendre les phénomènes de résistance à la colonisation de l'intestin des mammifères (stabilité de la microflore résidente à la colonisation) (Don *et al.* , 2003)

6. L'autoépuration

6.1. Définition

La purification naturelle est définie comme étant la somme de tous les processus physiques, chimiques et biologiques réduisant la charge et la concentration des polluants dans une masse d'eau, (Kummert et Stumm., 1989). Son pouvoir est donc un paramètre principal pour la description de la fonctionnalité de l'écosystème.

En revanche la capacité d'un écosystème pour répondre à la pollution extérieure, aux matériaux extérieurs tout en préservant les structures écologiques est nommée stabilité. (Heidenwag *et al.* , 2001)

6.2. Le processus général de l'autoépuration

L'autoépuration de l'eau dans les écosystèmes marins et limniques est fondée sur un certain nombre de processus interconnectés entre eux:

(1) Physiques et physico-chimiques, y compris:

- La solution et la dilution des polluants;
- L'exportation des polluants dans les zones adjacentes;
- L'exportation des polluants dans les eaux à proximités ;
- La sorption des polluants sur les particules en suspension et la sédimentation de ces derniers.

-La sorption des polluants sur les sédiments;

-L'évaporation des polluants;

(2) Les processus chimiques, y compris:

- L'hydrolyse des polluants;
- Les transformations photochimiques;
- Les transformations redox catalytiques;
- Les transformations incluant les radicaux libres;
- La complexation des polluants par les matières organiques dissoutes, qui peut conduire à la diminution de leur toxicité,

-L'oxydation chimique des polluants par l'oxygène (Ostroumov, 2002)

6.3. Le processus biologique de l'autoépuration

Nous prenons en considération les microorganismes, le phytoplancton, les plantes supérieures, les invertébrés et les poissons. Tous ces groupes sont impliqués dans l'autoépuration des écosystèmes aquatiques. Chacun d'eux intervient dans un processus ou plus, et ils sont tous aussi importants pour le bon fonctionnement du mécanisme de l'autoépuration. (Ostroumov, 2008)

L'assimilation des substances organiques dissoutes et les éléments nutritifs présents dans l'eau par les bactéries, les plantes et les animaux, ainsi que les processus de dilution et celui de mélange sont assignés à l'autoépuration. (Heidenwag *et al.*, 2001)

Le potentiel biologique d'épuration est basé sur les cycles des éléments naturels qui sont fortement déclenchés par les activités du métabolisme microbien. Ces processus microbiens sont une part importante du recyclage des composés chimiques dans l'environnement et sont aussi la première étape dans le milieu aquatique et d'autres chaînes alimentaires. Ainsi, le potentiel biologique de l'épuration peut être simplifié en une hydrolyse ou d'autres réactions de clivage enzymatique des substances chimiques, déclenché par des processus microbiens (Lorch., 1994).

Néanmoins, les bactéries contribuent de manière significative à la biomasse aquatique et leur production secondaire est comparable à la production primaire de phytoplancton (Chrost, 1991).

Cela signifie que les microorganismes sont aussi capables d'utiliser les matières polymériques organiques et de les transformer et de les minéraliser.

La dégradation des polymères et des composés xénobiotiques est ainsi catalysée par des enzymes extracellulaires qui sont excrétés par les cellules microbiennes dans l'environnement aquatique. Toutefois, les xénobiotiques et leurs métabolites, peuvent aussi inhiber l'activité microbienne (Figure 7.). Les enzymes extracellulaires sont activés une fois à l'extérieur de la

cellule, ils peuvent catalyser les substrats de clivages lorsqu'ils sont immobilisés au niveau des substances polymériques extracellulaires (EPS) des biofilms (Wingender , 1999).

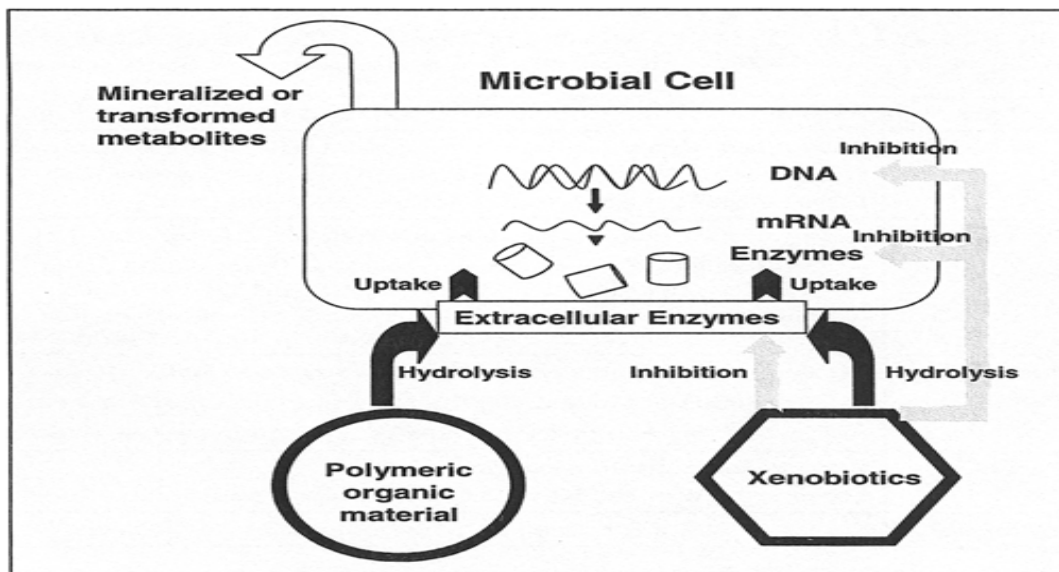


Figure 7: La dégradation microbienne des substances xénobiotiques et de polymères. (Obst, 2003)

Les principales unités fonctionnelles et structurales de ce mécanisme qui soutient la qualité de l'eau et dont l'ensemble couvre une grande partie du mécanisme hydro – biologique général de système de purification aquatique sont :

Les filtres

Ces systèmes fonctionnels de filtration sont reconnus par :

- Le filtrage des organismes aquatiques et la ceinture de la banque de macrophytes qui piège une partie des biogènes et des polluants fournies à l'écosystème par les terrains voisins.
- Le benthos qui piège et consomme une partie des biogènes et des polluants migrants à l'interface eau / sédiments, ainsi que les microorganismes attachés aux particules en suspensions migratoires dans l'eau.

Les pompes

Ces systèmes fonctionnels peuvent réaliser une performance du transport des polluants par :

- La sédimentation et l'adsorption (à partir d'une colonne d'eau vers les sédiments),
- L'évaporation d'une partie des polluants (de l'eau dans l'atmosphère),
- Les processus migratoires liés à l'émergence des imagos d'insectes à partir des larves flottantes qui sert de nourriture pour les oiseaux consommant la biomasse aquatique des zones nichant en terre, ainsi que les zones adjacentes à l'eau ou aux cours d'eau (à partir de l'eau pour les zones terrestres adjacentes)

Mills

Comprend les mécanismes suivants:

- Les processus enzymatiques,
- Les processus photochimiques sensibilisés avec des substances d'origines biologiques,
- Le processus des radicaux libres biologiques impliquant les ligands. (Ostroumov., 2008)

Matériels & méthodes

I- Matériel et méthodes

1. Contexte de prélèvement

Considérant l'objectif de cette étude, il a paru que le choix des sites ainsi que la méthode de prélèvement visent directement l'obtention des souches naturelles d'un picoplancton capable de s'organiser en biofilm en produisant abondamment les EPS (substances polymériques extracellulaires).

Le choix est fixé sur les cyanobactéries ou anciennement appelées cyanophycées en raison de leur abondances qu'on qualifiés généralement comme des espèces cosmopolites, et de leur facilité de culture au laboratoire.

La recherche des formes unicellulaires libres: *Synechococcus elongatus* (cette espèce a été étudiée par plusieurs chercheurs et déterminée avec précision) est recommandée.

2. Sites de prélèvements

Le premier prélèvement a été effectué à l'intérieur du campus (Université Ferhat Abbas) à partir d'une source naturelle près du département de Technologie.

Le deuxième site est une autre source naturelle près de la ville d'Ain Abassa (située au nord-est de la ville de Sétif, Algérie) dont ces coordonnées selon le réseau de Lambert sont :

3 grades 23 minute 55 seconde

40grade 33minute 39seconde

3. La récolte des échantillons

Les prélèvements sont effectués lors de deux sorties citées précédemment :

- La première en date de 29 janvier 2009 à 9 :30 minutes
- La deuxième en 13 février 2009 à 16 :30 minutes
- La récolte a été faite a partir des eaux de surface en utilisant des flacons en verre (stérilisés préalablement à 121 C° pendant une 20 minute).

Ces flacons sont obturés par la suite hermétiquement jusqu'à leurs apports au laboratoire où ils ont été bouchés dans des conditions stériles par des cocons confectionnés à partir du coton et des gazes (permettant les échanges gazeux) pour maintenir la biodiversité initiale.

4. Préparation du milieu de culture

La préparation d'un milieu simple spécifique pour les cyanobactéries : le BG11 (Annexe, tableau 1) , contient du CO₂ comme source de carbone (souvent sous forme de carbonate de soude) , du nitrate ou de l'ammoniac comme source d'azote ,du sulfate , du phosphate et une série des minéraux (Prescott. *et al* . , 2003) .

Le milieu solide est préparé par l'addition de l'agar pur a mesure de 1% après l'ajustement du pH vers 7,1 a 25°C (l'ajustement se fait par NaOH et HCl 1 molaire) (Atlas, 2005 ; Rippka *et al* .,1979) , en outre nous avons procédé à la préparation du citrate de fer ammoniacal au laboratoire.

Les espèces de *Synechococcus* sont isolées en utilisant le milieu Blue-Green Agar dont le pH est toujours 7,1 à 25°C. (Annexe, tableau 2)

5. Isolement des souches

Cette étape est de telle importance que de sa qualité dépend la représentativité des résultats ; de ce fait, toutes les étapes ont été réalisées dans des conditions purement stériles.

D'abord nous avons effectué une filtration de l'eau, en utilisant un papier filtre pour éliminer les macroéléments présent en suspension (les protozoaires, les algues pluricellulaires, les macrocolonies des microorganismes quelconque et les particules du sol).

Le filtrat est récupéré et filtrer de nouveau par des membrane de filtration porosité : 0,8µm, choisie selon la taille moyenne minimale du genre *Synechococcus*), les membranes sont directement déposé sur un milieu gélosé de BG11 (les produits et leur producteur sont mentionnées dans l'annexe , tableau 3)

6. Les conditions de culture

Les cultures sont incubées à une température comprise entre 22 à 25 C° sous une lampe de flux lumineux compris entre 800 et 1000 lumens (Bourgois et Cogniel , 2002) en fonction d' une photopériode de 12/12 heure pendant 6 semaines pour le premier prélèvement et 4 semaines pour le deuxième, durant laquelle nous avons réalisé plusieurs repiquages sur le même milieu BG11 (ces condition son choisies pour optimiser la multiplication cellulaire).

En mi-Mars les colonies des cyanobactéries obtenues sont transférées dans le milieu liquide où elles sont maintenues dans les mêmes conditions expérimentales jusqu'au 05 Avril 2009 date de confection de microcosme recherché.

7. Identification

En se basant sur les propriétés de Gram des parois des cyanobactéries, nous avons fait une coloration de Gram suivi par l'observation au microscope optique en utilisant l'agrandissement 40 puis 100; les échantillons sont fixés sans coloration. La détermination des espèces est fondée sur les travaux de Bourrelly (1985).

8. Transfert en microcosmes

Un microcosme est un dispositif permettant de cultiver et d'étudier les biofilms d'algues dans des conditions relativement naturelles. (Behra, 2006) ; un modèle miniature (exemple : test de laboratoire) représentatif d'un objet plus grand (exemple : un environnement naturelle) (Charl, 2007) qui peut être dérivé directement de la nature ou préparé à partir des cultures axéniques jusqu'à ce que les conditions requises des organismes et de l'environnement sont achevées (In Dictionnaire of Ecology, 2006) dans notre cas on a préféré qu'ils soient clos pour éviter tout risque de contamination.

9. Le choix de type de biofilms

En condition naturelle, les biofilms monospécifiques sont relativement rares, et la plupart des biofilms sont composés d'une mixture des microorganismes (Wimpenny *et al.* , 2000) .

La raison pour laquelle nous avons choisi ces types de biofilms est purement empirique.

L'expérience a été entreprise avec *Synechocystis aquatilis* et *Stauronolobus carpitana* (les seules espèces déterminées avec précision).

Le système est mis en suite à une agitation faible (30 à 40 tours par minute, en moyenne six heures par jour) suivant la photopériode pour permettre aux cyanobactéries de profiter vivement de la richesse du milieu ; placer dans l'environnement de laboratoire en utilisant des jarres transparentes complètement fermées durant trois semaines (période estimée de latence pour avoir les premiers résultats de la reproduction des cyanobactéries)

L'introduction des lames en verres (support choisi pour le développement des biofilms) (figure 8) dans les microcosmes décrits précédemment se fait après le bon développement des cyanobactéries



Figure 8 : Support en bois portant des lames en verre choisi pour le développement des biofilms.

Le suivi du pH au cours de l'expérience pour favoriser un milieu adéquat de reproduction rapide des cyanobactéries nécessite l'intervention continue du milieu extérieur, malheureusement sa valeur a chuté de façon remarquable durant l'expérience ; ce qui

nous a apparus une période de latence afin d'obtenir les premiers résultats de la multiplication des cyanobactéries.

L'ajout immédiat de NaOH un molaire (1M) et en mêlant le milieu de culture (enrichissement du milieu de culture par des apports nutritifs et augmentation du pH à la fois) a engendré la contraction cellulaire (la concentration extracellulaire du milieu est devenue bien trop élevée pour qu'un microorganisme puisse la supporter) , suivie par un changement de couleur de la solution de l'espèce *Stauroncladia carpitana* en bleu verdâtre et l'apparition d'amas au fond de la jarre pour l'espèce *Synechocystis aquatilis*.

L'expérience a été sauvée par la filtration en utilisant des membranes de filtration axéniques de porosité 0.45 µm pour l'espèce *Stauroncladia carpitana* en s'attachant à l'idée de la capacité de régénération des cyanobactéries et sur le polymorphisme de cette espèce (voir le genre *Stauroncladia*).

Les membranes sont mises en milieu de culture BG11 liquide et agitées moyennement , le trouble est récupéré dans un aquarium contenant le milieu précédent en introduisant le support portant les lames en verre (voir transfert en microcosmes) directement dans le système en 05 / 05 / 2009 (le dispositif est hermétiquement fermé par crainte de contamination) avec un petit changement au cours de l'expérience .(formation des biofilms plurispécifiques en mélangeant toute les espèces isolées) (*Synechocystis sp*, *Stauroncladia carpitana*, *Synechocystis aquatilis*, *Synechocystis sp*)

10. Les conditions de formation des biofilms

Une jarre suffisamment éclairée sans agitation a produit abondamment de biomasse pour les biofilms (cette jarre a été écartée en raison de l'erreur commise précédemment) à un tel point que cette biomasse est bien perceptible à l'œil nue par conséquent l'agitation retarde le bon développement de nos biofilms.

Les microcosmes sont laissés désormais sous agitation jusqu'au bon développement des cyanobactéries pendant environ une semaine, puis laisser le dispositif expérimental sans agitation deux à trois semaines. Les microcosmes sont mis en condition semi-statiques (le milieu de culture est renouvelé au bout d'un certain temps) .

11. La vérification de la présence des biofilms

Afin de mettre en évidence la formation et le développement des biofilms, les prélèvements ainsi que les extractions des EPS et les dosages des polysaccharides sont effectués hebdomadairement.

Le choix de dosage des polysaccharides est basé sur le concept que tout les biofilms ont une concentration supérieure à 90% du poids sec total des EPS. (Aguilera *et al.* , 2007), L'observation simultanée des supports sous le microscope en utilisant l'agrandissement 40 offre plus de clairvoyance au processus expérimental.

12. L'extraction des substances polymériques extracellulaires

L'extraction des EPS spécifiques pour les cyanobactéries a été appliqué que se soit pour la vérification de la présence des biofilms ou après le traitement par les xénobiotiques : les lames sont d'abord immergées dans une solution de NaCl 10% , puis incubées au bain marie a 40C° pendant 15 minutes, passer ensuite au vortex pendant quelques secondes (Arundhati et Paul , 2008) et éradiquées finalement par une spatule en polyéthylène et rincées à l'eau distillée .

13. Dosage des polysaccharides

La méthode colorimétrique utilisée ici est celle établie par Dubois (Massé, 2004) (figure 9), les concentrations des polysaccharides sont établies à partir d'une gamme d'étalonnage en utilisant le D -glucose à des concentrations de 10µg/ml, 25µg/ml ,50µg/ml, 100µg/ml successivement (ces concentrations sont le résultat d'une dilution des solutions mères réglées en fonction des densités optiques obtenues).

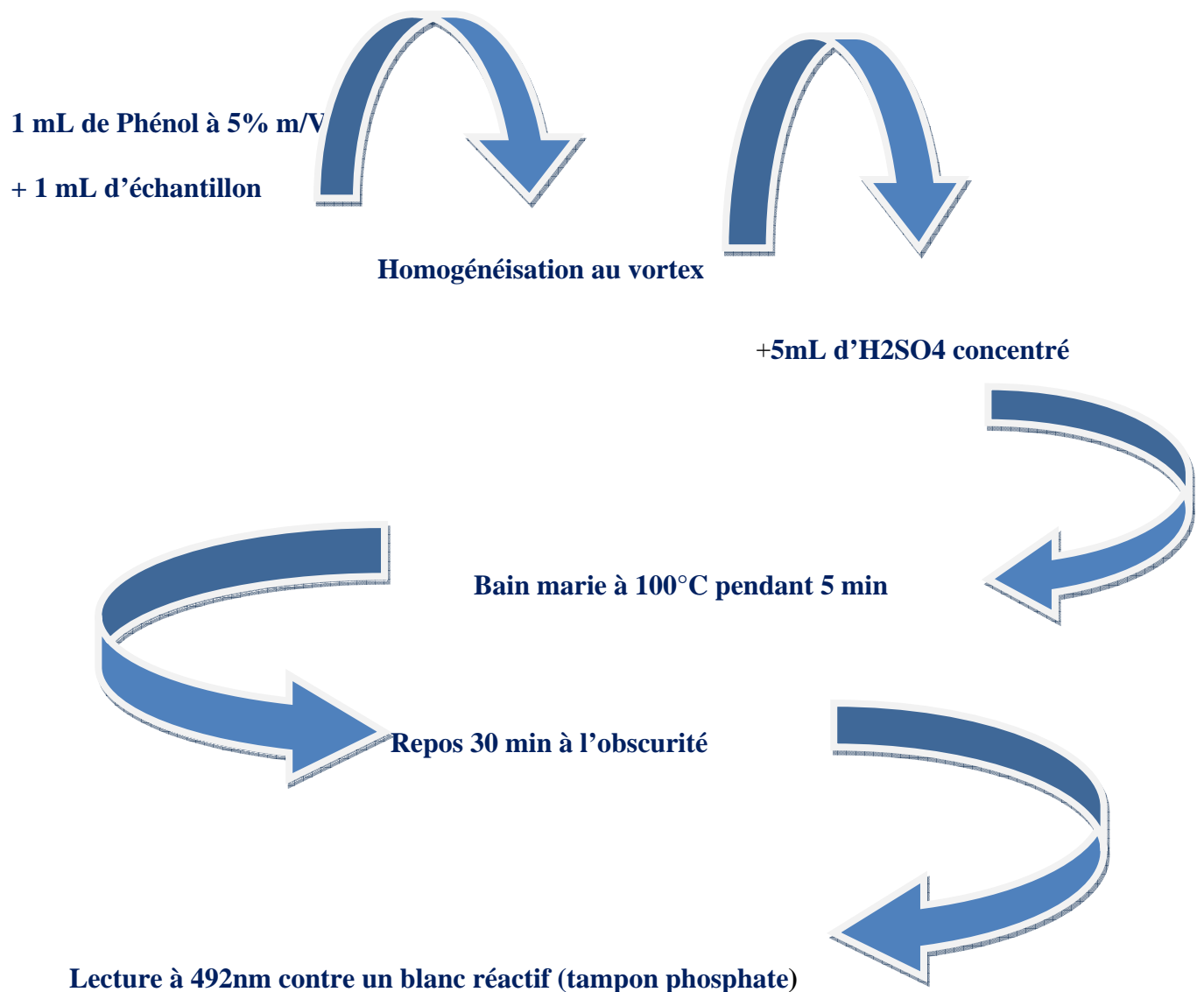


Figure 9 : Le protocole de dosage des polysaccharides (Massé, 2004)

14. Traitement des biofilms

Les biofilms sont placés dans un milieu riche en substances xénobiotiques à partir de la sixième semaine de leur date de mise en microcosme pour l'espèce *Staurocladia carpitana* et la cinquième semaine pour le mélange d'espèces ; le choix des deux métaux lourds : le plomb et le cadmium, est fait en raison de leur large utilisation dans l'industrie (l'industrie chimique dans la région de Sétif).

L'utilisation des nitrates de plomb et des nitrates de cadmium vise l'obtention de la forme ionique divalente (la forme la plus toxique).

Les concentrations sont prises à partir de IS 10,500:1991 concernant les eaux potables (50 µg/l pour le plomb et 10 µg/l pour le cadmium . (Sharad *et al .* , 2007), multipliés cent fois aléatoirement (notre objectif est de prouver la capacité d'absorption chez les biofilms d'algues).

Enfin les prélèvements sont effectués chaque semaine (le témoin est le biofilm sans traitement par les métaux).

15. Le dosage des métaux lourds :

Le dosage des métaux lourds est réalisé par spectromètre d'absorption atomique au niveau de laboratoire de l'unité des industries chimiques ENPEC

Résultats & discussions

III. Résultats et Discussion

1. L'isolement des cyanobactéries

La première étape de la présente expérience a permis de distinguer quatre types de colonies de cyanobactéries correspondant à trois genres différents :

- 1- Le premier type est isolé directement du milieu Blue-Green Agar, repiqué a plusieurs reprises donnant les mêmes colonies de couleur jaune verdâtre ayant des tailles minuscules bossues de trois à quatre millimètres de hauteur , de croissance rampante et possédant des confins bien déterminés, ces colonies peuvent avoir des tailles impressionnantes jusqu'a la couverture de toute la surface de la boîte pétrie, et en conditions hydriques suffisantes, apparaissent des couleurs claires donnant l'aspect de matière collante qui peut être due a la présence abondante des EPS caractéristique du genre

- 2- Des colonies isolées également du milieu Blue-Green Agar de couleur blanche foncée ayant des petites tailles bombées, de croissance superficielle et sous formes variées couvrant toute la surface de la boîte pétrie (donnant le reflet vers au milieu de culture)

- 3- Des colonies blanches claires larges ayant l'aspect de colle, de croissance un peu rapide relativement aux colonies précédentes, de faibles hauteurs et des confins non limités. Ces colonies peuvent être isolées soit du milieu Blue-Green Agar ou de BG11

- 4- Le quatrième type est isolé aussi des deux milieux, en l'observant, nous avons eu l'idée d'un mélange entre deux espèces mais le repiquage permet de conclure que les colonies apparaissent au début sous formes non limitées de couleur blanchâtre , finissent par couvrir toute la surface de la boîte avec l'appariation des colonies de tailles minuscules d'environ un millimètre de diamètre et de 0.5 millimètre de

hauteurs éparses sur toute la surface de la colonie mère sous formes des granules presque transparentes

2. La coloration de Gram et l'observation sous le microscope

En se basant sur le plan expérimental, notre objectif qui vise l'obtention des formes unicellulaires libres semble atteint, par conséquent le contentement de trois genres nous a paru suffisant.

La coloration de Gram a donné une couleur rose caractéristique des parois Gram négatifs des cyanobactéries.

L'observation sous microscope avec l'agrandissement 100 (fixés sans coloration) a permis la discrimination des genres suivant :

● Le genre *Staurocladia*

Le premier type de colonies est très difficilement déterminé à cause du caractère polymorphe des cellules (elles peuvent avoir des formes différentes au fur à mesure de leurs stades de développement), apparaissent parfois cocciformes, bacilles, amorphes et enfin sous forme de croix. C'est l'espèce *Staurocladia carpitana* selon Bourrelly 1985.

Cette espèce est décrite comme formant des thalles microscopiques de quatre filaments unisériés disposés en croix et partant d'une cellule centrale à contour carré.

La membrane est bien individualisée et le cytoplasme est de couleur bleu ; cette même couleur a été observée après le bon développement de cette espèce en microcosme et aussi après l'erreur technique commise (voir matériel et méthode).

● Le genre *Synechocystis*

La consultation de la clef d'identification de Bourrelly 1985, montre que les deux types de cellules observées (prises du deuxième et du troisième type de colonies cités précédemment) sont le plus probablement attribuées au genre *Synechocystis*. Les cellules

sphériques sont solitaires libres et dépourvues de gaines gélatineuses. Les rares espèces de grande taille jusqu'à 20µm possèdent parfois une membrane gélatineuse peu marquée. La multiplication se fait par simple division.

Le premier type de cellules détecté est sphérique de taille minuscule et de couleur violette correspondant au *Synechocystis aquatilis*.

Le deuxième type de cellules est également sphérique mais de taille un peu plus grande, de couleur verte dont l'espèce est toujours confuse *Synechocystis sp.*

● Le genre *Synechococcus*

Le dernier type de colonies représente des cellules coccobacilles de petite taille voisine à celle de *Synechocystis aquatilis* de couleur verte claire attribuée au *Synechococcus* et dont l'espèce est toujours non identifiée mettant *sp.*

D'après le même auteur, ce genre regroupe des cellules solitaires, libres, allongées, cylindriques ou ellipsoïdales et surtout de très petite taille variant entre 0.6-0.8×1,2-1,5µm.

L'obtention des formes unicellulaires traduit fidèlement la technique de double filtration utilisée, cette dernière a réussi à éliminer toutes les cyanobactéries de grandes tailles c'est-à-dire les genres qui s'organisent le plus souvent dans des colonies en condition naturelle soit filament ou autres. Effectivement cette technique a été préconisée pour permettre d'atteindre l'objectif tracé.

3. Conservation des souches

Formellement admis, la méthode de conservation des souches sur milieux gélosés est moins appliquée pour les cyanobactéries qui vivent dans leur origine en écosystèmes aquatiques; en revanche les souches mises dans des tubes utilisés pour le repiquage et laisser dans les conditions de laboratoire ont persisté beaucoup plus longtemps que celles mises sur des milieux gélosés dans des conditions de froid et d'obscurité.

Cette technique a donné des résultats même après six mois de conservation, cependant des changements des pigments ont été remarqués, de ce fait , les souches sont désormais conservées dans des conditions de froid et d'obscurité en milieux liquides.

4. Formation des biofilms

La courbe d'étalonnage montre qu'il y a 94.4% de la variation de la densité optique correspondant à une variation de la quantité des polysaccharides (les 6.6 % restant sont peut être liées à des conditions extérieures). (Figure10)

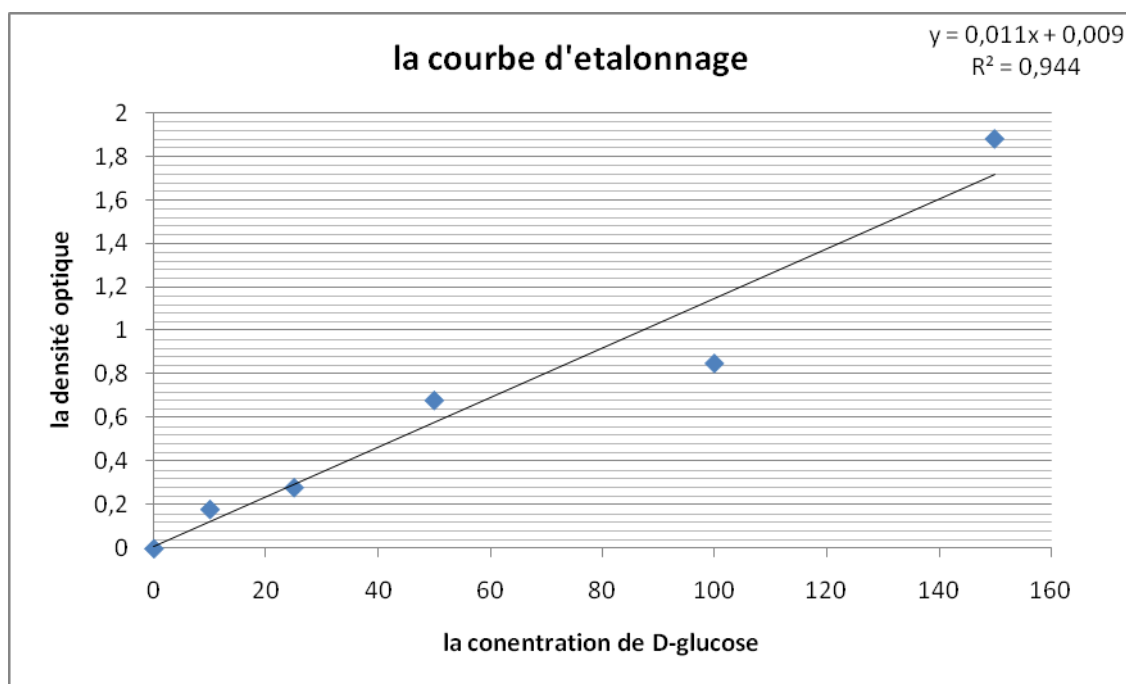


Figure 10 : La courbe d'étalonnage : relation entre la densite optique ($A = 492 \text{ nm}$) et la concentration de D- glucose

- L'évolution des biofilms de *Staurocladia carpitana* suit une cinétique de croissance lente (figure 11)

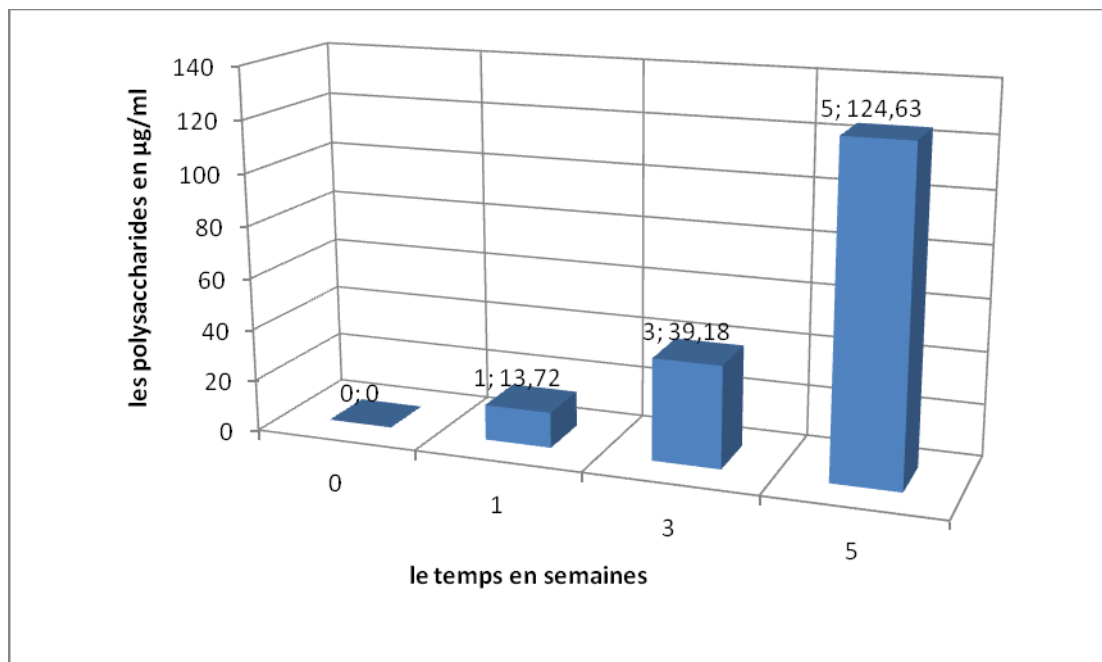


Figure 11: L'évolution des polysaccharides des biofilms de *Staurocladia carpitana*

Nous constatons que la première et la deuxième colonne correspondent aux premières étapes d'attachements et de formation des microcolonies des cyanobactéries qui peut durer jusqu'à trois semaines, ceci est expliqué d'abord par la multiplication naturellement lente de ce type des bactéries et peut être par la force d'agitation pratiquée au début de la mise en microcosme, sachant que les forces hydrodynamiques du milieu déterminent grandement la formation des biofilms.

Après les premières étapes d'attachements et de formation des microcolonies, la structure d'un biofilm mûr peut se former (Stanley et Lazazzera, 2004).

L'intervalle de deux semaines a été bien suffisant pour tripler la quantité des polysaccharides qui traduit fidèlement la formation ou la stabilisation des amas, des biofilms et leurs fonctions pour la production des microorganismes. (Gehrke *et al.* , 1998) . Ce qui est clairement remarquable dans la troisième colonne c'est le passage d'une étape à une autre et la cessation de l'agitation semble avoir un effet positif sur l'évolution de nos biofilms de *Staurocladia carpitana*, quant à la maturité de ce type de biofilms en cinq semaines nous dirons que cela est pratiquement relatif aux caractéristiques inhérents à l'espèce . La résistance des biofilms devant les contraintes des milieux prouve l'hypothèse de la maturité.

- De la même manière nous avons pu calculer la quantité des polysaccharides produite dans les biofilms du mélange d'espèces. Les résultats montrent une croissance plus rapide (figure 12)

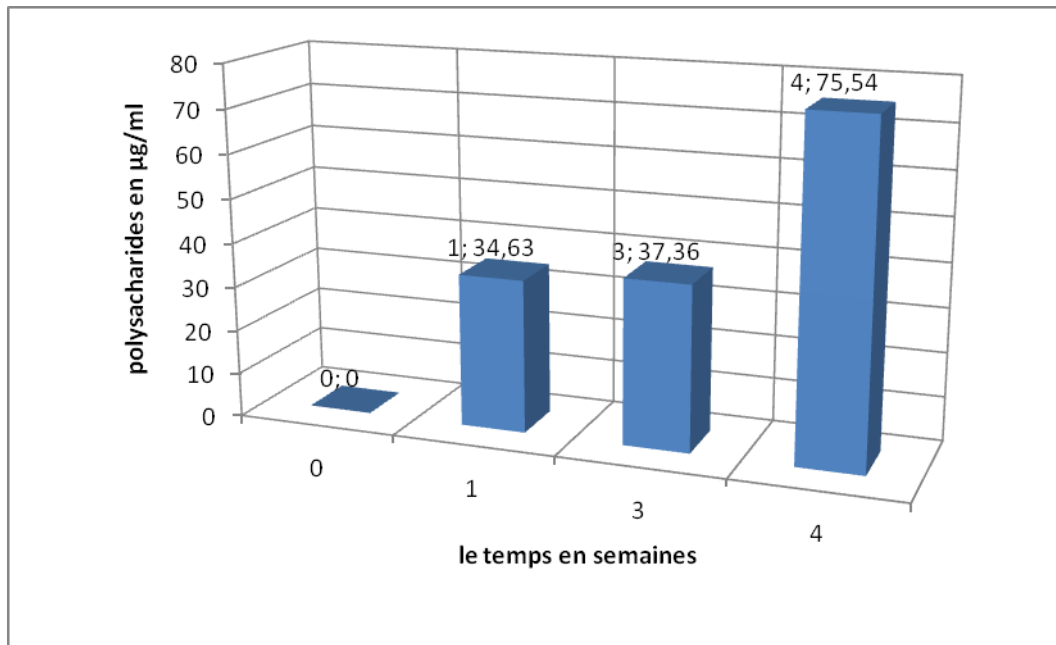


Figure 12: L'évolution des polysaccharides des biofilms de mélange d'espèces

Ces résultats sont parfaitement logiques en se référant aux étapes de formation des biofilms et spécialement ceux des cyanobactéries à l'exception de ce cas ; la quantité des polysaccharides durant la première semaine été bien importante par rapport au biofilms de *Staurocladia carpitana* (en se référant a la croissance des cyanobactéries naturellement lente), ceci peut être interpréter par la diversité des espèces présentes dans le milieu et leur capacité d'attachement au support mis à leur disposition à des degrés différents a des vitesses différentes engendrées par des phénomènes encore plus complexes.

La troisième colonne montre que la quantité des polysaccharides a doublé en une semaine ce qui traduit la croissance exponentielle des microcolonies des cyanobactéries au sein des biofilms plurispécifiques.

5. Traitement des biofilms par les métaux lourds

Les résultats obtenus sont complètement inattendus vu leur importance, classés ci dessous selon les types des biofilms.

Seulement il est primordial de signaler que les témoins pour les deux types des biofilms étaient :

Témoin de biofilm *Staurocladia carpitana* = 0.286 mg/100ml de plomb

Témoin de biofilm de mélange d'espèces = 0.210 mg/100ml de plomb

Les témoins sont remis a zéro ceci est expliqué par la contamination détectée préalablement due soit aux conditions de manipulation soit la persistance des métaux lourds dans la verrerie à l'état de trace.

5.1 Les biofilms de *Staurocladia carpitana*

● Le traitement par le plomb

Les résultats des prélèvements concernant les biofilms traités par le plomb indique une moyenne de $\bar{X}=0.317$ mg/100ml et un écart type de $\sqrt{S^{n-1}}=0.173$ mg/100ml.(figure 13)

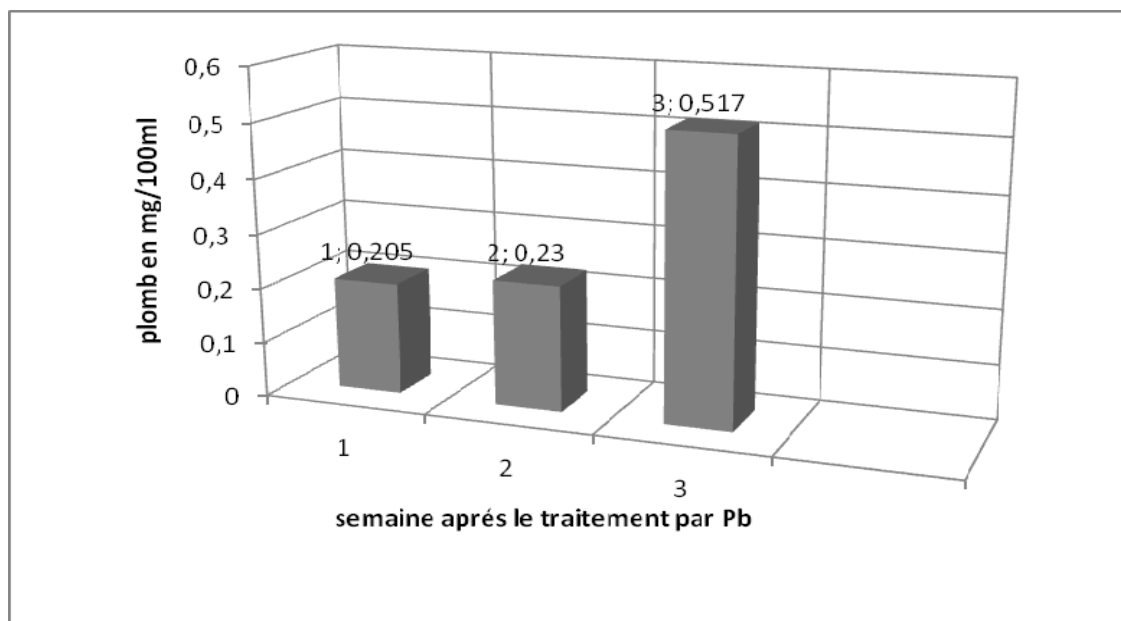


Figure 13 : l'absorption de plomb par les biofilms de *Staurocladia carpitana*

L'absorption moyenne du plomb par un biofilm de *Staurocladia carpitana* est de 0.317 mg/100ml par semaine, cette valeur peut augmenter régulièrement durant la période de prélèvement en moyenne de 0.173mg/100ml.

Après une semaine de traitement par le plomb nos biofilms ont effectivement absorbé une quantité de 0.205 mg/100ml estimée importante vu les caractéristiques des cyanobactéries, cette valeur augmente à 0.230 mg/100ml dans la deuxième semaine pour atteindre les 0.517 mg/100ml durant la troisième semaine. Ces résultats montrent une cinétique d'absorption rapide.

Pelmont (2005) explique le phénomène de contrôle du plomb chez les bactéries par l'intervention de plusieurs protéines : son entrée à l'intérieur de la cellule est assurée par la protéine PbrT qui joue le rôle de nettoyeuse de l'espace périplasmique, pour l'expédier à une autre protéine PbrD, cette dernière l'envoie à une troisième PbrA qui est une ATPase de type P insérée dans la membrane fonctionnant avec la collaboration de deux lipoprotéines PbrB et PbrC finissant par l'exporté hors de la cellule.

Cependant dans le cas des biofilms, le phénomène est encore plus complexe ; les cellules sont enfouillées dans une matrice des EPS, ces derniers d'après leurs compositions spécifiques, jouent plusieurs fonctions cellulaires incluant : l'accumulation des nutriments, une barrière de diffusion pour les toxines et les métaux lourds, la motilité cellulaire,

l'attachement aux surfaces et la protection contre la dessiccation, qui sont importants dans les habitats naturelles des biofilms des cyanobactéries (Klock, *et al.* , 2007).

De plus les EPS ont attiré l'attention par leur potentiel biotechnologique d'élimination des métaux lourds des eaux contaminées. (Aguilera *et al.* , 2008).

Les EPS des cyanobactéries possèdent en général un caractère anionique essentiellement dû à la haute teneur des acides uroniques ainsi qu'à la quantité importante de sucres naturels tels que le glucose, le mannose, l'arabinose et la xylose.

En outre dans certains cas nous pouvons trouver des liaisons esters, des groupes acétyles, des peptides et des sucres désoxydés comme le rhamnose et le fucose (Klock *et al.* , 2007) ; de ce fait la bioaccumulation des métaux reflète le mode passif et actif (Campbell *et al.* , 2002). Nous pouvons ainsi supposer la conjugaison de ces deux modes de bioaccumulation .

En revanche la plupart des études en rapports avec le sujet, décrivent une phase initial rapide de bioabsorption (Wang et Dei , 2001 ; Hudson , 2005), suivie par une absorption métallique active et lente (Ettajani *et al.* , 1999).

Cependant la plupart des études relatives aux capacités de bioaccumulation des biofilms énoncent une cinétique d'absorption de bref terme ce qui est conforme avec nos résultats car nous estimons que notre prélèvement se coïncide avec cette période

Une linéarisation des données de l'adsorption du Pb pour chaque absorbant présent dans les biofilms est étudié aussi par Wilson *et al.* , (2001) afin de quantifier les relations entre l'absorption de Pb et le pH.

La figure 14 confirme nos résultats et montre la cinétique croissante d'absorption de plomb pour tout les biofilms

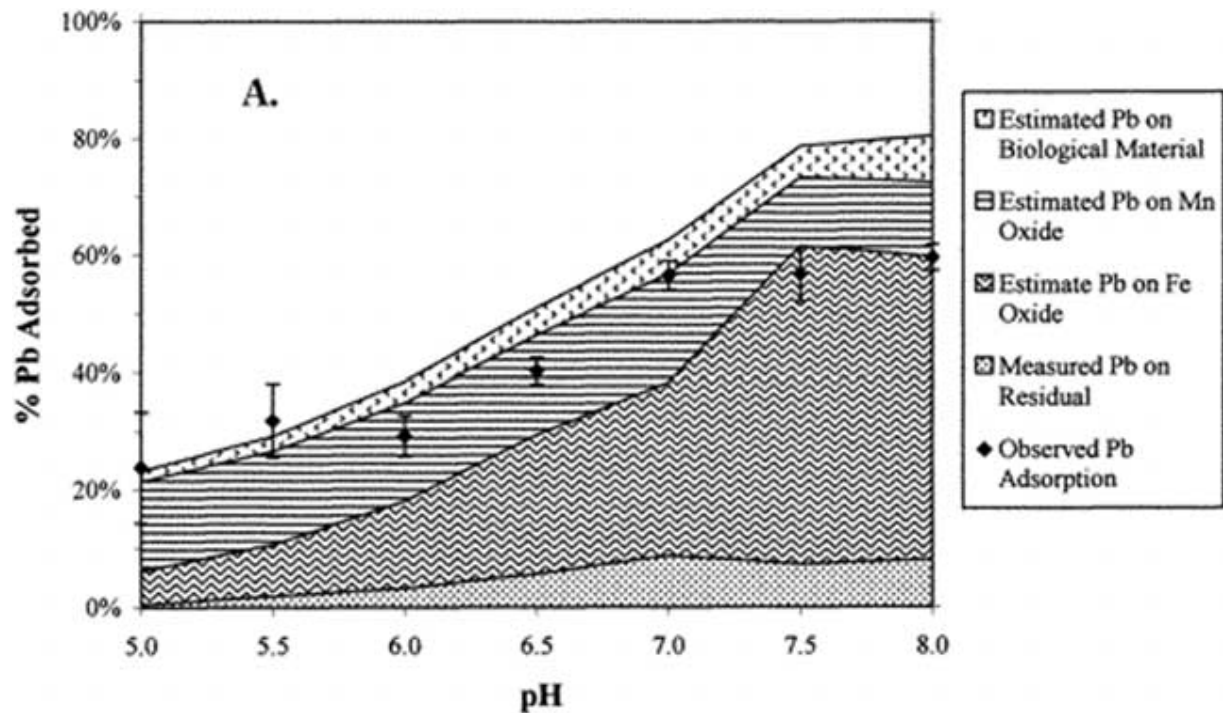


figure 14 : Versus Observé de l'adsorption de Pb sur des biofilms naturels du lac Cayuga Lake, NY, USA. (Wilson *et al.* , 2001).

● Le traitement par le cadmium

En ce qui concerne l'absorption du cadmium nous remarquons que la moyenne accumulée pour un biofilm de *Stauroncladia carpetana* est de 0.049 mg/100ml par semaine et pouvant augmenter ou diminuer régulièrement par une moyenne de 0.57 µg/100ml. Cependant la bioabsorption de cadmium semblent être saturée durant toute la période de prélèvement et cela est décelable dès la deuxième semaine en effet la quantité de cadmium absorbée a chuté de 0.050 mg/100ml à 0.049 mg/100ml dans la deuxième semaine pour revenir de nouveau dans la troisième semaine à la valeur initiale (voir Figure15).

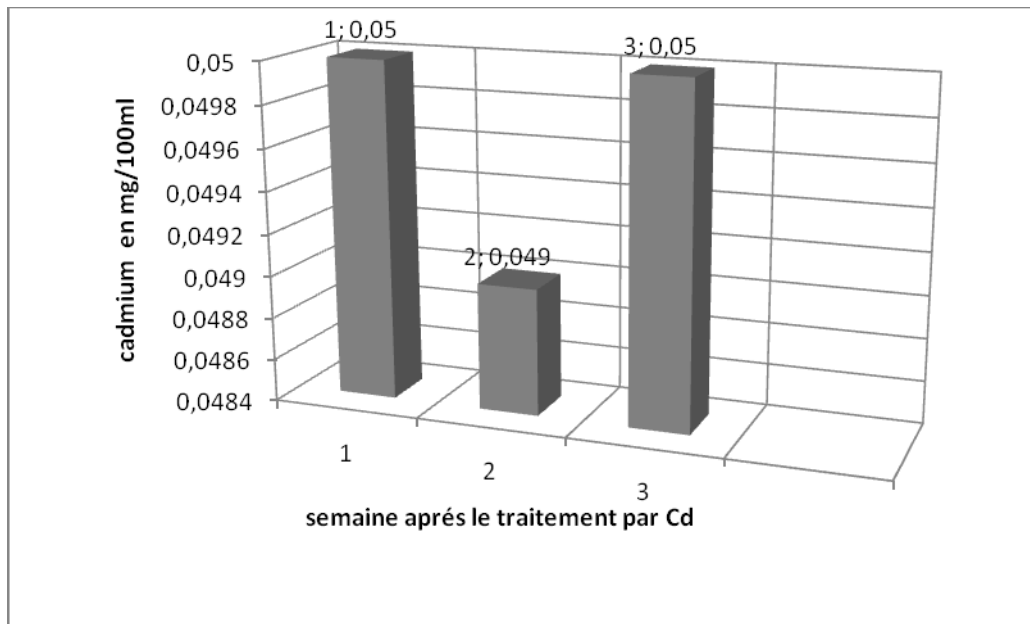


Figure15: l'absorption de cadmium par les biofilms de *Staurocladia carpitana*

Pelmont (2005) dans son ouvrage qui s'est basé sur une multitude de travaux dans cet axe de recherche trouve que la bioabsorption de cadmium et celle des autres ions doit être assurée par des transporteurs mis à la disposition des ions de manganèse où la majorité des bactéries à paroi Gram positif en dispose un type similaire dont le cadmium en profite fortuitement, par contre son refoulement à l'extérieur de la cellule est ainsi effectué par une enzyme ATPase de type P .Ce mécanisme de régulation est complètement rejeté du fait que les cyanobactéries sont des Gram négatifs.

En revanche ce même auteur indique un autre mécanisme : le potentiel membranaire est bâti sous forme d'une force protonmotrice Δp et par couplage avec les oxydations cellulaires, favorise le retour des protons vers l'intérieur et entraîne l'expulsion des ions métalliques, ces derniers franchissent un pH basique provoquant leur précipitation sous forme de sels métalliques.

En outre les minéraux formés à l'intérieur des biofilms sont généralement référés comme des biominéraux (les ions de sulfates, phosphates, carbonates, sulfites ou silicates). . (Douglas et Beveridge, 1998). Cela est consolidé par les travaux de Sibling et Dittrich, 2006 sur la précipitation de calcite à la surface des cyanobactéries qui montrent que les substances polymériques extracellulaires présentes à la surface des cyanobactéries servent effectivement

de noyaux de cristallisation pour la précipitation de la calcite et peuvent favoriser la précipitation d'autres métaux, notamment les métaux lourds toxiques.

Ainsi la bioprécipitation des métaux est due aux sulfures produits microbiologiquement (SRB) qui sont des voies effectives pour l'enlèvement et la concentration de tout un groupe de métaux incluant : Zn, Cu, Pb, Ni et Cd des eaux usées.

Les métaux précipitent sous forme de sulfures hautement insolubles (piégeage, nucléation et cristallisation des sulfures insoluble), exemple : ZnS, CdS, CuS et FeS (Hullebusch. *et al.*, 2004).

L'augmentation simultanée des protéines et polysaccharides contenus dans les SRB des biofilms indique l'arrivée des sulfures précipités (CdS) qui sont piégés par les EPS. Cette accumulation de CdS est localisée à la couche superficielle des biofilms.

Par conséquent, le mécanisme de fixation permet de dire que les CdS sont piégés et / ou précipités à la surface de biofilm (White et Gadd, 1998; White *et al.*, 2003)

D'autre part les microorganismes catalysent l'oxydation de Fe(II) dans et près des milieux naturels aqueux acides pour produire l'hydroxyde de fer (Fe(III)) (Brown *et al.* 1999). Les oxydes de fer présentent dans les biofilms peuvent adsorber le zinc, le plomb et cadmium à l'intérieur des biofilms (Baldi *et al.*, 2001)

Si nous nous limitons à ces explications et en considérant les caractéristiques des biofilms des cyanobactéries, nous déduisons que la bioabsorption du cadmium par les biofilms de *Stauronema carpetana* est due peut être au potentiel membranaire. De ce fait le cadmium s'accumule dans la matrice des EPS par l'une des voies citées.

La stagnation de l'absorption du cadmium au sein de nos biofilms peut être due à la saturation de la matrice des EPS et/ou au ralentissement de la croissance de ce type de biofilms. Pour affirmer ou rejeter cette hypothèse nous avons effectué un dosage des polysaccharides afin de déterminer l'effet de ce métal sur ce type de biofilms.

Nous remarquons une diminution importante de la quantité des polysaccharides après quatre semaines de traitement par le cadmium (la disparition 100µg /ml en trois semaines) (figure 16). La cause de cette diminution fera l'objet d'une autre étude.

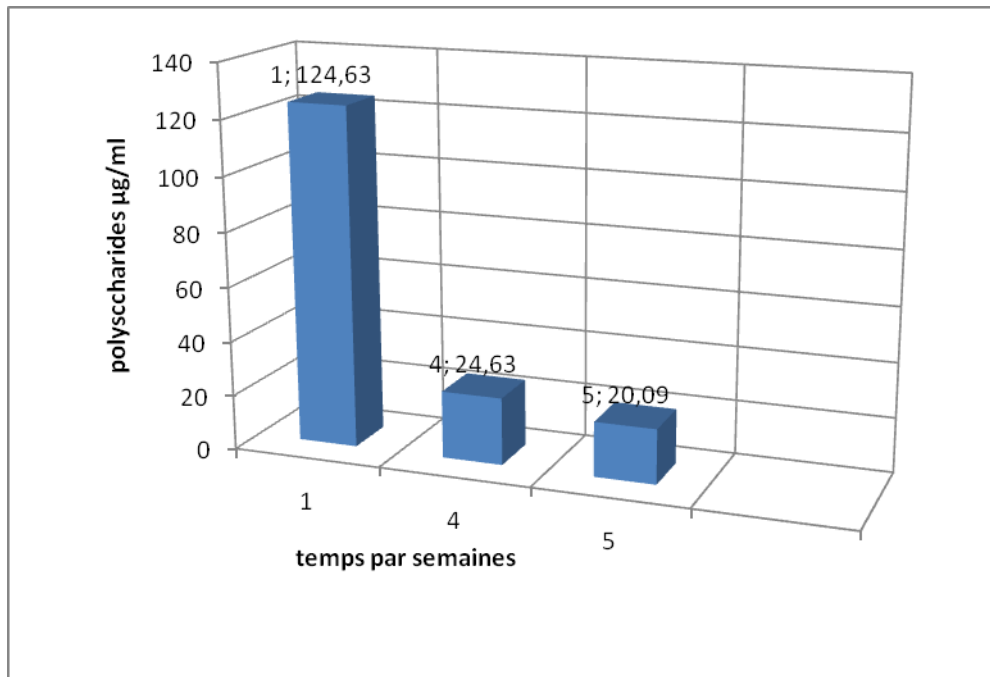


Figure 16 : L'influence de cadmium sur les biofilms de *Staurocladia carpitana*

Le cadmium a provoqué le rétrécissement des biofilms de *Staurocladia carpitana*, ce qui est compatible avec les résultats obtenus par Bahra, 2006 sur l'effet des métaux lourds sur les biofilms d'algues.

En effet l'attachement des ions Cd^{++} à la matrice des biofilms a des effets toxiques sur les cellules qui vivent à l'intérieur provoquant leurs disparitions après trois semaines de résistance et en ce moment, le processus de détachement détermine le destin des métaux accumulés.

Morin *et al.*, 2007 ont entrepris une étude des microcosmes pour déterminer les effets du cadmium dissout à différentes concentrations sur l'accumulation des biofilms et les assemblages des diatomées.

Chaque unité expérimentale nommée (EUx) représente un contrôle de traitement différent :

(EU1) : basse contamination

(EU2) : $10 \mu gCd \cdot L^{-1}$, en accordant avec les concentrations trouvées dans la rivière polluée Riou-Mort,

(EU3): haute contamination; $100 \mu\text{gCd} \cdot \text{L}^{-1}$,

La concentration du cadmium dans les biofilms diffère d'abord entre Eus (EU1, EU2, EU3), puis temporairement à l'intérieur des EUs.

Généralement, une augmentation de la quantité de métal absorbée des EPS reflète la durée d'exposition et les concentrations dissoutes de métal dans les milieux de culture de chaque unité expérimentale. Les biofilms EU3 enregistrent les plus hautes concentrations parmi tous les échantillons prélevés de EU2 et EU1.

La régression logarithmique (de la quantité de Cd^{++} par unité de poids sec et par unité de temps) montre une augmentation d'accumulation de cadmium par unité de poids sec durant les quatre premières semaines de l'expérimentation, puis une stabilisation vers la fin de l'expérience, indiquant en quelque sorte un stade de stabilité. L'accroissement de l'absorption de cadmium jusqu'à la quatrième semaine est accompagné d'une augmentation implicite de la biomasse des biofilms ceci est dû à la contribution significative des surfaces cellulaires dans la bioabsorption du métal; en effet ces cellules fournissent des sites d'absorption additionnels.

Par ailleurs, à certain moment l'absorption se stabilise. Ce stade de stabilité peut être expliqué par la saturation des sites cellulaire de fixation.

Cette étude semble avoir un lien direct avec nos résultats concernant la saturation de la bioabsorption.

● La comparaison entre l'absorption du plomb et de cadmium chez *Staurocladia carpitana*

Les traitements statistiques donnent les résultats suivant :

Différence 0,268

$t = 2,674$ avec 4 degré de liberté. ($P = 0,056$)

L'intervalle de confiance est de 95% : de -0,0102 à 0,546

Nous pouvons dire qu'il n'y a pas de différence statistique entre les données des deux groupes

Le test de pouvoir de performance qui est de: 0,469 est inférieur au pouvoir désiré de (0,800).

Nous pouvons dire alors que ce type de biofilms effectue une bioaccumulation des deux xénobiotiques de la même manière et nous ne remarquons pas de différence significative à mentionner.

● **Traitement par le cadmium et le plomb à la fois**

Dans ce dernier cas les résultats représentent le traitement des biofilms de *Staurocladia carpetana* par les deux métaux à la fois. Notre objectif est de rechercher l'effet combiné des deux métaux sur la résistance de ce type de biofilms.

Pour le plomb la moyenne est de : $\bar{X} = 0.228 \text{ mg}/100\text{ml}$ alors que l'écart type est de : $X_{\sigma n - 1} = 0.035 \text{ mg}/100\text{ml}$. Tandis que le cadmium la moyenne est de : $\bar{X} = 0.046 \text{ mg}/100\text{ml}$ et l'écart type est de : $X_{\sigma n - 1} = 1.52 \text{ } \mu\text{g}/100\text{ml}$.

Les résultats précédents sont parfaitement logiques ; En effet pour le plomb la moyenne décroît de 0.317mg/100ml à 0.228 mg/100ml et l'écart type a baissé également de 0.173 mg/100ml à 0.035 mg/100ml, donc nos biofilms ont perdu leur capacité d'absorber le plomb et cela est bien remarquable en comparant toute les quantités de plomb absorbées par les biofilms de *Staurocladia carpetana*, donc pour la première semaine la quantité est de 0.190 mg/100ml alors qu'elle est de 0.205 mg/100ml dans le cas du traitement par le plomb seul et de 0.260 mg/100ml dans la troisième semaine alors qu'elle est de 0.517 mg/100ml dans le cas du traitement par le plomb seul .

Bien que nous s'attendions à une saturation comme dans le cas du cadmium seul , nous constatons que l'absorption suit une cinétique croissante .

La moyenne a chuté de 0.049 mg/100ml à 0.046 mg/100ml mais l'écart type a presque triplé : de 0.57 µg/100ml à 1.52 µg/100ml tandis que la quantité maximale ne dépasse pas le minimum absorbé dans le cas du cadmium seul. (figure17)

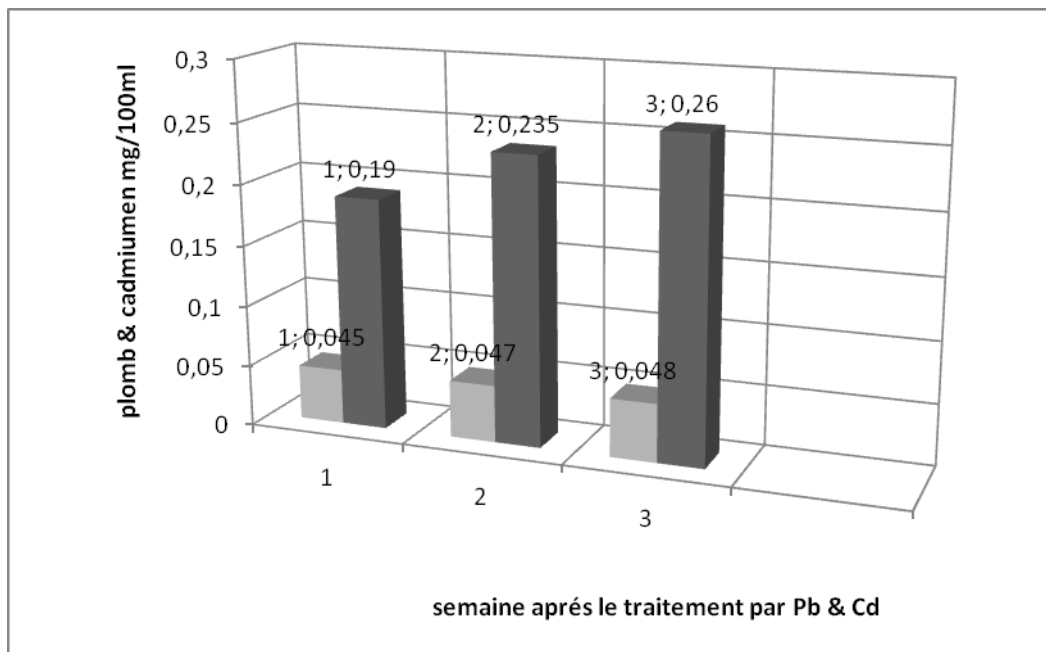


Figure17 : la quantité absorbée des deux métaux par les biofilms de *Staurocladia carpetana*

Cela suppose que les biofilms de *Staurocladia carpetana* investissent tout leur effort à épurer leur milieu, donc au moment où la bioabsorption de plomb est ralentie par la présence d'un autre xénobiotique (le cadmium), ce dernier a bien pu effectuer une cinétique de bioaccumulation croissante .

La bioaccumulation des métaux lourds active ou passive pour ce type de biofilms suit le même itinéraire que celui des autres biofilms de la nature et nous constatons que l'effet combiné du plomb et de cadmium est légèrement antagoniste pour les deux métaux en même temps. Toutefois le comportement des biofilms de *Staurocladia carpetana* est vraiment surprenant si nous tenons compte de la quantité globale absorbée et la sélectivité non confuse des xénobiotiques mis dans le milieu.

La comparaison des valeurs des deux séries permet de mieux affiner notre interprétation

Différence 0,182

$t = 8,862$ avec 4 degré de liberté. ($P = <0,001$)

L'intervalle de confiance est de 95% :de 0,125 a 0,239

Nous remarquons que la différence entre les deux groupes de valeurs (voir l'annexe)est tellement importante qu'on ne peut l'accepter aléatoirement, donc statistiquement il y a une différence significative entre les données des deux groupes ($P = <0,001$) cela signifie que les biofilms de *Staurocladia carpetana* quant ils franchissent un mélange entre le plomb et cadmium exhibent une affinité d'absorption pour le plomb que le cadmium.

Nous estimons que le phénomène se dérouler de la manière suivante : au moment où le plomb profite des transporteurs mis à sa disposition qu'ils expulsent en dehors des cellules, il trouve un autre locataire de la matrice des EPS qui est le cadmium, ce dernier est stoppé par l'un des mécanismes expliqués précédemment (le transport de potentiel membranaire, la matrice des EPS dont nous pouvant trouver les sulfite, les oxydes de fer , les calcites,...). En outre ces transporteurs ne sont pas propre au cadmium ce qui explique l'affinité des biofilms pour le plomb .

5.2. Les biofilms de mélange d'espèces

A titre indicatif ce type de biofilms est formé par l'ensemble des espèces isolées et traitées par les mêmes concentrations des xénobiotiques utilisés pour le premier type et dans les mêmes conditions expérimentales.

● Le traitement par le plomb

Pour le plomb tout aller comme prévu c'est-à-dire la quantité absorbée est de 0.240 mg/100ml puis croit jusqu'à 0.265 mg/100ml durant la deuxième semaine pour décroître subitement à 0.156 mg/100ml durant la troisième semaine(figure 18) Avec $\bar{X} = 0.252$ mg/10ml et un écart type de $\sqrt{X\sigma n-1} = 0.017$ mg/100ml .

Cette chute nous paraît anormale surtout en examinant les résultats des biofilms de *Staurocladia carpetana* où les valeurs forment une série de bioaccumulation de plomb croissante qui est conforme avec les hypothèses posées préalablement

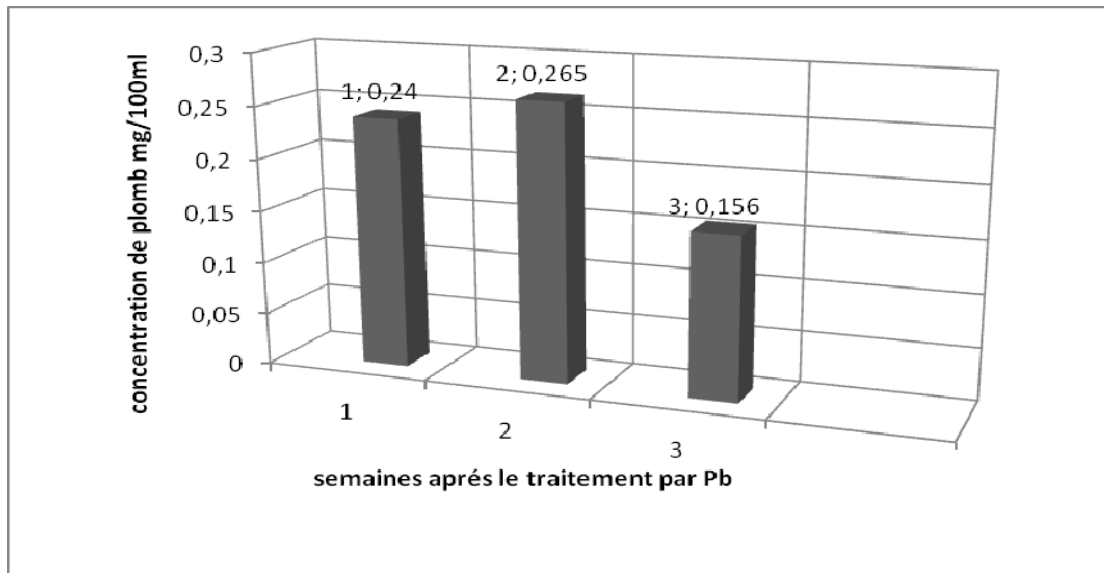


Figure18 : l'absorption de plomb par les biofilms de mélange d'espèces

● Le traitement par le cadmium

Pour le cadmium, le même phénomène est observé : d'abord une bioaccumulation de métal puis " une libération " après deux semaines de traitement (figure 19) . La moyenne d'absorption de cadmium par ce type de biofilm est de $\bar{X} = 0.044$ mg/100ml et l'écart type est de $\sqrt{X\sigma_{n-1}} = 6$ $\mu\text{g}/100\text{ml}$,

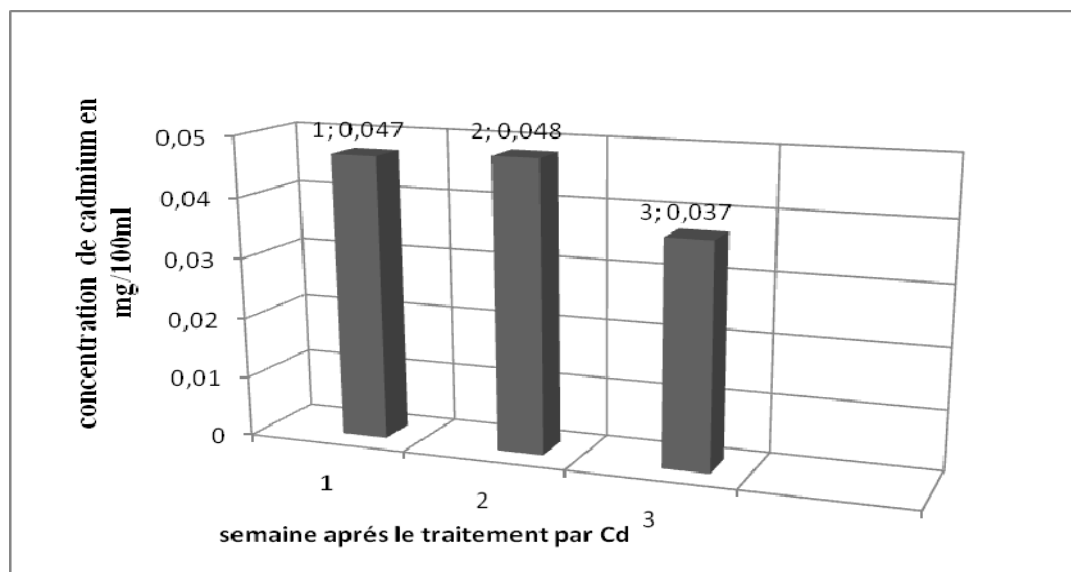


Figure 19 : l'absorption de cadmium par les biofilms de mélange d'espèces.

● Interprétation des résultats des biofilms du mélange d'espèces :

En considérant le caractère adaptatif instantané des cyanobactéries, les résultats obtenus sont complètement paradoxaux : Ces microorganismes peuvent résister à toutes les conditions extrêmes qui existent sur notre planète tels que les températures défavorables, le pH inadéquat du milieu, l'humidité insuffisante ou non disponible,...etc ; en outre, les microorganismes qui vivent harmonisés dans un biofilm possèdent un véritable arsenal contre la multitude des attaques infligées par le milieu environnant. Quant à leur résistance aux xénobiotiques testés, nous émettons deux hypothèses pour expliquer ce paradoxe.

La première suppose une contamination dans la texture des biofilms par des champignons ou autres bactéries mais celle-ci a été écartée vu les conditions de stricte stérilité surveillée durant toute la période expérimentale plus la sélectivité du milieu de culture BG11 pour cyanobactéries.

La deuxième hypothèse admet probablement que ce type de biofilm comporte dans sa texture des espèces sensibles au plomb et/ou cadmium. Pour cela il faut penser à vérifier l'état de la biomasse de nos biofilms par le dosage des polysaccharides

Prenant d'abord le cas du plomb, le suivi des biomasses après la période de prélèvement vise directement la vérification de la résistance des espèces au cours du temps. (figure 20)

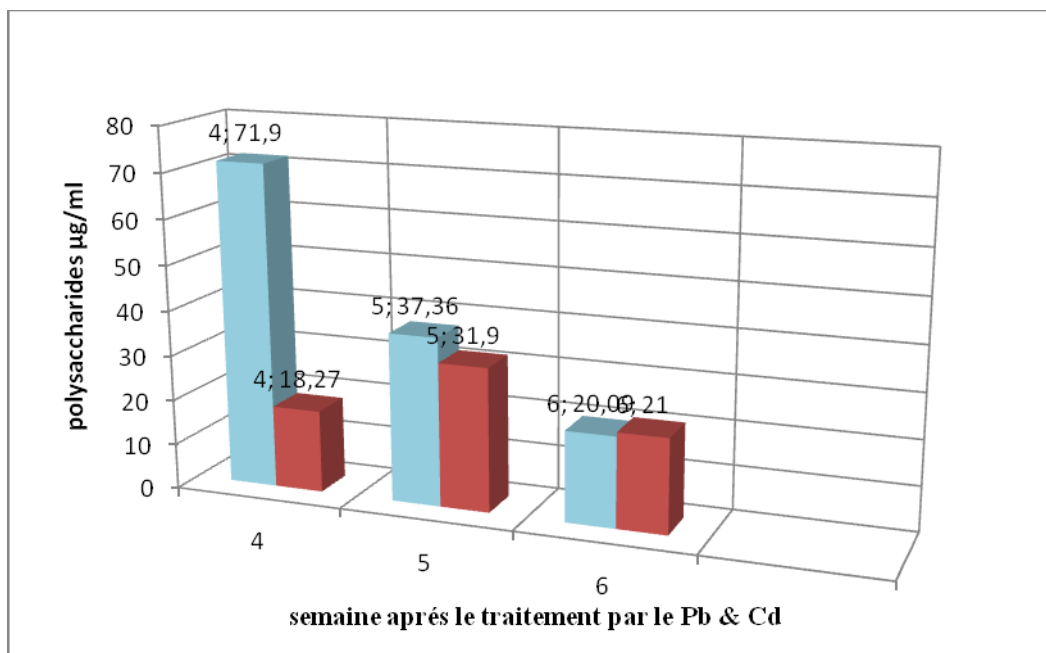


Figure 20 : l'effet des deux métaux sur l'évolution des biofilms

La précarité de ce type de biofilms est confirmée par une décroissance de la quantité des polysaccharides jusqu'à la sixième semaine (de 71.90 µg/ml jusqu'au 20.09 µg/ml). Nous constatons que 73.40 % de la biomasse initiale (avant le traitement par le plomb) a disparu en six semaines.

Par ailleurs le cas de cadmium permet une meilleure vision du phénomène, ainsi nous observons une oscillation des quantités des polysaccharides (de 18.27 µg/ml durant la quatrième semaine de traitement, de 31.9 µg/ml dans la cinquième semaine et de 21 µg/ml pour la sixième semaine) qui exprime certainement la taille inégale des microconsortia des

espèces résistantes colonisant la surface de nos lames de verre, le reste c'est-à-dire 72.20 % représente la biomasse des espèces sensibles disparues.

Cette disparition peut expliquer la chute de la quantité accumulée pour les deux métaux testés. Nous pouvons à présent faire une petite comparaison entre l'absorption du plomb et du cadmium afin de comprendre le comportement de ce type de biofilm :

Différence 0,177

$t = 5,267$ avec 4 degré de liberté. ($P = 0,006$)

L'intervalle de confiance est de 95% :de 0,0837 a 0,270

Les données statistiques indiquent que la différence entre les deux groupes de valeurs est importante, donc statistiquement il y a une différence significative ($P = 0,006$), cela signifie que les biofilms du mélange d'espèces ont plus d'affinité d'absorption pour le plomb que pour le cadmium et que ce comportement est bien clair dans ce cas plus que dans le cas de l'espèce *Staurocladia carpetana* seule

6. L'explication de la précarité de nos biofilms

Comme nous l'avons signalé précédemment, la fragilité des biofilms du mélange d'espèces reste inexplicée surtout en conjuguant les caractères des biofilms et ceux des cyanobactéries ; cependant les biofilms de *Staurocladia carpetana* ont montré une résistance accrue surtout devant le plomb et une faiblesse devant le cadmium.

En effet les cellules approchent par des mouvements rotationnels et s'attachent aux supports mis à leur disposition par des substances de nature polysaccharide, une fois fixées elles entreprennent leurs divisions donnant naissance à des couches de cellules variant de trois à cinq. Après les premières étapes d'attachements et de formation des microcolonies, la structure d'un biofilm mûr peut se former.

L'exploitation de ces informations et leur application à nos deux types de biofilms peuvent nous guider à la bonne explication du phénomène de résistances aux xénobiotiques utilisés.

Pour l'espèce *Staurocladia carpetana* son caractère polymorphe a un effet primordial sur l'évolution de leur biofilms et si nous observons la quantité des polysaccharides entre la deuxième et la cinquième semaine au début de formation , nous constatons qu'elle à triplée, cela signifie que les cellules passent de la forme cylindrique ou peut être carré (voir le genre *Staurocladia*) à la forme microthalle caractéristique de cette espèce et la période de cinq semaine qui permet à un tel biofilm d'atteindre son stade maximal de développement , est complètement insuffisante , donc sa fragilité devant le cadmium après la troisième semaine de traitement est évidente.

En ce qui concerne le deuxième type de biofilm nous observons le même processus de développement. Les cellules colonisent la surface de support selon une vitesse relative au mode de division cellulaire caractéristique pour chaque espèce , ce qui permet aux espèces a multiplication rapide et moins tolérantes aux xénobiotiques de s'installer et prendre la majeure partie dans la texture de biofilm alors que l'espèce *Staurocladia carpetana* par exemple n'aura absolument aucune chance de réaliser une croissance idéale, donc la période d'un mois est insuffisante pour qu'un biofilm de cyanobactéries soit mûr ainsi le phénomène peut enfin être appréhendé.

Barranguet *et al.* , 2004 ont étudiés l'influence des facteurs externes sur le développement et la composition des biofilms en utilisant la combinaison des méthodes optiques (Microscopie Confocale Laser Scanning, PAM fluorometrie) et chimiques (extraction des EPS, HPLC, la détermination TOC).

Cette étude est effectuée sur le sablage de deux réservoirs de filtration Allemands ; leurs résultats ont montré une augmentation du rapport zéaxanthine / Chlorophylle a après 4 semaines de développement des biofilms dans les trois emplacements, indiquant l'élévation de la proportion de cyanobactéries tant qu'il n'y a pas d'augmentation du rapport concurrent Chlorophylle b/ Chlorophylle a (Figure 21).

Les observations microscopiques confirment que les cyanobactéries filamenteuses [*Heteroleibleinia kuetzingii* (Schmidle)] ont colonisé parfaitement et devenu abondantes tardivement dans les biofilms mûrs (après plus de quatre semaines) dans les trois locations

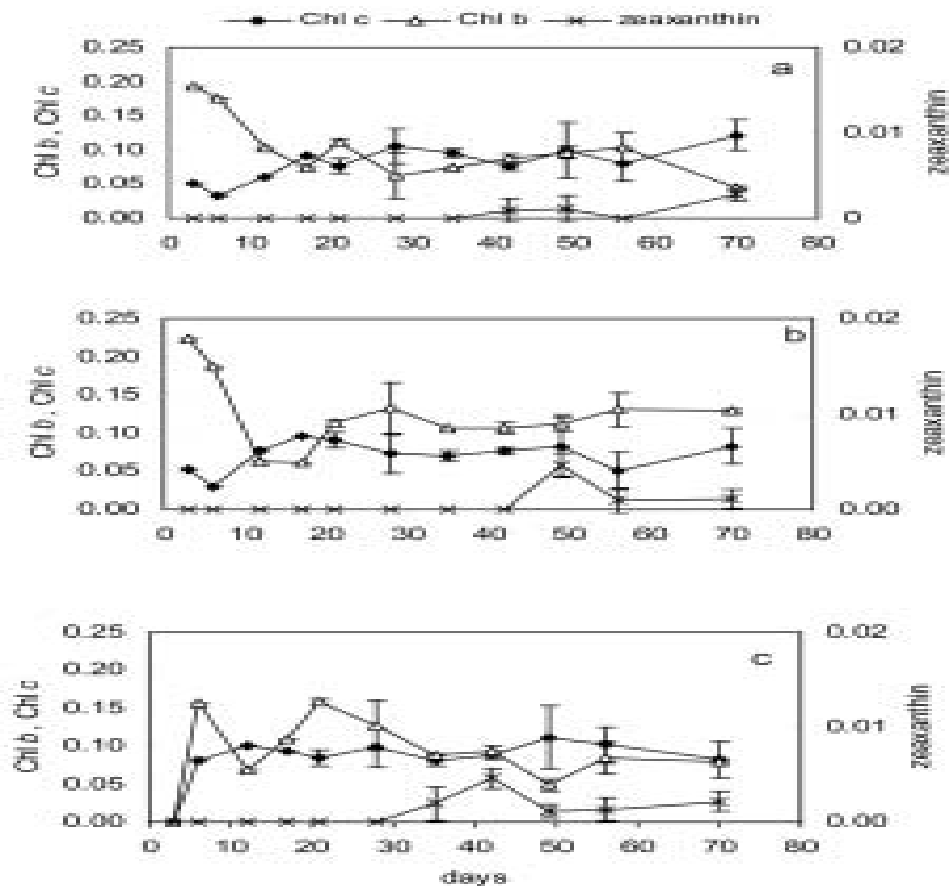


Figure 21 : Les concentrations des pigments accessoires relatives au Chl a (en mg cm²) dans les biofilms des trois locations étudiés. (a) OK east; (b) OK ouest; (c) NK. (Barranguet *et al.*, 2004)

Ces résultats corroborent les notre fidèlement, et mettent l'accent sur la fiabilité de notre hypothèse

7. La comparaison des deux types de biofilms

● Le cas de l'absorption de plomb

Les traitements statistiques donnent les résultats suivant :

Différence 0,0963

t = 0,913 avec 4 degré de liberté. (P = 0,413)

L'intervalle de confiance est de 95% : de -0,197 à 0,389

L'examen des données peut nous révéler qu'il n'y a pas de différence statistique entre les deux groupes ($P = 0,413$). Donc l'absorption du plomb est semblable chez les deux types de biofilms c'est-à-dire *Staurocladia carpetana* peut absorber le plomb aussi bien que l'ensemble des espèces réunies, en outre *Staurocladia carpetana* a montré une grande absorption dans la troisième semaine de traitement alors que l'ensemble des espèces est incapable de résister à la présence des métaux lourds.

Le test de pouvoir de performance $\alpha = 0,050$: 0,050

Le test de pouvoir de performance qui est de 0,050, est inférieur au pouvoir désiré (0,800)

● Le cas de cadmium

Les traitements statistiques donnent les résultats suivants :

Différence -0,00567

$t = -1,606$ avec 4 degrés de liberté. ($P = 0,183$)

L'intervalle de confiance est de 95% : de -0,0155 à 0,00413

L'analyse statistique montre qu'il n'est y a pas une différence entre les données des deux groupes ($P = 0,183$) c'est-à-dire que la bioaccumulation de cadmium se fait de manière similaire dans les deux types de biofilms alors qu'il y a un maximum d'absorption chez *Staurocladia carpetana* dès la première semaine et que l'ensemble des espèces réunies n'atteignent même pas la quantité minimale absorbée par *Staurocladia carpetana* seule.

Le test de pouvoir de performance avec $\alpha = 0,050$: 0,161

Le test de pouvoir de performance qui est de 0,161, est inférieur au pouvoir désiré (0,800).

Conclusion

Omniprésents dans tous les milieux aquatiques, les biofilms font l'objet d'un nouvel axe de recherche méritant notre attention du fait que l'eau est l'âme de notre civilisation contemporaine. Dans ce cadre nous tentons de scruter le bon coin du phénomène en mettant l'accent sur la capacité de bioaccumulation des éléments traces métalliques par des espèces de cyanobactéries connues par leur caractère adaptatif incomparable.

Notre recherche a été menée sur deux types de biofilms : ceux de *Staurocladia carpetana* traités parallèlement par le plomb, le cadmium et les deux métaux ensemble : ce type de biofilm a montré un pouvoir d'absorption fascinant en marquant un record avec les deux métaux ; une seule lame en verre (2.5cm×6 cm) couverte par un biofilm âgé de cinq semaines est capable de bioaccumuler 0.5mg/100ml de plomb en trois semaines et 0.05mg/100ml de cadmium en une semaine, dont le plomb est absorbé en fonction d'une cinétique de bioaccumulation croissante faisant appel aux mécanismes cellulaires actifs et passifs, et le cadmium avec un maximum enregistré dès la première semaine, saturant par conséquent la matrice des EPS et provoquant une stagnation. Toutefois l'effet combiné montre un léger antagonisme d'absorption entre les deux métaux.

Le deuxième type de biofilms est réalisé par l'utilisation d'un mélange d'espèces de cyanobactéries et soumis aux mêmes conditions expérimentales. Les résultats obtenus pour ce dernier cas montrent d'abord une bioaccumulation intéressante dans les deux premières semaines suivie d'une précarité de la texture des biofilms renfermant des espèces sensibles aux métaux lourds et d'autres espèces résistantes.

Cette précarité est due principalement au jeune âge des biofilms des cyanobactéries qui apparaissent dans les conditions naturelles après cinq semaines au minimum.

Finalement nous souhaitons approfondir nos études en faisant appel peut-être à d'autres disciplines pour rechercher une manière adéquate d'enlever les éléments traces métalliques des milieux aqueux et surtout essayé de caractériser l'espèce *Staurocladia carpetana* et faire face au fléau de la pollution des eaux en général.

Références bibliographiques

Références bibliographiques :

1. Abdulla M. et Chmielnicka J. (1990). New aspects on the distribution and metabolism of essential trace elements after dietary exposure to toxic metals. *Biol Trace Elem Res* . **23** :25–53.
2. Aguilera Angeles , Virginia Souza-Egipsy , Patxi, San Martín-Úriz et Ricardo Amils . (2007). Extraction of extracellular polymeric substances from extreme acidic microbial biofilms. *Application Microbiol Biotechnology* **78**:1079–1088.
3. Allan J.David et Mari , M.Castillo . (2007). Structure and function o running waters
Streame eology. p 316 – 357
4. Allaby Michael . (2006). A Dictionary of Plant Sciences. Oxford University Press ,
Oxford Reference Online :
 - <http://0www.oxfordreference.com.edlis.ied.edu.hk/views/ENTRY.html?subview=Main&entry=t7.e634>
 - <http://0www.oxfordreference.com.edlis.ied.edu.hk/views/ENTRY.html?subview=Main&entry=t7.e1856>
5. Alpkvist Erik . , Picioreanu Cristian . , van Loosdrecht Mark C.M. et Heyden Anders . (2006). Three-Dimensional Biofilm Model With Individual Cells and Continuum EPS Matrix. *Biotechnology and Bioengineering* . **94** : p961-979 .
6. Alpkvista Erik et Klapper Isaac . (2007). Bulletin of mathematical biology : A multidimensional multispecies continuum model for heterogeneous biofilm development. *Society for Mathematical Biology*. **69**: 765–789
7. Andersen Robert A . (2003). Encyclopedia of Evolution. Ed. Mark Pagel. Oxford University Press 2003.
<http://0www.oxfordreference.com.edlis.ied.edu.hk/views/ENTRY.html?subview=Main&entry=t169.e18>
8. Anonyme. (1983). Carte d'Algérie Sétif Nos1-2 :Ellipsoïde de Clarke (1880) Système géodésique Nord-Sahara type 1960. l'institut national de cartographie.
9. Anonyme. (2003). 2005a Lead poisoning associated with use of litargirio – Rhode Island. Centers for Disease Control and Prevention (CDC). *MMWR Morb Mortal Wkly Rep.*, **54** :227–229.
10. Anonyme. (2005). Centers for Disease Control and Prevention 2005a.
11. Anonyme. (2006). A Dictionary of ecology . Ed Micheal Albady, Oxford University Press .

12. Anonyme. (2007). Dictionary of Public Health. Oxford University Press. Ed. John M. Last. Oxford Reference Online
13. Anonyme. (2008). A Dictionary of Chemistry. Ed John Daintith , Oxford University Press. Reference Online.
14. Anonyme. (2008). The Oxford Dictionary of Biochemistry and Molecular Biology . Ed Richard, Cammack., Teresa ,Atwood., Peter ,Campbell. , Howard ,Parish. , Anthony, Smith., Frank ,Vella., John Stirling, Oxford University Press, Oxford Reference Online :
 - www.oxfordreference.com.edlis.ied.edu.hk/views/ENTRY.html?subview=Main&entry=t219.e15614>
 - <http://0www.oxfordreference.com.edlis.ied.edu.hk/views/ENTRY.html?subview=Main&entry=t219.e4461>
15. Anonyme. (2009). A Dictionary of Zoology. Ed. Michael Allaby. Oxford University Press 2009. Oxford Reference Online
16. Anonyme. (2009). Encyclopedia Britannica 2009 online,
<http://0-searche.ed.com.edtis.ied.educ.hk/ed/article-9073093>
17. Arundhati Pal. et Paul A. K. (2008). Microbial extracellular polymeric substances: central elements in heavy metal bioremediation . *Indian Journal of Microbiology*,. **48**:49–64
18. Atlas Ronald M .(2005) . Handbook of media for environmental microbiology . Taylor & Francis Group, United States of America . p635
19. Baker J. H. (2000). The Oxford Companion to the Earth: environmental toxicology. Ed Paul Hancock and Brian J. Skinner. Oxford University Press. Oxford Reference Online. Oxford University Press.
<http://0www.oxfordreference.com.edlis.ied.edu.hk/views/ENTRY.html?subview=Main&entry=t112.e272>
20. Baldi F., Minacci A. , Pepi M . et Scozzafava A. (2001). Gel sequestration of heavy metals by *Klebsiella oxytoca* isolated from iron mat. *FEMS Microbiol. Ecol.* **36**: 169–174
21. Barbier Olivier ., Grégory ,Jacquillet. , Michel, Tauc. , Marc ,Cougnon . , Philippe, Poujeol. (2004). Nephron physiology effect of heavy metals on, and handling by, the kidney. *Nephron Physiol* **99**: 105–110
22. Barranguet Christiane. , Veuger Bart. , Sebastien, A.M. , Beusekom Van. , Marvan Peter Sinke Jan J. et Win Admiraali. (2005). Divergent composition of algal-bacterial biofilms developing under various external factors . *British Phycological Society.* **40**: 1–8.

23. Bear J. (1972). Dynamics of fluids in porous media. Am. Elsevier Publishing Company. p769.
24. Behra Renata,. (2006). Influence des métaux sur les biofilms d'algues. Eawag News 60f : 16-20.
25. Bridgman Howard A . (2001). Encyclopedia of Global Change : Pollution . Ed. Andrew S. Goudie. Oxford University Press.
26. Boeglin Jean-Claude. (2001) Propriétés des eaux naturelles. Dossier N° G1110. Environnement Technologies de l'eau. technique de l'ingénieur.
27. Bourgois R et Cogniel D. (2002). memotech électronique .Ed casteilla, aubin imprimeur , Paris. p151.
28. Bourrelly P . (1985). Les algues d'eau douce : algues bleues et rouges .Ed N. Boubee, p 594
29. Boyd C.E. (1970). Chemical analyse of some vascular aquaic plants. P.50.
30. Brown DA., Scheriff BL., Sawicki JA. et Sparling R. (1999) .Precipitation of iron minerals by a natural microbial consortium. *Geochim. Cosmochim. Acta.* , **63**: 2163–2169.
31. Buriks C. (2000). pollution of the natural environment . The Oxford Companion to the Earth. Ed. Paul Hancock and Brian J. Skinner. Oxford University Press. Oxford Reference Online. Oxford University Press.
<http://0www.oxfordreference.com.edlis.ied.edu.hk/views/ENTRY.html?subview=Main&entry=t112.e735>
32. Campbell PGC. , Errecalde O. , Fortin C. , Hiriart-Baer WR. et Vigneault B. (2002). Metal bioavailability to phytoplankton—applicability of the biotic ligand model. *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol.* **133**:189–206
33. Carmichael W W.(1992). Cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins. . *J. Appl. Bact.* ,**72** p: 445 - 459.
34. Charl Chris . (2007) A dictionary of environnement and conservation. Oxford University Press . Oxford Reference Online.
35. Chrost RJ .(1991). Environmental control of the synthesis and activity of aquatic microbial ectoenzymes. In: Chrost RJ (ed) Microbial enzymes in aquatic environments. p29-59
36. Cohen Y., Jorgensen B.B., Revsbech N.P. et Poplawski, R. (1986) .Adaptation to hydrogen sulfide of oxygenic and anoxygenic photosynthesis among cyanobacteria. *Applied and Environmental Microbiology.* **51** : 398– 407.

37. Coll SIGG (L.). (1992). Chimie des milieux aquatiques. Éditions Masson, p392 .
38. Comte Sophie . (2005). Interactions entre des exopolymères extraits de biomasses épuratoires et les métaux. université de Limoges. Thèse de doctorat.
39. Cunningham William P .(2003). Environmental Encyclopedia . Eds. Marci Bortman, Peter Brimblecombe, Mary Ann Cunningham, William P. Cunningham, and William Freedman. Vol 2. 3rd ed Farmington Hills. MI: Gale. **2** :1480-1482.
40. Danovaro R. (2003). Pollution threats in the Mediterranean sea: An Overview. *Chem Ecol.* ,**19**:15–32
41. Dell'Anno A. , Mei ML., Ianni C. et Danovaro R. (2003). Impact of bioavailable heavy metals on bacterial activities.
42. Devi CB . , Reddy GH. , Prasanthi RP. , Chetty CS. et Reddy GR.(2005). developmental lead exposure alters mitochondrial monoamine oxidase and synaptosomal catecholamine levels in rat brain. *Int J Dev Neurosci.* , **23** : 375–381
43. D'Itri Frank M. (2003). Environmental Encyclopedia : Heavy metals and heavy metal poisoning. Eds Marci Bortman, Peter Brimblecombe, Mary Ann Cunningham, William P. Cunningham, William Freedman., **2** :708-710.
44. Don Jones . , Hristo V Kojouharov . , Dung Le . et Hal Smith. (2003). The Freter model: A simple model of biofilm formation . *Mathematical Biology* . **47** : 137–152
45. Douglas S . et Beveridge TJ . (1998) . Mineral formation by bacteria in natural microbial communities. *FEMS Microbiol Ecol.* , **26**: 79–88.
46. Dumont Henri J. (2005). Biodiversity: a resource with a monetary value. *Hydrobiologia* . **542**:11–14
47. Durend Roger . (2001). L'eau et la vie .Opéra .Nantes .p 76 -86.
48. Ehrlich Paul et Ehrlich Anne. (1981) . Extinction: The Causes and Consequences of the disappearance of Species, New York. Random House.
49. Fallon L MD Jr., (2006). Infancy through Adolescence : Heavy Metal Poisoning . Gale Encyclopedia of Children's Health . **4** :866-868.
50. Fawell John et Nieuwenhuijsen Mark J. (2003). Impact of environmental pollution on health: balancing risk : Contaminants in drinking water. *British Medical Bulletin* . . **68**: 199–208
51. Florea Ana-Maria et Büsselberg Dietrich . (2006). Occurrence, use and potential toxic effects of metals and metal compounds. *BioMetals.* ,**19**:419–427.

52. Finlay B.J . et Esteban G.F . (1998). Freshwater protozoa: biodiversity and ecological function. *biodiversity and Conservation* . **7** :1163-1186
53. Freedman Bill . (2003). Environmental Encyclopedia, Eds. Marci, Bortman., Peter, Brimblecombe. , mary Ann, Cunningham. , William P,Cunningham. , William, Freedman, **1**:131-134
54. Garban B. , Ollivon D. , Jairy A . , Carru A. M. et Chesterikoff A. (1999). The role of phytoplankton in pollutant transfer processes in rivers. Example of River Marne (France). *Biogeochemistry* . . **44**: 1-27
55. Gehrke T. , Telegdi J. , Thierry D. et Sand W. (1998) Importance of extracellular polymeric substances from *Thiobacillus ferrooxidans* for bioleaching. *Appl Environ Microbiol* . **64**:2743–2747
56. Gleick Peter H. (2001). Encyclopedia of Global Change. Ed. Andrew S. Goudie, Oxford University Press
57. Goldstein Bernard D . (2002). Encyclopedia of Public Health. Ed. Lester Breslow.. New York, macmillan Reference USA, **4** :936 – 941
58. Häder D.P. (1987) . Photosensory behavior in prokaryotes. *Microbiological Reviews* **51** : 1–21
59. Hardy John T.(1991). Natural History : Where the Sea Meets the Sky . *EBSCO Industries Inc.***100**: 5.
60. Harrison Joe J . , Turner Raymond, , Lyriam, L . J . , Marques R . et Howard , Ceri. (2005). Biofilms. *American Scientist* . **93** :508 -515
61. Hillel D. (2004). Introduction to Environmental Soils Physics . Elsevier Science. p392
62. Holmes, Rolston, III .(2003). Encyclopedia of sciences and religion . Ed .J. Went Zilverde Van Huysseen.. New york : Mamillian Référence , USA. **1**: 62.
63. Holmes Rolston III . (2004) . Encyclopedia of bioethics .Ed Stephen Post. 3rd ed . New york : Mamillian Référence , USA. **2**: 753.
64. Hudson RJM. (2005). Trace metal uptake, natural organic matter, and the free-ion model.*J.Phycol.*,**41**:1– 4.
65. Hullebusch Eric D.van ., Zandvoort Marcel H. et Lens Piet N.L. (2004) . Metal immobilisation by biofilms: Mechanisms and analytical tools . *Environmental Science & Bio/Technology* . **2**: 9–33
66. Imamogli, Esra . (2007). Effect of Different Culture Media and Light Intensities on Growth of *Haematococcus pluvialis*. *International Journal of Natural and Engineering Sciences*. **1** : 22–33

67. Janknecht Peter ., Melo Luis F. (2003). Online biofilm monitoring . *Environmental Science and Bio/Technology*. **2**: 269–283 .
68. Jeng H . (2007). Encyclopedia of Cancer and Society. Ed. Graham Colditz. , Los Angeles: Sage Publications Inc. **2**: 695-697
69. Kalia, K. , Flora ,SJ.(2005). Strategies for safe and effective therapeutic measures for chronic arsenic and lead poisoning. *J Occup Health* . , **47** :1–21
70. Kenneth N Brooks. (1992). Environmental Encyclopedia 3 : Hydrologic cycle. p 741.
71. King Robert C., Stansfield William D ., Mulligan Pamela K . (2007) . A Dictionary of Genetics . Oxford University Press,Oxford Reference Online. Oxford University Press
<http://0www.oxfordreference.com.edlis.ied.edu.hk/views/ENTRY.html?subview=Main&entry=t224.e151>
72. Kinzelbah, R . (2005) . Transboundary Water Resources: Strategies for Regional Security and Ecological Stability. *Nature conservation and sustainable management of biodiversity*. p 109–119
73. Koen Martens et Hendrik Segers . (2005). Taxonomy and systematics in biodiversity research . *Hydrobiologia* . **542**:27–31 .
74. Klock Jan-Hendrik . , Wieland Andrea ., Seifert Richard et Michaelis Walter.(2007). Extracellular polymeric substances (EPS) from cyanobacterial mats: characterisation and isolation method optimisation. *Mar Biol* . , **152**:1077–1085
75. Koller Emilian , . (2004). Traitement des pollutions industrielles, Dunod, Paris . P23 .
76. Koller LD. (1998). Cadmium . Immunotoxicology of Environmental and Occupational Metals. p 41–61.
77. Kummert R . et Stumm W. (1989). Gewässer als Ökosysteme. Grundlagen des Gewässerschutzes. vdf - Verlag der Fachvereine, Zürich und Verlag B.G. Teubner, Stuttgart.
78. Landrigan PJ. (1994). Lead. Textbook of Clinical Occupational and Environmental Medicine . In: Rosenstock I. Cullen MR, eds. Philadelphia: Saunders Company
79. Lazou B . , Henge –Napoli M. –H., Minaro L. , Mirto H. , Barrouillet M.-P. et Cambar J . (2002). Effects of cadmium and uranium on same in vitro targets. *Cell Biology and Toxicology*. **18** : 329- 340.
80. Le Brun Muriel Gugger et Couté Alain,. (2006). Diversité et toxicité des cyanobactéries dans les ressources en eau au Burkina Faso. Institut de Recherche pour le Développement UR167- CYROCO. P : 01- 32.

81. Li-Ming Chen et Li-He Chai.(2005) . Mathematical model and mechanisms for biofilm wastewater treatment systems. *World Journal of Microbiology & Biotechnology* . **21**:1455–1460.
82. Lorch H-J. , (1994). Wirkung anthropogener Stressoren auf die Trophie und Saprobie. In: Gunkel G (ed) Bioindikation in aquatischen Ökosystemen, 177-183.
83. Mages Margarete ., Mihaly ,Ovari ., Wolf,v. ,Tumpling, Jr ., Krisztina , Kropfl. (2004) . Biofilms as bio-indicator for polluted waters? Total reflection X-ray fluorescence analysis of biofilms of the Tisza river (Hungary). *Anal Bioanal Chem* . , **378** : 1095 – 1101.
84. Martin Elizabeth ., Hine Robert.(2008). A Dictionary of Biology .Oxford University Press. Reference Online
85. Massé Anthony. (2004). Bioréacteur a membranes immergées pour le traitement des eaux résiduaires urbaines: Spécificités physico-chimiques du milieu biologique et colmatage. Thèse Doctorat Sciences Des Procédés. L'institut National Des Sciences Appliquées De Toulouse. p. 105.
86. Meybeck Michel H.(2001) . Encyclopedia of Global Change : Water Quality . Ed. Andrew S. Goudie. Oxford University Press : www.oxfordreference.com.edlis.ied.edu.hk/views/ENTRY.html?subview=Main&entry=t178.e0459
87. Morgan JE., Richards SPG .et Morgan AJ. (2001). Stable strontium accumulation by earthworms: A paradigm for radiostrontium interactions with its cation analogue, calcium. *Environ Toxicol Chem* ., **20**:1236–1243
88. Morin Soizic ., Duong Thi Thuy ., Herlory Olivier ., Feurtet-Mazel Agne`s et Michel Coste. (2008). Cadmium Toxicity and Bioaccumulation in Freshwater Biofilms. *Arch environ Contam Toxicol.*, **54** p :173–186.
89. Mur Luuc R. , Olav M, Skulberg ., Hans ,Utkilen.(1999). Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management : Chapter 2. Cyanobacteria in the environment. Edited by ingrid chorus and jamie bartram
90. Musy André et Higy Christophe. (2004) . Hydrologie .*Presses polytechnique et universitaire Romandes*. p.32 (Musy et Higy, 2004)

91. Needleman HL. et Landrigan PJ. (1981). The health effects of low level exposure to lead. *Annu Rev Public Health*. **2** : 277–298.
92. Nordmann Francis et Pinard Legry Gérard. (2000). Chimie de l'eau et corrosion des REP . Dossier N° BN3750 . corrosion vieillissement. Matériaux. technique de l'ingénieur .
93. Norton Bryan g. (2005). Encyclopedia of Science Technology and Ethics. Ed Carl Mitcham, vol 1. Detroit : macmillian Referenes ,USA. **4** :185 – 188 .
94. Nsikak Benson. (2008). Encyclopedia of Global Warming and Climate Change. Ed. S. Philander. Vol 3. Thousand Oaks. CA: Sage Publications Inc **3** :813-817
95. Obst Ursula . (2003). Strategies of maintaining the natural purification potential of rivers and lakes. *fascination water chemistry : Part II the Therapy of Aquatic Systems when they Need Help* .10 (4): 251 – 255.
96. Ostroumov S. A . (2002). Polyfunctional role of biodiversity in processes leading to water purification: current conceptualizations and concluding remarks . *Hydrobiologia* . **469**: 203–204
97. Ostroumov S. A . (2008). Basics of the molecular-ecological mechanism of water quality formation and water self-purification. contemporary problems of ecology. *Pleiades Publishing* **1** : 147–152.
98. Pajoués Jacqueline. (2007). le petit Larousse.
99. Park Chris. (2007). A Dictionary of Environment and Conservation : water pollution. Oxford University Press, 2007. Oxford Reference Online www.oxfordreference.com.edlis.ied.edu.hk/views/ENTRY.html?subview=Main&entry=t244.e8816
100. Pawlik-Skowrońska B. (2002) . Correlations between toxic Pb effects and production and production of Pb-induced thiol peptides in the microalga *Stichococcus bacillaris*. *Environ.Pollut* . , **119**: 119-127.
101. Pawlik-Skowrońska B. et Skowroński T. (2001). Freshwater algae. In: Metals in the Environment. *Analysis by Biodiversity*. 59-94.
102. Pelemont Jean,. (2005). Biodégradation et métabolismes : les bactéries pour les technologies de l'environnement. EDP sciences. p 657- 687 .

103. Perrein-Ettajani H. , Amiard JC. , Haure J. et Renaud C. (1999). Effects of metals (Ag, Cd, Cu) on the biochemical composition and compartmentalization of these metals in two microalgae . *Aquat Sci* . , **56**:1757–1565
104. Pinevich A.V . (2008). Paradoxes of Biodiversity, Phylogeny, and Taxonomy of cyanobacteria . Moscow University Biological Sciences Bulletin. published in *Vestnik moskovskogo Universiteta. Biologiya*. **63** : 21–24
105. Prescott Lansing M ., Harley John P ., Klein Donald A ., Bacq-calberg Claire Michéle et Dusart Jean . (2002). microbiologie. Boeck Université. The Mc Craw Hill coompagnies . P104
106. Rice A.R., Hamiltonl M.A. et Camper A.K. (2000). Apparent Surface Associated Lag Time in Growth of Primary Biofilm Cells. *Microbial Ecology*. **41**:8–15.
107. Rippka R., Deruelles J ., Waterbury J ., Herdman M. et Stanier R. (1979) . Generic assignments, strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. *J. Gen. Microbiol.*, **111**: 1-61
108. Roberts Stephen M ., Munson John W ., Lowney Yvette W. et Ruby Michael V., (2007). Relative oral bioavailability of arsenic from contaminated soils measured in the cynomolgus monkey . *Toxicological sciences* . **95(1)** : 281–288.
109. Sharad Jain ., Push Pendrak et Agarwal – vijay P Singh (2007) . Hydrologie and water ressources of India . water Science and Technologie Librery. volume 57 . Ed Springer , Netherland . P1001.
110. Shearer Carol A ., Descals Enrique ., Kohlmeyer Brigitte ., Kohlmeyer Jan ., Marvanova´ Ludmila ., Padgett David ., Porter David ., Raja Huzefa A ., Schmit John P ., Thorton Holly A . et Holly A, Voglymayr Holly A . (2006). Fungal biodiversity in aquatic habitats . *Biodiversity Conservation*.. **16**:49–67
111. Shiklomanov I.(1993). World Fresh Water Resources. In Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources. edited by P. H. Gleick , New York. *Oxford University Press*. pp.13–24 .
112. Sibling Sabine et Dittrich Maria. (2006). Précipitation decalcite à la surfacen des cyanobactéries. *Eawag News* . **60f** :14-15.
113. Sivonen K ., Jones G. (1999). Cyanobacterial toxins. – In : Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. *WHO*. 41-111.

114. Société DEGREMONT. (1989). Mémento technique de l'eau. 2 volumes. 1^{re} édition Technique et Documentation Lavoisier.
115. Stal Lucas J. (2007). Algae and Cyanobacteria in Extreme Environments : Cyanobacteria: Diversity and Versatility, Clues to Life in Extreme Environments. p 659–680.
116. Stanley Nicola R . et Lazazzera Beth A . (2004). Environmental signals and regulatory pathways that influence biofilm formation . *Molecular Microbiology*. **52(4)** : 917–924.
117. Storm Dunlop . (2008) . Dictionary of Weather. Oxford University Press. Reference Online.
118. Sutherland IW ., (2001) . The biofilm matrix, an immobilized but dynamic microbial environment. *TRENDS Microbiol.* , **9**:222–227.
119. Sudhanshu Sekhar Panda .(2008). Hydrological Cycle. Gainesville State College. p515 -518.
120. Trevors J. T . et Saier Jr M. H.,(2007) . Regulation of Pollution . *Water Air Soil Pollution*
121. Van Ho A ., Ward D M . et Kaplan J. (2002). Transition metal transport in yeast. *Ann. Rev. Microbiol.* , **56**: 237-26
122. Vijver M. G. , Gestel C A M V. , Lanno R. P. , Van Straalen N. M. et Peijnenburg W J G M . (2004) . Internal metal sequestration and its ecotoxicological relevance. *A review. Environ. Sci. Technol.* , **38**: 4705-4712.
123. Wangersk PJ. (1986) . Biological control of trace metal residence time and speciation. *A review and synthesis. Mar. Chem.* , **18**:269-297
124. Wang J . et Chen C . (2006). Biosorption of heavy metals by *Saccharomyces cerevisiae*. *Biotech. Adv.* , **24**: 427-451
125. Wang WX. et Dei RCH. (2001). Metal uptake in a coastal diatom influenced by major nutrients (N, P, and Si). *Water Res.* , **35**:315–321.
126. Weill Sylvain . (2004). Modélisation hydrodynamique du cycle de l'eau de pluie sur un sol incliné. Rapport de stage de DEA HHGG, Paris VI . p48
127. White C. et Gadd GM. (1998) . Accumulation and effects of cadmium on sulfate reducing bacterial biofilms. *Microbiology*. **144**: 1407–1415

128. White C. , Dennis JS. et Gadd GM. (2003). A mathematical process model for cadmium precipitation by sulfate-reducing bacterial biofilms. *Biodegradation* . **14**: 139–151
129. Wilson AR. , Lion LW., Nelson YM., Shuler ML .et Ghiorse WC. (2001) .The effects of pH and surface composition on Pb adsorption to neutral freshwater biofilms. *Environ. Sci. Technol.* **35**:3182–3189
130. Wilson Edward O. (1988). Biodiversity. National Academy Press. Washington, D.C.
131. Wimpenny J. , Manz W . et Szewzyk U. (2000). Heterogeneity in biofilms. *FEMS Microbiol. Rev.* ,**24**: 661–671
132. Wingender J. , Neu TR. et Flemming H-C. (1999). Microbial extracellular polymeric substances. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
133. World Health Organization. Manganese.
http://www.who.int/water_sanitation_health/GDWQ/draftchemicals/manganese2003.pdf.
134. World Health Organization. Guidelines for Drinking-Water Quality, 3rd ed.
www.who.int/water_sanitation_health/GDWQ/draftchemicals/list.htm.
135. Zalups R K . et Ahmad S. (2003). Molecular handling of cadmium in transporting epithelia. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* , **186**: 163-188.

Annexe

Annexe

Tableau 1 : La composition du BG11 (Imamogli, 2007)

Constituants du BG11 (mg/L)	
NaNO ₃	1500
K ₂ HPO ₄	40
MgSO ₄ .7H ₂ O	75
CaCl ₂ .2H ₂ O	36
Acide Citrique	6
Citrate de Fer Ammoniacal*	6
EDTA-Na ₂	1
Na ₂ CO ₃	20
H ₃ BO ₃	2,86
MnCl ₂ .4H ₂ O	1,81
ZnSO ₄ .7H ₂ O	0,22
Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O	0,39
CuSO ₄ .5H ₂ O	0,08

tableau 2 : La composition du BG11 pour *Synechococcus* (ATLAS,2005)

Constituants Blue-Green Agar (mg/L)	
Agar	10.0g
NaNO ₃	1500
K ₂ HPO ₄	40
MgSO ₄ .7H ₂ O	75
CaCl ₂ .2H ₂ O	36
Acide Citrique	6
Citrate de Fer Ammoniacal*	6
EDTA-Na ₂	1
Na ₂ CO ₃	20
solution de Vitamine B12	50.0mL
H ₃ BO ₃	2,86
MnCl ₂ .4H ₂ O	1,81
ZnSO ₄ .7H ₂ O	0,22

Tableau 3 : La liste des produits et leurs producteurs

Les produits	Les producteurs	caractéristiques
Acide chlorhydrique	Cheminova	37,5 %
Soude	Cheminova	99 %
Agar - agar	Cheminova	pure
Papier filtre	Schleicher`& Schuell S & S Rundfilter 595	
Membrane filtre	Thomapor Reichelt chemietechnik Heidelberg	_Porosité 0,45 & 0,8 µm
Nitrates de sodium	Prolabo	99 %
Monohydrogénophosphate de potassium	Biochem	99,5%
Sulfate de magnisium hepta hydraté	sigma	Crisaline Pm :246,5 R :20/21/22 S :36
Chlorure de calcium dihydraté	Biochem	96%
Acide Citrique	Prolabo	pure
Citrate de Fer		
Ammoniac	Panreal	25%
EDTA dissodique	Biochem	99%
Carbonates de sodium	Pamreac	99,8%
Acide borique	Cheminova I.S.A	99, 5%
Chlorure de manganèse tétra hydraté	Biochem	98%
Sulfate de zinc hepta hydraté	Biochem	99,5%

Molybdate de sodium dihydraté		
Nitrates de cuivre hexahydraté	Recapur	98%
Cyanocobalamine (la vitamine B12)	Laboratoire GERDA	Ampoules injectables
Incubateur	LMS	
Ethanol	Prolabo	
Viole de gentiane	Institut de Louis Pasteur Alger	
Lugole	Institut de Louis Pasteur Alger	
Fuschine	Institut de Louis Pasteur Alger	
Acide sulfurique	Biochem	<u>96 – 98 %</u>
Phenol	Fluka	<u>99%</u>
Chlorure de sodium	Cheminova	<u>99%</u>
α D-glucose	Sigma	<u>99%</u>
Les nitrates de plomb	Panreac	<u>PM :308.47</u>
Les nitrates de cadmium	prolabo	<u>PM :331.20</u>

Tableau 4 : La courbe d'étalonnage

La concentration de D-glucose	10 µg/ml	25 µg/ml	50µg/ml	100 µg/ml	150 µg/ml
La densité optique	0.18	0.28	0.68	0.85	1.88

Tableau 5: L'évolution des biofilms de *Staurocladia carpetana*(en densité optique)

La concentration de D-glucose	50 µg/ml	100 µg/ml	150 µg/ml	200 µg/ml
La densité optique	0.94	1.18	1.88	2.1

Tableau 6: La courbe d'étalonnage finale

Le temps de prélèvement	1 ^{er} semaine	3 ^{ème} semaine	5 ^{ème} semaine
La densité optique	0.16	0.44	1.38

Tableau 7 : L'évolution des polysaccharides des biofilms de *Staurocladia carpetana*

Le temps de prélèvement	1 ^{er} semaine	3 ^{ème} semaine	5 ^{ème} semaine
Quantité de polysaccharides (µg/ml)	13.72	39.18	124.63

Tableau 8 : L'évolution des biofilms de mélange d'espèces (en densité optique)

Le temps de prélèvement	1 ^{er} semaine	3 ^{ème} semaine	4 ^{ème} semaine
La densité optique	0.39	0.42	0.84

Tableau 9 : L'évolution des polysaccharides des biofilms de mélange d'espèces

Le temps de prélèvement	1 ^{er} semaine	3 ^{ème} semaine	4 ^{ème} semaine
Quantité de polysaccharides ($\mu\text{g/ml}$)	34.63	37.36	75.54

Tableau 10 : l'absorption de plomb par les biofilms de *Staurocladia carpetana*

Le temps de prélèvement	1 ^{er} semaine	2 ^{ème} semaine	3 ^{ème} semaine
Quantité de plomb absorbé ($\text{mg}/100\text{ml}$)	0.205	0.230	0.517

Tableau 11 : L'influence de cadmium sur les biofilms de *Staurocladia carpetana*

Le temps de prélèvement	Avant le traitement par le Cd	4 ^{ème} semaine de traitement par le Cd	5 ^{ème} semaine de traitement par le Cd
Quantité de polysaccharides ($\mu\text{g/ml}$)	124.63	24.63	20.09

Tableau 12 : la quantité absorbée des deux métaux par *staurocladia carpetana*

Le temps de prélèvement	1 ^{er} semaine	2 ^{ème} semaine	3 ^{ème} semaine
Quantité de plomb absorbé (mg/100ml)	0.19	0.235	0.260
Quantité de cadmium absorbé (mg/100ml)	0.045	0.047	0.048

Tableau 13 : l'absorption de plomb par les biofilms de mélange d'espèces

Le temps de prélèvement	1 ^{er} semaine	2 ^{ème} semaine	3 ^{ème} semaine
Quantité de plomb absorbé (mg/100ml)	0.240	0.265	0.156

Tableau 14 : l'absorption de cadmium par les biofilms de mélange d'espèces.

Le temps de prélèvement	1 ^{er} semaine	2 ^{ème} semaine	3 ^{ème} semaine
Quantité de cadmium absorbé (mg/100ml)	0.047	0.048	0.037

Tableau 15 : l'effet des deux métaux sur l'évolution des biofilms

Le temps de prélèvement	4 ^{ème} semaine	5 ^{ème} semaine	6 ^{ème} semaine
Quantité de polysaccharides pour les biofilms traité par Cd ($\mu\text{g/ml}$)	18.27	31.90	21
Quantité de polysaccharides pour les biofilms traité par Pb ($\mu\text{g/ml}$)	71.90	37.36	20.09

- Les résultats statistiques de la comparaison entre l'absorption du plomb et de cadmium chez *Staurocladia carpetana*

Test de normalité : omet ($P < 0,050$)

Test de Variance égal : Passé ($P = 1,000$)

Nom de groupe	N	absent	signifié	Std Dev	SEM
Pb	3	0	0,317	0,173	0,100
Cd	3	0	0,0497	0,000577	0,000333

- Les résultats statistiques de la comparaison des Traitement des biofilms de *Staurocladia carpetana* par le cadmium et le plomb a la fois

Le test normal : Passé ($P = 0,081$)

Le test de Variance: Passé (P = 0,079)

Nom de groupe	N	absent	signifié	Std Dev	SEM
Pb	3	0	0,228	0,0355	0,0205
Cd	3	0	0,0467	0,00153	0,000882

- Les résultats statistiques de la comparaison entre l'absorption de plomb et celle de cadmium des biofilms de *Staurocladia carpetana*

Le test normal : Passé (P = 0,202)

Le test de variance : Passé (P = 0,225)

Nom de groupe	N	absent	signifié	StdDev	SEM
Pb	3	0	0,221	0,0579	0,0334
Cd	3	0	0,0440	0,00608	0,00351

- Les résultats statistiques de la comparaison des deux types de biofilms le cas de l'absorption de plomb

Le test normal : Passé (P = 0,573)

Le test de variance : Passé (P = 0,532)

Nom de groupe	N	absent	signifié	StdDev	SEM
Pb Mélange	3	0	0,317	0,173	0,100
Pb <i>staurocladia</i>	3	0	0,221	0,0579	0,0334

- Les résultats statistiques de la comparaison des deux types de biofilms le cas de l'absorption de cadmium

Le test normal : Passé (P = 0,178)

Le test de variance : Passé (P = 1,000)

Nom de groupe	N	absent	signifié	StdDev	SEM
Cd Mélange	3	0	0,0440	0,00608	0,00351
Cd <i>staurocladia</i>	3	0	0,0497	0,000577	0,000333

Résumé

L'eau représente la substance la plus recherchée pour l'épanouissement des civilisations, a fortiori la pollution par les métaux lourds constitue le fléau de l'eau pure dans la nature. Cette étude, prend les biofilms comme un outil de décontamination, (les biofilms qui sont des associations de microorganisme enfouillés dans une matrice de substance secrétées par les cellules eux même) qui réalisent par le phénomène de bioaccumulation une épuration quasi intégrale des métaux lourds. En revanche l'utilisation de la microbiologie dans notre expérimentation est seulement un outil pour aboutir a la sélection des formes unicellulaires d'algues pour mettre en valeur les capacités de bioaccumulation de chaque espèce isolée , et le choix de cyanobactéries nous a paru idéal pour ce but. Les cyanobactéries sont d'abords isolées puis mises en culture ; l'introduction des supports en verres au sein des cultures permet au microorganismes de s'organiser en biofilms utilisés plus tard dans des solutions aqueuses de cadmium et de plomb a des concentrations extrêmement toxiques, et les prélèvements hebdomadaires vont corroborer nos espérances : pour l'espèces de *Staurocladia carpetana* seul nous avons eue un taux de 0.517mg / 100ml de plomb fixé en trois semaines et 0.05mg/100ml de cadmium en une semaine seulement ,tandis que les biofilms de mélange d'espèces de cyanobactéries ont exhibés une précarité bien trop maquée due a leur jeunes âges. Ces résultats permet de valoriser l'espèce *Staurocladia carpetana* et de donne un aperçu sur le développement et le comportement des biofilms d'algues vis avis les xénobiotiques pouvant existés dans leurs environnement.

ملخص :

() ()
()

100/ 0.517:

Staurocladia carpetana

100/ 0.05

Staurocladia carpetana