

لجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
جامعة جيجل Université de Jijel

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département des Sciences de l'Environnement
et des Sciences Agronomiques



كلية علوم الطبيعة و الحياة

قسم علوم المحيط و العلوم الفلاحية

M/T.ENV.06/14

Mémoire de fin d'études

En vue de l'obtention du diplôme : **Master Académique en Biologie**

Option : Toxicologie de l'Environnement

Thème

Effet toxicologique de quelques pesticides sur la croissance
des algues benthiques : cas des diatomées

Jury :Présenté par:

Président :Boudjellel F.

Examineur : Mekircha F.

Encadrant:Bouldjedri M.



Benkara Zohra

Oulaf Halima

Numéro d'ordre (bibliothèque) :Session : Juin2014

Introduction générale	1
Partiel : Revue bibliographique	
Chapitre I : des Pesticides	2
I- Généralités sur les Pesticides.....	2
I-1 Définition des pesticides.....	2
I-2 Classification des pesticides.....	2
- Les fongicides.....	2
- Les insecticides.....	2
- Les herbicides.....	2
1. Transport et dispersion des herbicides dans l'environnement.....	3
1.1. Transport et transfert vers les eaux souterraines.....	3
1.2 Transfert vers les eaux de surface.....	3
2 La dégradation.....	3
2.1 Cinétique de dégradation.....	4
2.2 Les voies de dégradation.....	4
a) Dégradation abiotique.....	4
b) Dégradation biotique.....	4
II-Classe des insecticides.....	5
II-1.1. Composition et formulation.....	5
II-1. 2. Caractéristiques physico-chimiques et mode d'action.....	5
II-1.3 Toxicité et devenir dans l'environnement.....	6
II-1.4. Dégradation dans l'environnement.....	6
III-Classe des herbicides.....	6
III-1. 1. Composition et formulation.....	6
IV-Différentes classes des herbicides.....	7
IV-1 Mode d'action herbicide du glyphosate.....	9
IV-2. Présence dans l'environnement.....	9
IV -3. Toxicologie de l'acide glyphosate et de ses sels.....	10
a) Toxicité aiguë du glyphosate.....	10
b) Toxicité du glyphosate pour les organismes aquatiques.....	11
c) Ecotoxicité du glyphosate sur les communautés microbiennes aquatiques.....	11
IV -4. Modes d'action des herbicides sur les plantes et les diatomées.....	11
Chapitre II : Les Diatomées	
I. Description générale des diatomées.....	14
I.1. Aspect morphologique.....	14
I.2. Structure des diatomées.....	14
I.3. Systématique.....	15
II. Ecologie des diatomées.....	16
II.1. Le pH.....	16
II.2. Les nutriments.....	16
II.3. La lumière.....	17
II.4. La température.....	17
II.5. Le courant.....	17
III. la reproduction des diatomées.....	17

III.1. reproduction asexuée.....	17
III.2. reproduction sexuée.....	17
IV. Intérêts scientifiques et pratiques des diatomées.....	18
IV.1.Utilisation des diatomées comme bio-indicateurs de la qualité des eaux.....	19
IV.1.1. définition de bio indicateur.....	19
IV.1.2. Un bon bio indicateur.....	19
Partie II : Partie expérimentale	
Chapitre I : MatérielsetMéthodes	
I-Description du site.....	21
I-1.Choix des stations d'échantillonnage.....	22
I-2.Choix de l'espèce de diatomées.....	22
I-3.Choix des pesticides.....	22
II-Méthode de prélèvement des échantillons.....	23
II-1.Déroulement de l'essai.....	23
II-2.Analyse statistique.....	24
Chapitre II-Résultat et discussion	
I-1.Observation microscopique.....	27
I-2.Site de Oued Mencha.....	28
1-Effet de l'Herbicide (Herbasate 380 g/l) glyphosate	28
2- Effet de l'insecticide (Pyricol 480) Chlorpyrifos-ethyl.....	28
3- Effet de la combinaison Insecticide/Herbicide.....	29
I-3.Site de la retenue collinaire d'El-Ouana.....	29
1)L'herbicide.....	30
2) Insecticide.....	30
3)Combinaison (Herbicide/Insecticide).....	30
Discussions.....	31
Conclusion.....	33

Liste des tableaux

Liste des Figures

Numéro	Titre	Page
Fig.01	Structure chimique de chlorpyriphos-éthyl	03
Fig.02	Structure chimique plane du glyphosate : N-(phosphonomethyl)glycine	09
Fig .03	Structure morphologique d'une frustule de diatomée pennale	14
Fig.04	Représentation schématique de quelques espèces de diatomées	14
Fig.05	Représentation schématique de l'évolution saisonnière des peuplements algaux.	16
Fig.06	Cycle de reproduction des diatomées - seules les valves sont représentées.	18
Fig.07	Stations de prélèvement d'échantillons d'eau : Oued Mencha(A), retenue collinaire (B), le zoom sur image Google Earth (31/07/2013), coordonnées géographiques(36°47'20''N-5°48'50''E).	21
Fig .08	Méthode d'échantillonnage des diatomées	23
Fig.09	Des Erlenmeyers de 250 ml contenant 200ml d'eau de l'échantillon avec des diatomées en suspension, ont servi de microcosmes	26
Fig .10	Diatomées pennées sous microscope à caméra OLYMPUS (Grossissement 40x10).	27
Fig.11	Effet de l'herbicide (glyphosate) sur la croissance des diatomées pennées	28
Fig .12	Effet de l'insecticide (Chlorpyriphos-ethyl) sur la croissance des diatomées pennées	28
Fig .13	Effet combiné de l'insecticide (Chlorpyriphos-ethyl)/Herbicide (glyphosate) sur la croissance des diatomées pennées	29

Liste des tableaux

<i>Numéro</i>	<i>Titre</i>	<i>Page</i>
Tableau 01	Résultats du test toxicologique de l'herbicide Glyphosate sur la croissance des diatomées	30
Tableau 02	Résultats du test toxicologique de l'insecticide chlorpyrifos sur la croissance des diatomées	30
Tableau 03	Résultats du test toxicologique de la combinaison Glyphosate/Pyralis sur la croissance des diatomées	30

Introduction

Les pesticides sont utilisés de façon courante et avec des quantités sans cesse croissante dans le monde entier et en Algérie. Depuis plusieurs décennies, la communauté scientifique a pris conscience des dangers de l'emploi massif de ces produits, tant pour la santé humaine que pour l'environnement. En tant qu'écosystèmes récepteurs, suite au transfert des molécules, les milieux aquatiques, et notamment les systèmes lotiques situés dans des zones d'utilisation intensive de ces substances, sont particulièrement vulnérables. De nombreuses études ont ainsi mis en évidence la forte contamination des cours d'eau par les pesticides, avec la prédominance des herbicides.

D'autre part la forte homologie avec les végétaux directement ciblés par les herbicides, les producteurs primaires aquatiques sont particulièrement exposés à la toxicité de ces polluants. Parmi ces organismes autotrophes, les diatomées, qu'ils soient libres ou fixés, jouent un rôle primordial dans le fonctionnement des hydrosystèmes, en assurant notamment une part prépondérante de la production primaire autotrophes et convertisseurs de nutriments inorganiques en formes organiques utilisables par les autres maillons de la chaîne alimentaire, donc ces organismes jouent un rôle structurant du substrat d'habitat pour les poissons ou les invertébrés (Gustavson *et al.*, 2003).

Par ailleurs ; sur le plan scientifique les communautés de diatomées présentent de nombreuses qualités pour être utilisées en tant que bio-indicateurs. Elles colonisent tous les types de milieux aquatiques, comme elles constituent une grande source d'informations sur les caractéristiques de l'habitat dans lequel elles se développent, car elles sont composées d'un grand nombre d'individus et d'espèces avec des préférences écologiques variées vis-à-vis des facteurs environnementaux. De plus, leur cycle de développement très court, de quelques heures à quelques jours, leur confère un temps de réponse rapide face aux variations du milieu. La connaissance des effets des dégradations anthropiques sur les communautés diatomiques constitue donc un enjeu majeur de l'écologie des systèmes aquatiques car une éventuelle perturbation par les pesticides des communautés algales peut se répercuter ainsi par cascade trophique sur les communautés biologiques des maillons supérieurs. C'est dans ce contexte que nous enregistrons notre thème de projet de fin d'études qui vise à déterminer l'impact de certains produits chimiques sur la croissance des algues planctoniques (les diatomées), ce mémoire s'organise en deux volets :

La partie bibliographique composée de deux chapitres dans lesquels on décrivera les deux pesticides utilisés pour notre expérimentation le glyphosate et le chlorpyrifos-ethyl.

La partie matériel et méthodes où on détaille les stratégies d'échantillonnages, le dispositif expérimental adopté, ainsi que le protocole analytique utilisé ; puis les résultats obtenus et on discutera les principales hypothèses émises à l'issue de cette étude.

I- Généralités sur les Pesticides:

I-1.Définition des pesticides

Le terme pesticide couramment employé dans le langage commun et la littérature scientifique, est un anglicisme, issu du latin *pestis* (épidémie ou fléau) et *coedere* (tuer), qui désigne une substance destinée à lutter contre des nuisances biologiques. Les pesticides, qu'ils soient naturels ou de synthèse, sont donc des produits biologiquement actifs présentant une toxicité pour un large spectre, d'organismes considérés comme « nuisibles » (Multigner et al., 2005).

I-2 Classification des pesticides

Les pesticides sont ici regroupés en fonction de la nature des organismes visés et de leur mode d'action, dont les principales classes sont les herbicides, les fongicides et les insecticides

- **Les fongicides**: utilisés contre les champignons parasites ou phytopathogènes causant des maladies pour les plantes cultivées comme le mildiou, l'oïdium et la pourriture grise. Les fongicides peuvent agir de différentes manières, notamment en bloquant le système respiratoire, en perturbant la biosynthèse et le métabolisme glucidique chez une plante (Kutcher et al, 2011; Berbegal et al, 2011).

- **Les insecticides**: sont employés pour combattre les insectes ravageurs des cultures. Ces produits chimiques peuvent avoir une action neurotoxique, inhibitrice de la respiration et de la croissance cellulaire (Oakeshott et al, 2005; Das et al, 1995).

- **Les herbicides**: sont des produits destinés à la lutte contre les plantes adventices nuisibles aux plantes à protéger. Ils agissent généralement en tant que perturbateur de croissance, inhibiteur de l'activité photosynthétique, de la production de cellulose, de lipides et d'acides aminés (Hugh et al, 2012). La majorité des pesticides détectés au sein des écosystèmes aquatiques sont des herbicides (Kreuger 1998).

1. Transport et dispersion des herbicides dans l'environnement:

Selon Marliere, 2000, les principaux modes de dispersion des pesticides dans l'environnement sont: La diffusion par infiltration, la dispersion sous l'effet du vent, la

dispersion des pesticides par les eaux de ruissellement ; la lixiviation dans les eaux souterraines.

Par ailleurs, le transport et la dispersion des herbicides dans l'environnement sont fonction de leurs propriétés chimiques. Selon Devez, 2004 ; la volatilité, la solubilité dans l'eau, la capacité à se fixer aux matières complexantes du sol, le coefficient de partage carbone organique-eau (Koc), déterminent le compartiment dans lequel le produit va se retrouver préférentiellement (hydrophobie, ou hydrophilie) d'une molécule. En outre les herbicides migrent essentiellement verticalement et avant d'atteindre la nappe phréatique, plusieurs processus physico-chimiques et biologiques complexes interviennent le long du leur parcours (Ait-Sai, 1993).

1.1. Transport et transfert vers les eaux sous terraines:

Le transfert des produits phytosanitaires vers les eaux souterraines ou lixiviation, concerne les molécules qui sont en solution dans la phase aqueuse du sol ou qui sont adsorbées sur les particules solides véhiculées par un flux d'eau vertical. Ces transferts de solutés varient en fonction des caractéristiques du produit phytosanitaire, des propriétés du sol, de la vitesse d'infiltration (Thiollet-Scholtus, 2004).

1.2. Transfert vers les eaux de surface:

Le transfert de produits phytosanitaires vers les eaux de surface se fait essentiellement par ruissellement. Les produits phytosanitaires vont pouvoir être transportés de deux façons: en solution dans l'eau qui ruisselle ou accrochés à des particules de sol qui sont arrachées par l'eau qui ruisselle. Si le parcours qu'emprunte l'eau le permet, en l'absence de zones d'infiltration, les substances actives se retrouveront dans les eaux de surface (Thiollet-Scholtus, 2004).

2. La dégradation

En général, la dégradation est considérée comme le principal phénomène responsable de la disparition de la plupart des herbicides dans le sol. La dégradation d'un herbicide se produit quand ce dernier est décomposé à de plus petits composés et éventuellement au dioxyde de carbone et l'eau à travers des réactions photochimique, chimique et biologique.

Les produits de dégradation sont appelés métabolites, chacun de ces derniers possède ses propres propriétés chimiques incluant toxicité, capacité d'adsorption et résistance à la dégradation. Dans certains cas les métabolites peuvent être plus toxiques et/ou persistants que l'herbicide lui-même. Dans la plupart des cas, la nature de ces métabolites est inconnue (Devez. A, 2004). Tous les sols n'ont pas la même capacité de dégradation. Ce potentiel est fonction de la composition physico-chimique du sol et de la composition de la microflore

présente (Coulibaly .H, 2005). Certaines conditions telles qu'un pH acide ou de basses températures sont de nature à augmenter la persistance des herbicides dans le sol.

2.1.Cinétique de dégradation

La vitesse de dégradation est donnée par la durée de demi-vie qui désigne le temps nécessaire pour que la moitié de la dose initiale soit dégradée (Colin.F, 2000).

En général, la vitesse de dissipation des herbicides est influencée par plusieurs facteurs, à savoir : la concentration et la fréquence d'application du produit et la nature de sa formulation, le type du sol (texture et teneur en matière organique) son pH,

2.2.Les voies de dégradation

Dès leur application, les produits phytosanitaires subissent des processus biotiques et abiotiques qui amènent à leur dégradation plus ou moins complète (Colin.F, 2000).

a)Dégradation abiotique

La dégradation abiotique concerne les réactions se développant dans la solution du sol ou sur la surface des colloïdes. Les différents types de réactions qui interviennent dans cette dégradation sont :

- **Dégradation chimique** : La dégradation chimique est une décomposition conduite par des réactions chimiques incluant l'hydrolyse (réaction avec l'eau), l'oxydation (réaction avec l'oxygène) et la dissociation (libération d'ammonium et d'autres groupes chimiques de la molécule mère) [24]. Ces mécanismes, en concurrence avec les processus de dégradation biotique dans les premiers centimètres du sol, sont prépondérants en profondeur (Colin.F, 2000).

- **Photodégradation** : La principale transformation d'ordre physique est la photodécomposition par rayonnements ultraviolets, la plupart des molécules phytosanitaires ayant un maximum d'absorption compris entre 200 et 400 nm L'intensité (Colin.F, 2000). du rayonnement ultraviolet varie avec de nombreux facteurs y compris la latitude, la saison, le temps du séjour, la pollution et l'éclipse par le sol, les plantes, etc. Les études de la photodégradation des herbicides se font généralement sous irradiation par des lampes UV. Le taux de photodégradation déterminé dans le laboratoire peut surestimer l'importance de ce processus dans les champs (Ertli.T, Marton.A, Földényi.R, 2004).

b) Dégradation biotique

Cette dégradation est liée à l'activité enzymatique des micro-organismes dans le sol. Tenant compte de l'importance du rôle des micro-organismes, tout facteur favorable à leur développement contribuera à une dégradation plus rapide des herbicides, cette dégradation

peut aller jusqu'à l'élimination complète de la molécule avec comme seuls rejets des produits simples tels que H_2O , CO_2 , CH_4 (F. Fdil, 2004).

A côté de ces trois grandes classes de pesticides, on peut citer les acaricides (action contre les acarides et les araignées rouges), les rodenticides (action contre les rongeurs), les nématicides (action contre les vers du groupe des nématodes), les molluscicides (action contre les limaces et escargots) et les corvicides (action contre les oiseaux ravageurs) (Calvet et al, 2005).

II-Classe des insecticides

II-1.Cas de Chlorpyriphos-éthyl

Cet insecticide à large utilisation sera utilisé pour notre test toxicologique, sur la croissance des diatomées, à cet effet on va procéder à son description, en se basant sur des données bibliographiques.

II-1.1.Composition et formulation

Le chlorpyriphos-éthyl (ou chlorpyrifos-éthyl) est une substance active de produit phytosanitaire (ou produit phytopharmaceutique, ou pesticide), qui présente un effet insecticide, et qui appartient à la famille chimique des organophosphorés.

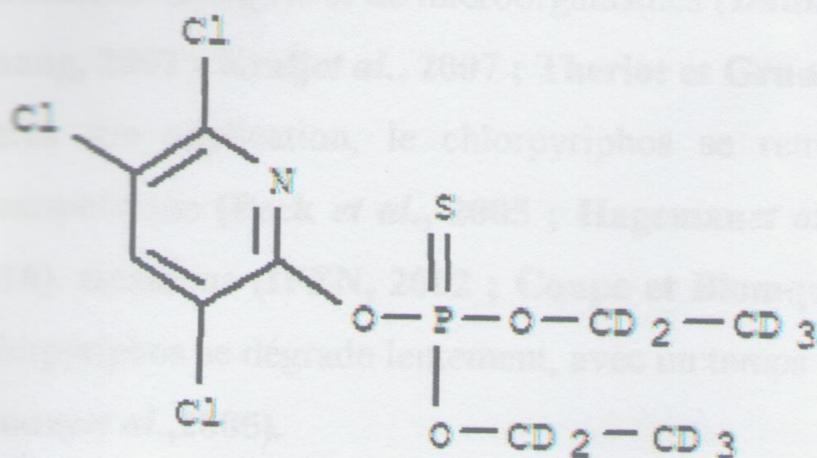


Figure 01: Structure chimique de chlorpyriphos-éthyl

II-1.2.Caractéristiques physico-chimiques et mode d'action

Le chlorpyriphos-éthyl ou O-O-diethyl-O-3,5,6-trichloro-2pyridylphosphorothioate, est un insecticide non systémique, à large spectre. Il appartient à la famille des organophosphorés et agit au niveau du système nerveux, en inhibant l'acétylcholine estérase qui hydrolyse l'acétylcholine, neurotransmetteur majeur (Doranet al., 2001 ; Tomlin, 2003 ; Barata et al., 2004 ; Buchwalter et al., 2004 ; Lukaszewicz-Hussain, 2010 ; Čolović et al.,

2011). Les seuls usages rapportés pour le chlorpyrifos sont liés à son action de pesticide (EPA, 2000) et il est appliqué directement sur le feuillage ou le sol pour le contrôle des parasites vivant dans le sol agricole ou urbain.

II-1.3 .Toxicité et devenir dans l'environnement

Chez les mammifères, l'insecticide Chlorpyrifos-ethyl inhibe non seulement l'acétylcholine estérase mais affectent également le système immunitaire, le pancréas, le foie, les systèmes hématologique et reproducteur (Thrasher *et al.*, 1993 ; Dam *et al.*, 1998 & 1999 ; Gomes *et al.*, 1999 ; Nandi *et al.*, 2011).

Les organismes aquatiques se révèlent particulièrement sensibles à l'action du chlorpyrifos comme les poissons tels que *phaniusfasciatus* (Boumaiza *et al.*, 1979). De nombreux travaux ont montré la toxicité de cet insecticide vis-à-vis du zooplancton dulçaquicole, (López-Mancisidore *et al.*, 2008 ; Pablo *et al.*, 2008). ou d'eau salée (Colville *et al.*, 2008). avec dans la plupart des cas une augmentation de la population phytoplanctonique : ces effets engendrent donc une modification de la structure des communautés.

II-1.4. Dégradation dans l'environnement

De manière générale les pesticides organochlorés subissent une dégradation naturelle dans l'environnement, accentuée par la lumière et par la présence de métaux dissous, de substances humiques et de microorganismes (Dannenberg et Pehkonen, 1998 ; Pehkonen et Zhang, 2002 ; Kraljet *et al.*, 2007 ; Theriot et Grunden, 2011).

Après son application, le chlorpyrifos se retrouve à la fois dans les compartiments atmosphérique (Peck *et al.*, 2005 ; Hageman *et al.*, 2006 ; Yao *et al.*, 2008 ; Zhou *et al.*, 2010). aquatique (IFEN, 2002 ; Coupe et Blomquist, 2004) et dans les sols. Dans le sol, le chlorpyrifos se dégrade lentement, avec un temps de demi-vie estimé à 35 jours (Goury *et al.*, 2005).

III-Classe des herbicides

III-1. 1. Composition et formulation

Un produit herbicide est un produit commercial ou spécialité commerciale se compose de deux types de constituants : les matières actives qui lui confèrent son activité herbicide et les formulants qui complètent la formulation. Les formulants sont soit des solvants qui n'ont qu'un rôle de dilution des matières actives, soit des produits qui améliorent la préparation pour sa qualité (stabilité, présentation et facilité d'emploi) ; son comportement physique lors de la pulvérisation (mouillage, adhésion, ...) et son activité biochimique (pouvoir surfactant

et qualité phytoprotectrice. La caractérisation d'un produit herbicide signifie la désignation de la matière active, le nom du produit commercial, le fabricant et éventuellement du distributeur local, la teneur de la matière active dans le produit, le type de formulation, le mode d'emploi, la dose d'emploi et la culture cible (Cirad-Ca GecAmatrop, 2000).

La formulation correspond à la forme physique sous laquelle le produit phytopharmaceutique est mis sur le marché. Obtenue par le mélange des matières actives et des formulants, elle se présente sous une multitude de formes, solides ou liquides. Les plus couramment répandues sont les suivantes :

- pour les formulations solides : les granulés solubles (abréviations : SG), les poudres mouillables (WG) ;
- pour les formulations liquides : les concentrés solubles (SL), composés de produits solubles dans l'eau ; les concentrés émulsionnables (EC).

La teneur en matière active s'exprime en g/l pour les formulations liquides et en pourcentage (%) pour les formulations solides. La dose d'emploi en produit commercial s'exprime en l/ha pour les formulations liquides et en kg/ha (ou parfois en g/ha) pour les formulations solides. La dose d'emploi en matière active s'exprime toujours en g/ha (Coulibaly, 2005).

IV-Différentes classes des herbicides:

Les herbicides exploités aujourd'hui sont d'origine minérale ou d'origine organique (Perrin, Scharff, 1997). Mais l'épandage moderne fait principalement appel aux composés organiques de synthèses. Chaque herbicide possède des caractéristiques propres selon sa composition, son mode d'absorption, son effet sur la mauvaise herbe et son élimination progressive (Edelahi, 2004). D'après Scheyer, 2000, les herbicides peuvent être répertoriés suivant leurs caractéristiques physico-chimiques selon les familles suivantes:

- **Les triazines** : Ce groupe présente une structure cyclique. Les triazines (atrazine, simazine, métribuzine, ...) sont en général peu solubles dans l'eau. Leur persistance peut ainsi atteindre 6 à 12 mois pour certains. Elles possèdent une grande stabilité chimique et sont assez fortement adsorbées sur le complexe argilo-humique, c'est pourquoi l'atrazine a été interdite en 2003 en France en raison de l'importance de la contamination des eaux.
- **Les acétamides**: comme l'alachlore et le métalochlore. Ces deux substances sont très similaires chimiquement du fait d'un groupement commun N-COCH₂Cl. Les propriétés physico-chimiques sont également semblables : ils présentent une forte solubilité dans l'eau et une pression de vapeur plutôt élevée.

- **Les aryloxyacides**: ces molécules sont constituées d'un noyau benzénique, naphhténique ou anthracénique dont un des atomes d'hydrogène est substitué par un atome d'oxygène lié à une chaîne hydrocarbonée comportant un groupe carboxyle (CO_2H). Les aryloxyacides sont très polaires et peu volatils. Ces herbicides acides sont très solubles dans l'eau et ils se retrouvent sous leur forme dissociée à pH neutre.

- **Les urées**: les urées sont thermosensibles et sont facilement dégradées en isocyanates, leur dégradation est par contre lente dans l'environnement. Les urées sont assez persistantes et se retrouvent assez souvent dans les eaux.

- **Les toluidines**: comme la trifluraline. Celle-ci est fortement adsorbée dans le sol. Sa demi-vie par évaporation à partir des surfaces de sol humide ou des eaux peu profondes varie de quelques heures à 50 heures. La photo-décomposition, la volatilisation et la dégradation microbienne sont les principaux processus responsables de l'élimination de la trifluraline dans les eaux de surface. La concentration maximale de la trifluraline dans l'eau potable est fixée à 0,045 mg/l. (D T N Q E O2003).

Figure 02. Structure chimique pure du glyphosate : N-(phosphonométhyl)glycine

- **Le glyphosate** : Ce désherbant fera l'objet de notre test toxicologique sur les diatomées, pour cela nous allons présenter une étude beaucoup plus détaillée sur ce produit désherbant.

Le glyphosate dont le nom chimique est (N-(phosphonométhyl)glycine, $\text{C}_3\text{H}_8\text{NO}_5\text{P}$) et de structure chimique (voir Fig 02), est un désherbant foliaire systémique non sélectif, c'est-à-dire un herbicide absorbé par les feuilles et ayant une action généralisée. Le glyphosate, sous sa forme acide, est considéré comme la substance active, mais en raison de sa faible solubilité dans l'eau, les formulations commerciales sont élaborées à base de sel d'isopropylamine, d'ammonium et de sodium. Ces formulations sont le plus souvent présentées sous forme d'un concentré soluble contenant 360 g de glyphosate acide par litre.

Les formulations ne contiennent généralement, outre la substance active glyphosate, que des tensioactifs (aussi appelés adjuvants ou surfactants) et de l'eau. La présence de tensioactifs dans les formulations est nécessaire pour permettre un meilleur étalement du produit sur le feuillage et faciliter la pénétration et l'absorption systémique du glyphosate dans la plante et optimiser ainsi son efficacité.

est, en conditions de laboratoire, d'environ 32 jours dans le sol

(Moushah, 1985 ; Tortoiseau 1985).

Dans l'eau : dans l'eau douce le glyphosate est soluble (12 g/l à 20 °C), vu son importante adsorption par la phase solide du sol, le glyphosate est réputé peu mobile et à faible risque de

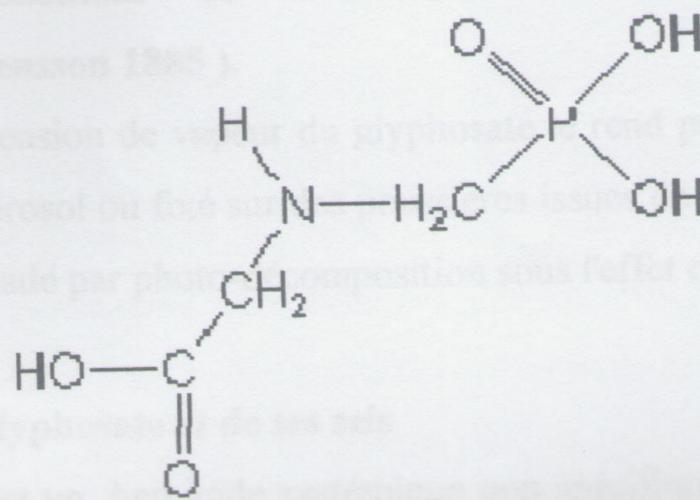


Figure02 : Structure chimique plane du glyphosate : N-(phosphonomeéthyl)glycine

IV-1. Mode d'action herbicide du glyphosate

Le glyphosate est un désherbant non sélectif. Il diffuse dans les végétaux de manière systémique où il interfère avec l'enzyme 5-énolpyruvyl-shikimate-3-phosphate synthétase (EPSPS). Cet enzyme fait partie de la voie métabolique dite de l'acide shikimique qui relie le métabolisme des hydrates de carbone à la biosynthèse des composés aromatiques chez les végétaux (Steinrücken et Amrhein, 1980). L'inhibition de l'EPSPS aura pour conséquence l'arrêt de la synthèse de 5-EPSPS et par conséquent de plusieurs acides aminés aromatiques indispensables au développement des végétaux (tryptophane, phénylalanine et tyrosine). Cette voie métabolique n'existe pas chez les insectes, les poissons, les oiseaux et les mammifères y compris l'homme, dont les acides aminés aromatiques lui sont fournis par l'alimentation.

IV-2. Présence dans l'environnement

Dans le sol : Les taux de glyphosate y sont difficiles à mesurer en raison du fait qu'il est adsorbé sur les particules du sol et difficile à extraire sans le dénaturer. La demi-vie du glyphosate (le temps nécessaire pour que 50 % des molécules de glyphosate soient dégradés) est, en conditions de laboratoire, d'environ 32 jours dans le sol (Monsanto, 1985 ; Tortensson 1985).

Dans l'eau : dans l'eau douce le glyphosate est soluble ($12 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ à $25 \text{ }^\circ\text{C}$); vu son importante adsorption par la phase solide du sol, le glyphosate est réputé peu mobile et à faible risque de

contamination des nappes. Une étude a détecté des taux de 200 à 300 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ de glyphosate peu après une pulvérisation directe dans de l'eau stagnante. Ce taux n'a été réduit que de moitié après trois semaines environ. La nature des bactéries présentes, la présence ou absence d'un biofilm important, la quantité d'Ultraviolets, la température (saison) et le pH jouent également un rôle dans la vitesse de dégradation du glyphosate dans l'eau ; La demi-vie du glyphosate est, en conditions de laboratoire, d'environ 3,3 jours dans l'eau (Monsanto, 1885 ; Tortensson 1885).

Dans l'air : La faible tension de vapeur du glyphosate le rend peu volatile, mais il peut être présent sous forme d'aérosol ou fixé sur des poussières issues de sol poudreux et sec traité. Il peut être en partie dégradé par photo-décomposition sous l'effet des Ultraviolets de la lumière solaire.

IV -3. Toxicologie de glyphosate et de ses sels

Le glyphosate est un herbicide systémique non spécifique très largement utilisé dans le monde, il a fait l'objet de nombreuses études toxicologiques expérimentales afin d'évaluer les risques potentiels que son utilisation pourrait entraîner. Ces évaluations approfondies ont permis d'établir que le glyphosate avait une toxicité très faible pour les mammifères (Alain Pelfrène, 2003).

La forme acide du glyphosate pénètre plus facilement au travers de la peau, elle est plus irritante pour les yeux, les muqueuses gastro-intestinale et respiratoire que les sels. Lors de l'administration par voie orale chez le rat, 30 à 36 % du glyphosate sont absorbés au niveau du tractus gastro-intestinal, le reste n'est pas absorbé et est retrouvé inchangé dans les matières fécales. Ainsi, les rats traités avec une faible dose de glyphosate excrètent environ 70 % dans les fèces et environ 12 % dans les urines au cours des premières 24 heures ; le glyphosate est faiblement métabolisé par les mammifères il a aussi un faible pouvoir de pénétration cutanée (Franz ; 1983, Howe et al., 1988, Wester et al. 1991).

a) Toxicité aiguë du glyphosate

Le glyphosate sous sa forme acide ou de sel possède une très faible toxicité aiguë, quels que soient la voie d'administration, l'espèce animale ou le véhicule considérés. Les résultats des nombreuses études disponibles sur différentes espèces animales montrent que la DL50 par voie orale de l'acide, des sels d'isopropylamine et d'ammonium chez le rat et la souris est de l'ordre de 5 000 mg/kg (Cuthbert 1989, Dreher 1994).

Enfin tous les avis exprimés ont été unanimes pour reconnaître la faible toxicité du glyphosate, tant du point de vue de la toxicité aiguë que des effets à court, moyen et long termes. En outre, l'absence de propriétés mutagènes, cancérigènes et d'effets sur les paramètres de la reproduction a été reconnue. Les seuls effets systémiques observés

expérimentalement sont des effets hépato-toxiques modérés notés aux très fortes doses (Pelfrène, 2003).

b) Toxicité du glyphosate pour les organismes aquatiques

Le glyphosate seul est peu efficace, car il n'adhère pas aux feuilles et les pénètre difficilement. Pour améliorer son adhésion on lui ajoute donc un tensioactif (ou surfactant) comme le **Chlorure de Benzalkonium**. Ces produits sont connus pour provoquer des mortalités cellulaires (par contact direct avec une cellule et des irritations). Ils sont néanmoins utilisés dans des produits médicaux comme les collyres: le Chlorure de Benzalkonium, très toxique pour les poissons ($CL_{50} = 280 \mu\text{g/L}$), très toxique pour les invertébrés aquatiques ($CL_{50} = 5,9 \mu\text{g ai/L}$), modérément toxique pour les oiseaux ($DL_{50} = 136 \text{ mg par kg de poids corporel}$), et légèrement toxique pour les mammifères ($DL_{50} = 430 \text{ mg/kg pc}$).

c) Ecotoxicité du glyphosate sur les communautés microbiennes aquatiques

Selon les services agricoles, le glyphosate commercialisé sous le nom « Herbasate » est l'un des herbicides les plus employés par les agriculteurs de la région de Jijel. Malgré le temps de demi-vie relativement court en milieu aquatique pour ce produit chimique, plusieurs auteurs mettent en évidence l'exposition régulière des organismes aquatiques à cet herbicide (Battaglinet *al.*, 2005 ; Kolpinet *al.*, 2006). La plupart des tests réalisés sur des microorganismes autotrophes ont mis en évidence la faible toxicité du glyphosate ; De plus, Sullivan *et al.* (1981) et Schaffer & Sebetich (2004) ont démontré que plusieurs algues pouvaient être stimulées par la présence de cet herbicide dans leur milieu.

IV -4. Mode d'action des herbicides sur les plant et sur les diatomées

Plusieurs procédés métaboliques des plantes sont inhibés par les herbicides et le photosystème II (PSII) est généralement la cible première de ces produits. Les ingrédients actifs de plusieurs herbicides agissent sur le photosystème II, un complexe protéique inséré dans la membrane des thylacoïdes et lié directement au phénomène de la photosynthèse.

D'autres cibles possibles il y'a [l'acétolactate synthase (ALS) et la protoporphyrinogène IX oxydase (PROTOX)] (Cole *et al.*, 2000). L'atrazine (un s-triazine), le DCMU (un phényl-urée)

ainsi que le bentazone (benzothiadiazine) sont des exemples d'herbicides affectant le PSII (Oettmeier et al., 1982; Geoffroy et al., 2002). L'atrazine (6-chloro-N-éthyl-N9-(1-méthyléthyl)-1,3,5-triazine-2,4,6-triamine) est un herbicide utilisé très couramment (Larson et al., 1999; Clark et Goolsby, 2000; Martin et al., 2003) qui contrôle les mauvaises herbes à feuilles larges dans les cultures de maïs et de sorgho.

Inhibition de la synthèse des acides aminés: De toutes les molécules agissant sur la synthèse des acides aminés, les sulfonilurées (nicosulfuron, chlorsulfuron, ...), apparues vers la fin des années 70, constituent la famille la plus diversifiée au sein des herbicides. Ces molécules systémiques migrent dans la plante pour inhiber une enzyme, l'acétolactate synthase, impliquée dans la synthèse des acides aminés ramifiés. D'autres molécules systémiques présentent le même site d'action comme le glyphosate (1971), herbicide très utilisé en agriculture du fait de sa biodégradation importante dans les sols.

Inhibition de la synthèse des lipides: La classification distingue les familles des Fops [diclofop-méthyl (1975)] et des Dimes - des anti-graminées foliaires inhibant une enzyme, l'acétyl-coenzyme A carboxylase - de celles des chloroacétamides [ou chloroacétanilides (1967)] et des thiocarbamates (1954) qui bloquent le développement des élongases. Les principaux sites d'action de ces dernières familles se situent dans les plastes et le réticulum endoplasmique. Les chloroacétamides regroupent des molécules systémiques préconisées pour le traitement des adventices déjà présentes lors du traitement alors que les thiocarbamates agissent par contact lors de la germination des adventices.

Perturbation de la photosynthèse : Parmi le très grand nombre de molécules développées autour de cette cible, les molécules perturbant le fonctionnement du photosystème II constituent le groupe le plus important. Deux familles se détachent les s-triazines [simazine (1956), atrazine, ...] et les urées substituées [diuron (1960), isoproturon, linuron, ...], toutes deux synthétisées dans les années 50-60. Les molécules de ces deux familles se lient avec la protéine D1 du photosystème II perturbant ainsi le transfert des électrons lors de la photosynthèse.

Perturbation de la régulation de l'auxine: Les herbicides « auxiniques » mêlent des substances anciennes [2,4-D, 2,4-MCPA (1942)], parmi les premiers herbicides synthétisés, avec des molécules plus récentes de la famille des acides picoliniques (1963) et des acides quinoléines carboxyliques (1990). Ils perturbent la régulation hormonale de la division et de l'élongation des cellules végétales.

Inhibition de la synthèse des caroténoïdes: Les caroténoïdes sont des pigments anti-oxydants efficaces pour neutraliser les radicaux libres responsables du stress oxydatif. Des

familles récentes de molécules sont apparues pour neutraliser l'effet protecteur de ces pigments comme les tricétones [sulcotrione (1993)] et la callistémonémésotrione (2000).

Perturbation de l'architecture intracellulaire: Certaines molécules affectent la formation des microtubules et des centrosomes impliqués dans la division et la structuration de la cellule. Parmi ces molécules, on trouve des substances actives de la famille des carbamates [carbétamides et chlorprophame (1945)] à laquelle appartiennent aussi des fongicides et insecticides. Une autre famille, les toluidines pendiméthales (196 apparue dans les années 60).

Chapitre II

I. Description générale des diatomées

I.1. Aspect morphologique

Les Bacillariophyta (diatomées) appartiennent à l'embranchement des algues brunes (Chromophytes), ce sont des micro-algues unicellulaires (de 2 μm à 1 mm), elles colonisent divers types de substrats dans des conditions et des milieux très différents, des eaux pures aux plus polluées. Enveloppées par un squelette externe siliceux nommé frustule. Elles peuvent vivre isolées ou en colonie, être libres ou fixées. Les formes pélagiques appartiennent au phytoplancton, les formes benthiques appartiennent au microphytobenthos. Les diatomées sont un constituant majeur du phytoplancton et jouent donc un rôle primordial dans la vie des hydrosystèmes, les diatomées sont à l'origine des réseaux trophiques (Kooistra et Medlin 1996).

I.2. Structure des diatomées

Les diatomées sont en grande majorité autotrophes, bien que quelques rares espèces aient développé des stratégies leur permettant de s'affranchir de l'énergie lumineuse (Hellebust et Lewin, 1977). Leurs pigments synthétiques, chlorophylles *a* etc et différents caroténoïdes, confèrent à leurs chloroplastes une couleur brun-jaune et leur assure un large spectre d'absorption de la lumière.

Le squelette en silice des diatomées est unique dans le domaine de la biologie; et formé de deux éléments appelés « thèques ». Ceux-ci s'emboîtent l'un dans l'autre pour former la frustule. Chaque thèque est elle-même composée de deux parties. Une partie horizontale, la valve et une partie verticale, le cingulum. La terminologie exacte veut que les éléments de la thèque supérieure, la plus grande, soient précédés du préfixe « épi ». On parlera donc d'épithèque, d'épivalve et d'épicingulum. Il en va de même pour la thèque inférieure, la plus petite, avec le préfixe « hypo ». On parlera donc ici d'hypothèque, d'hypovalve et d'hypocingulum voir figure 03 (Morin. S, 2006)

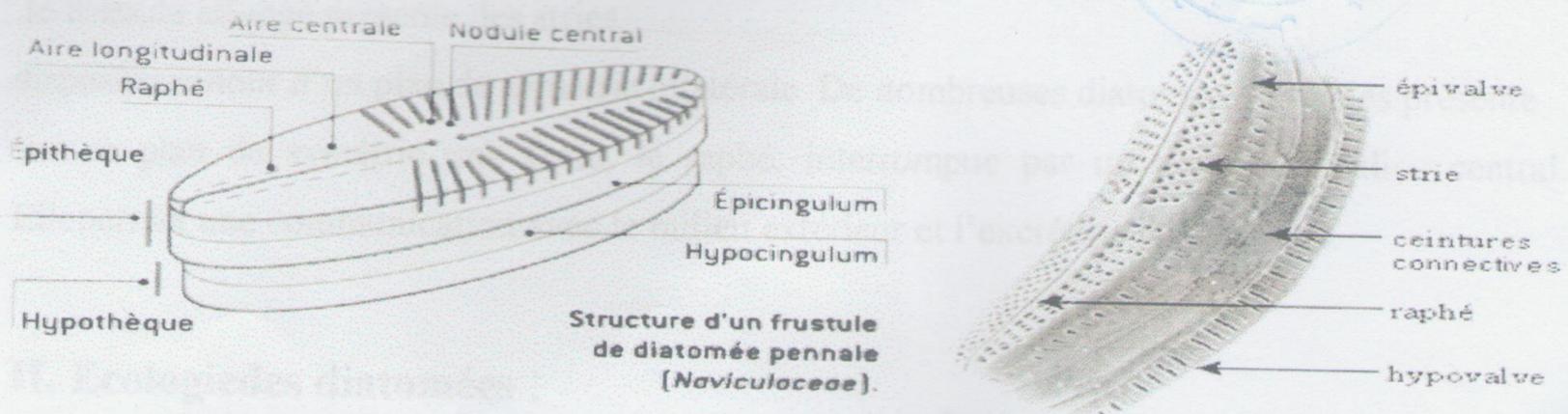


Figure 03. Structure morphologique d'une frustule de diatomée pennale (Morin.S, 2006)

I.3. Systématique

Les diatomées ou bacillariophycées appartiennent à la division des Heterokontophyta dans le règne des Protistes. Elles se distinguent des autres algues par certains de leurs pigments de la famille des xanthophylles (fucoxanthine, diatoxanthine, diadinoxanthine).

Elles contiennent aussi de la chlorophylle a et c ainsi que du β -carotène. La systématique se fonde sur l'ornementation et la forme des valves pour identifier entre elles les 100 000 espèces répertoriées (Van Den Hoek *et al.* 1995).

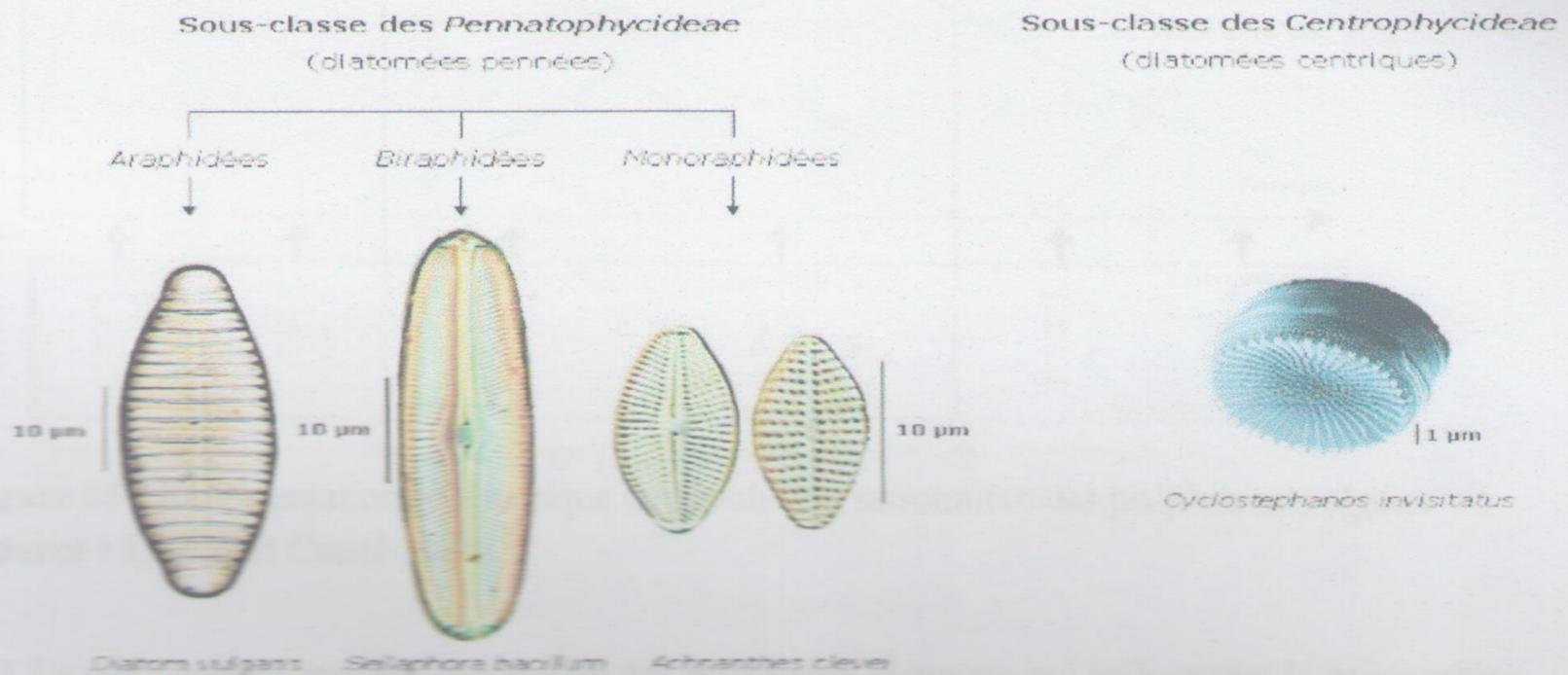


Figure 04: Représentation schématique de quelques espèces de diatomées (d'après Van Den Hoek *et al.* 1995)

On distingue deux grandes catégories de diatomées selon la géométrie de leur frustule :

- les diatomées centrales, à symétrie radiale : le frustule circulaire porte des stries, rayonnant depuis un point ou une aréole (qui n'est pas forcément situé au centre de la valve), ou une réticulation.
- les diatomées pennales, à symétrie bilatérale : le frustule allongé présente des stries disposées autour d'un plan de symétrie bilatérale. De nombreuses diatomées Pennales présente sur ce plan de symétrie une fente, le raphé, interrompue par un nodule de silice central. Elle permet une communication avec le milieu extérieur et l'excrétion de mucilage.

II. Ecologie des diatomées :

Les principaux facteurs qui influencent la structure, la biomasse et la distribution des communautés de diatomées sont le pH et la conductivité de l'eau, la concentration en nutriments

(N, P, Si); la lumière, la température, le substrat, le courant des eaux et les variations du niveau de l'eau. Pour cela et comme le montre le graphique ci-après la densité de population des diatomées et des autres algues varie en fonction des saisons de l'année.

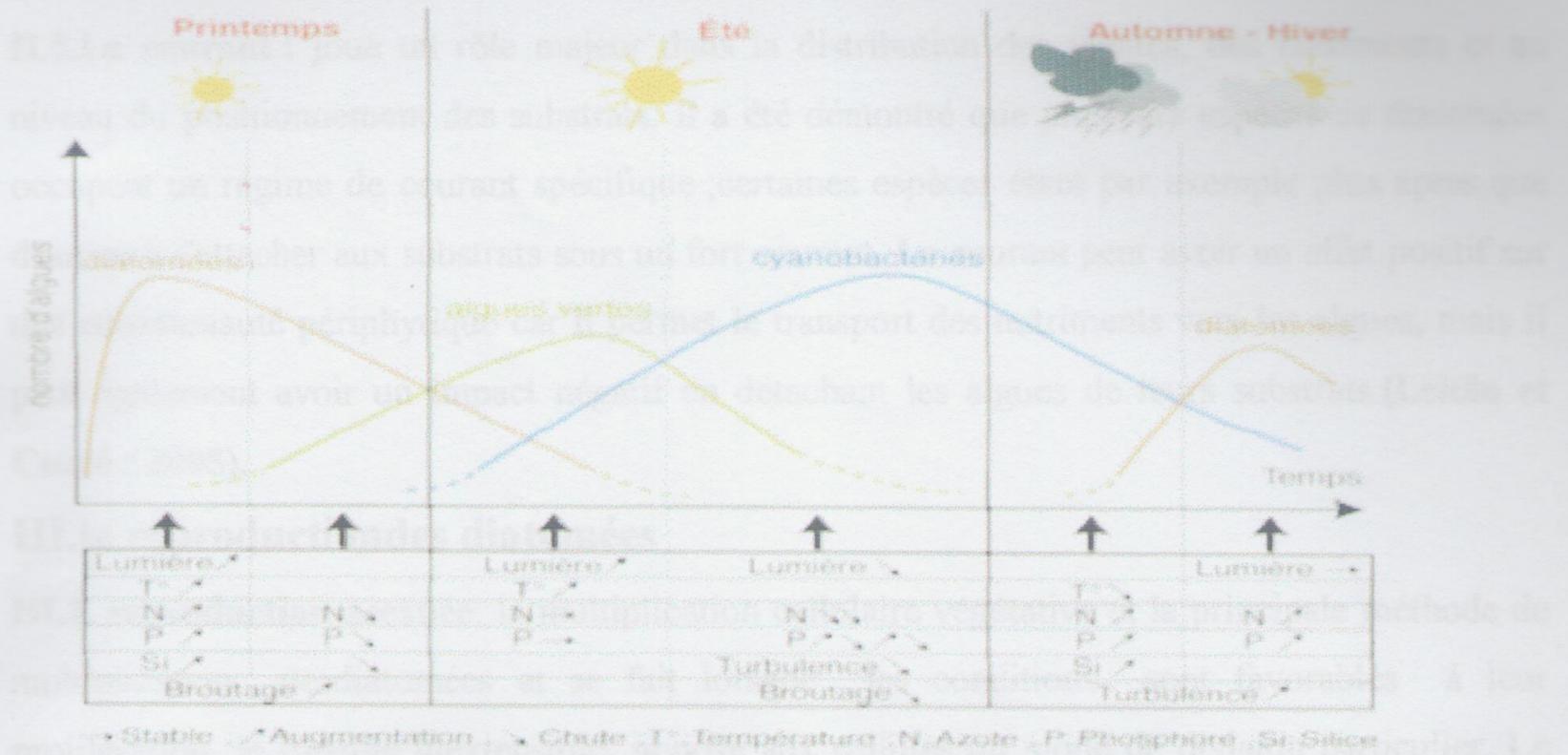


Figure 05 : Représentation schématique de l'évolution saisonnière des peuplements algaux (Source : Leitão et Couté 2005)

II.1. Le pH : ressort souvent comme un des principaux éléments qui influencent la composition et la distribution des espèces de diatomées. Il a été démontré que différentes espèces de diatomées toléraient un degré d'acidité spécifique fournissant ainsi des données intéressantes sur le niveau d'acidification d'un cours d'eau. Les diatomées répondent très rapidement à une acidification, mais que le retour à la normale nécessite un laps de temps plus long.

II.2. Les nutriments : Le phosphore, l'azote et la silice sont généralement les nutriments les plus critiques pour la croissance des diatomées, mais d'autres éléments chimiques peuvent limiter la croissance sous certaines conditions. Les algues ont souvent besoin de plus de nutriments lorsque la lumière et la température sont plus basses que l'optimum requis pour la croissance.

II.3. La lumière : est une variable fondamentale pour les algues benthiques car elle permet à ces organismes de faire de la photosynthèse, donc de transformer des composantes inorganiques en biomasse vivante. La lumière disponible influence la production du périphyton à la fois le long d'un gradient spatial de profondeur et selon la saison.

II.4. La température : L'effet de la température sur les réactions biochimiques en fait un des facteurs les plus importants qui affectent les communautés périphytiques des milieux lotiques et lenticles.

II.5. Le courant : joue un rôle majeur dans la distribution des plantes, des nutriments et au niveau du positionnement des substrats. Il a été démontré que plusieurs espèces de diatomées occupent un régime de courant spécifique ; certaines espèces étant par exemple plus aptes que d'autres à s'attacher aux substrats sous un fort courant. Le courant peut avoir un effet positif sur une communauté périphytique car il permet le transport des nutriments vers les algues, mais il peut également avoir un impact négatif en détachant les algues de leurs substrats. (Leitão et Couté ; 2005).

III. la reproduction des diatomées

III.1. reproduction asexuée : la multiplication cellulaire végétative et la principale méthode de multiplication des diatomées et se fait lorsque les conditions sont favorables à leur prolifération. Le frustule inextensible, impose aux cellules un mode de division particulier. Le noyau se divise et chaque nouveau noyau entraîne une des valves de la paroi. Chaque partie reconstruit l'autre frustule à l'intérieur de cellule existante.

III.2. reproduction sexuée : la reproduction intervient entre les deux diatomées afin de générer des individus de taille normale, et rétablir la taille de l'espèce. Les cellules se transforment en gamètes. Le processus est complexe et diffère chez les diatomées centrales et pennées.

* chez les diatomées centrales : les gamètes mâles sont munis d'un flagelle avec lequel ils s'introduisent dans les diatomées à gamètes femelles : on parle d'une oogamie.

* chez les diatomées pennées : il y a d'abord adhésion de deux diatomées, facilitée par un mucilage, chacun évolue alors en un ou deux gamètes actifs (mâle sans flagelle) ou passifs (femelles) qui fusionnent ensuite ; c'est une isogamie, dans les deux cas, l'œuf résultant de la fusion des gamètes appelé "auxospores", s'entoure d'une épaisse paroi mucilagineuse et grossit considérablement avant de sécréter un frustule et donc devenir une nouvelle diatomée de grande taille. (Round et al. 1990)

cycle de silicium

- Les diatomées d'eau douce sont des indicateurs de qualité des eaux : des eaux de bonne qualité et des eaux de qualité médiocre ne présenteront pas les mêmes associations d'espèces.

- L'accumulation des diatomées produit une roche légère, poreuse et friable, la diatomite. Cette roche est exploitée industriellement comme abrasif léger (dans les dentifrices par exemple).

- La production mondiale actuelle de diatomite s'élève à 1,8 Mt an⁻¹.

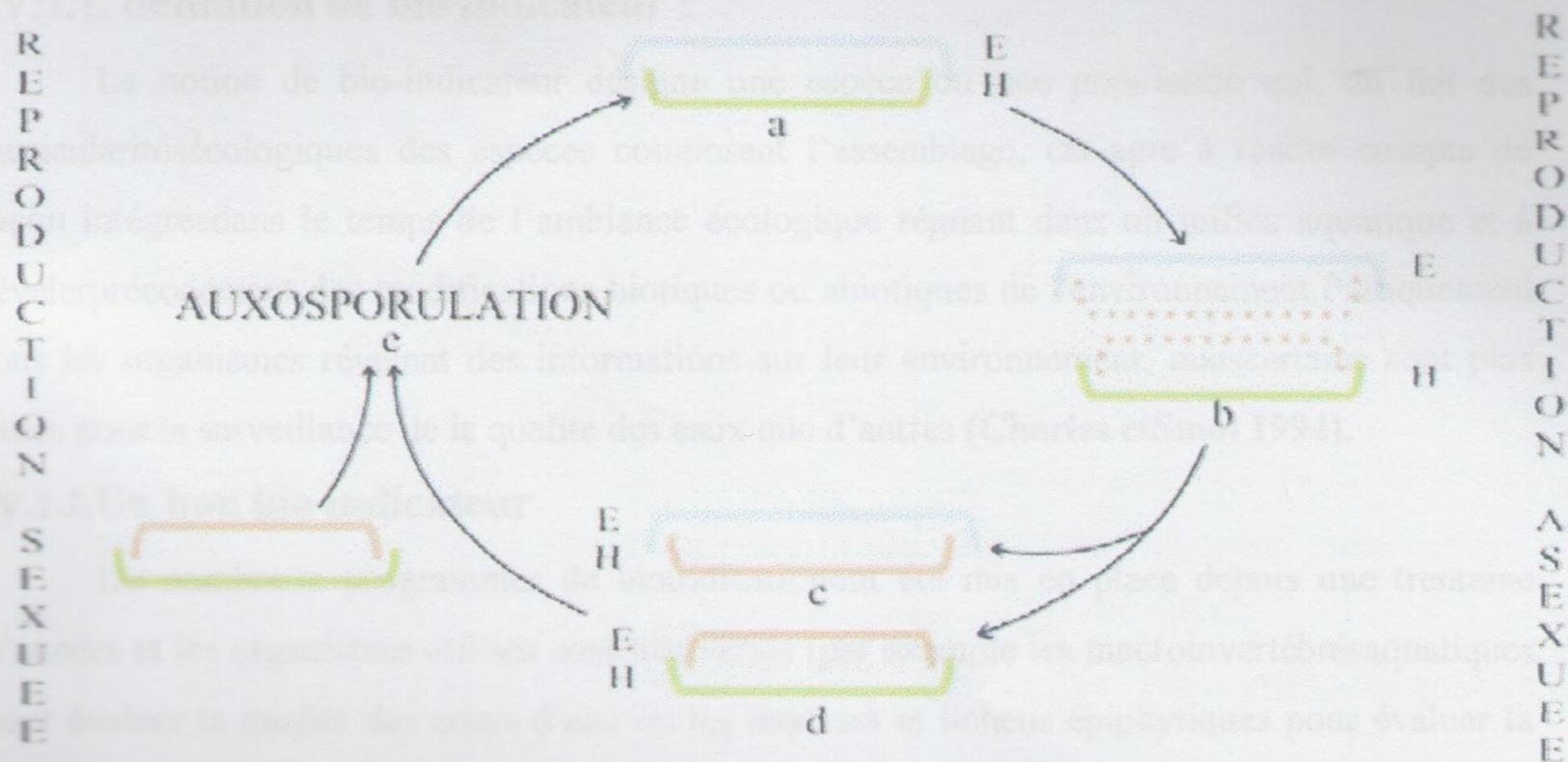


Figure 06 : Cycle de reproduction des diatomées - seules les valves sont représentées (d'après Round *et al.* 1990).

IV. Intérêts scientifiques et pratiques des diatomées

Certaines espèces de diatomées sont des fossiles stratigraphiques intéressants. Leur abondance et leur aire de répartition large permet d'effectuer des corrélations stratigraphiques entre des régions éloignées.

- Les diatomées sont très utilisées pour les reconstitutions paléo-environnementales et paléo océanographiques.
- Les diatomées constituant une part importante du phytoplancton, elles contribuent largement à la fixation de dioxyde de carbone atmosphérique, et donc au cycle du carbone, ainsi qu'au cycle du silicium.
- Les diatomées d'eaux douces sont des indicateurs de qualité des eaux : des eaux de bonne qualité et des eaux de qualité médiocre ne présenteront pas les mêmes associations d'espèces.
- L'accumulation des diatomées produit une roche légère, poreuse et friable, la diatomite. Cette roche est exploitée industriellement comme abrasif léger (dans les dentrifrices par exemple),
- La production mondiale actuelle de diatomite s'élève à 1,8 Mt.an⁻¹.

IV.1. Utilisation des diatomées comme bio-indicateurs de la qualité des eaux.

IV.1.1. définition de bio indicateur :

La notion de bio-indicateur désigne une espèce ou une population qui, du fait des particularités écologiques des espèces composant l'assemblage, est apte à rendre compte de façon intégrée dans le temps de l'ambiance écologique régnant dans un milieu aquatique et à révéler précocement des modifications biotiques ou abiotiques de l'environnement. Pratiquement tous les organismes révèlent des informations sur leur environnement, mais certains sont plus utiles pour la surveillance de la qualité des eaux que d'autres (Charles et Smol 1994).

IV.1.2. Un bon bio indicateur

De nombreux programmes de bioindication ont été mis en place depuis une trentaine d'années et les organismes utilisés sont très variés (par exemple les macroinvertébrés aquatiques pour évaluer la qualité des cours d'eau ou les mousses et lichens épiphytiques pour évaluer la pollution atmosphérique). Pour permettre une évaluation rigoureuse, les bioindicateurs doivent présenter un ensemble de caractéristiques, dont la plupart sont réunies chez les diatomées :

- **Cosmopolitisme** : les bioindicateurs doivent avoir la plus large répartition géographique possible. Les diatomées sont présentes dans quasiment tous les milieux aquatiques et terrestres humides.
- **Forte abondance** : cela permet un échantillonnage fiable, en nombre suffisant, d'individus de chacun des milieux que l'on souhaite évaluer. Les diatomées, en tant que micro-organismes ont la capacité de former des vastes populations sur des surfaces réduites.
- **Immobilité** : les organismes sont d'autant plus indicatifs des conditions du milieu qu'ils sont fixes et doivent les subir sans avoir la possibilité d'émigrer. Il existe des diatomées mobiles, mais elles ne se déplacent qu'à une échelle extrêmement réduite. Malgré tout, les phénomènes d'immigration passive de diatomées vivantes ou mortes depuis l'amont d'une station peuvent perturber la description des conditions environnementales. Pour limiter la présence de cellules mortes dans les échantillons, ce sont les zones lotiques (à courant fort) des cours d'eau qui sont prélevées, car le dépôt de matières en suspension (y compris de diatomées mortes) y est moindre. Les diatomées ont un cycle de vie particulièrement simple et court, qui se traduit par une réponse rapide aux variations environnementales du milieu.

En revanche, elles présentent une forte variabilité saisonnière, et la plupart des programmes de bioindication ne concernent qu'une seule saison pour minimiser l'influence de cette variabilité. Notons que les organismes biologiques sans fluctuations saisonnières sont tout de même largement minoritaires.

- **Capacité de survie au laboratoire :** Cela permet de tester expérimentalement l'impact des pollutions. Les cultures multispécifiques de diatomées sont difficiles à mettre en place, et présentent souvent un nombre d'espèces inférieur à celui trouvé à l'état naturel. Malgré tout, de tels tests expérimentaux sont utilisés (Lange et al., 2011), notamment pour mesurer l'effet des substances toxiques sur le fonctionnement biologique des diatomées (Morin et al., sous presse).
- **Organismes clés de l'écosystème :** Si l'organisme a un rôle important dans l'écosystème, son utilisation en tant que bioindicateur permettra de comprendre l'effet des éventuelles perturbations sur l'ensemble de celui-ci. Les diatomées sont des producteurs primaires, à la base de la chaîne trophique des cours d'eau, ce qui leur confère une importance toute particulière. Les diatomées sont donc des bioindicateurs privilégiés, et sont ainsi largement utilisées dans différents programmes de biosurveillance (Indice Biologique Diatomées : IBD).

En conclusion les communautés de diatomées présentent donc ces nombreuses qualités pour être utilisées en tant que bio indicateurs des milieux aquatiques. (Charles et Smol ; 1994).

Chapitre I : Matériels et méthodes

I-Description du site :

Comme toutes les régions du littoral algérien, la Wilaya de Jijel bénéficie d'un climat tempéré avec un hiver doux caractéristique des zones méditerranéennes et d'une pluviométrie de l'ordre de 1 200 mm/an. Elle est parmi les régions les plus arrosées d'Algérie. Elle est caractérisée par un relief montagneux très accidenté. Les montagnes occupent 82% de la superficie totale.

On distingue principalement deux régions physiques : Les zones de plaines côtières et les zones de montagnes ; sillonnée par un réseau hydrographique important, représenté par des Oueds à écoulement exoréique qui drainent les bassins versants et viennent se jeter à la mer Méditerranée ; parmi ces cours d'eau on a l'Oued Mencha et la retenue collinaire d'Elouana, qui ont fait l'objet de notre échantillonnage voir figure (7)

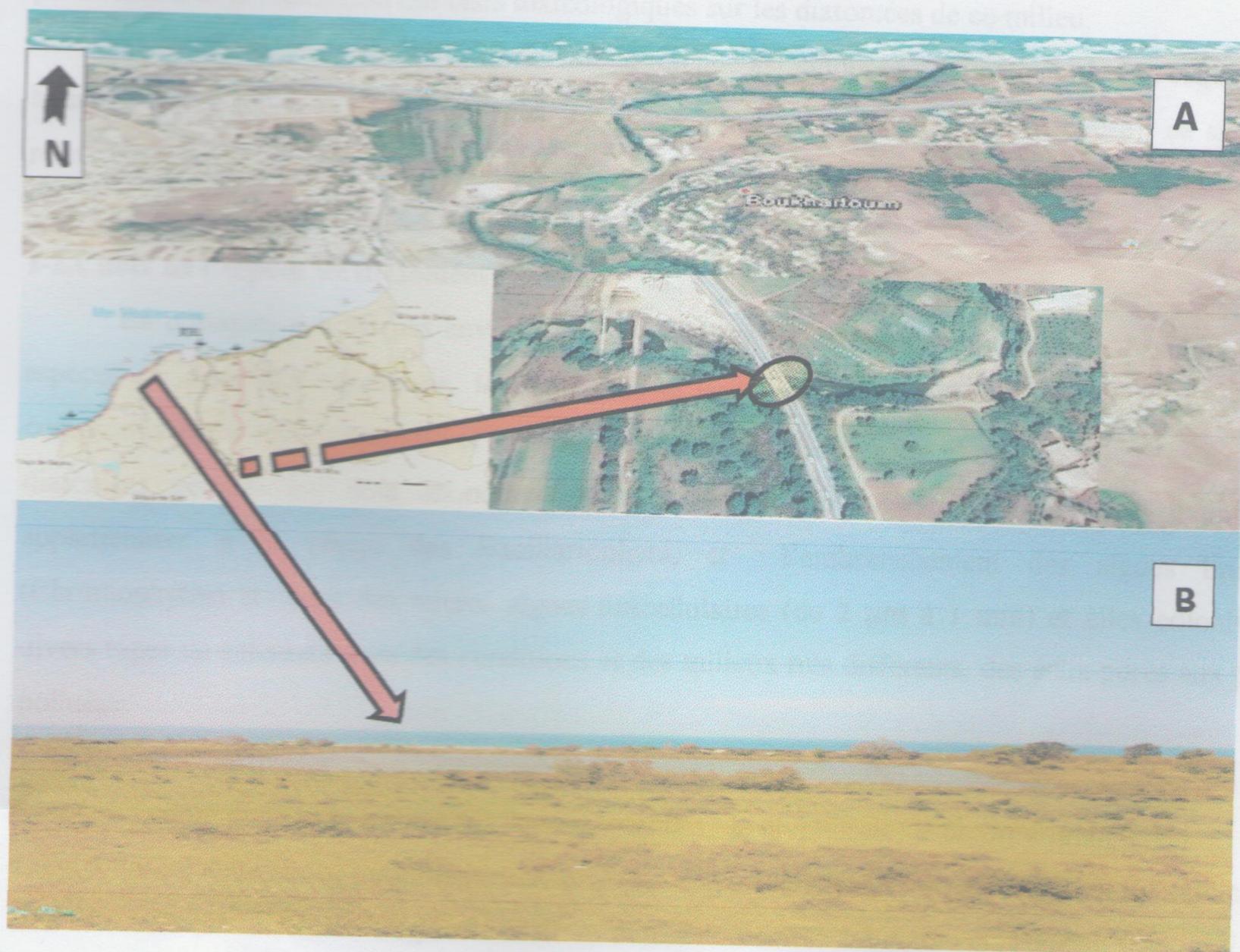


Figure07: Stations de prélèvement d'échantillons d'eau : Oued Mencha(A),retenue collinaire (B), le zoom sur image Google Earth (31/07/2013), coordonnées géographiques(36°47'20''N-5°48'50''E).

Oued Mencha est un cours d'eau de faible débit surtout en période d'étiage, il prend sa naissance dans les hauteurs de Texanna ; après avoir traversé des plaines où il y'a des activités agricoles et des agglomérations urbaines (Kaos et Beni-Ahmed), il se jette à la mer Méditerranée.

La retenue collinaire d'El-Ouana réalisée dans le programme sectoriel de l'année 1986, avec une capacité de rétention de 75000 m³ nécessaire pour irriguer une superficie de 40ha, elle est au pied d'un bassin versant de superficie 2 km² ; la hauteur du digue est de 8,50m, avec volume régularisable de 0.3572 hm³ (Services agricoles de Jijel).

I-1.Choix des stations d'échantillonnage

Nos stations de prélèvement d'échantillon d'eau qu'elles sont représentées sur la figure(07), sont ornées par une végétation ripisylve comme le tamarix et le peuplier blanc ; et une végétation herbacée qui indique l'état eutrophie du milieu Oued Mencha. Cette état des lieux n'est rien autre que la résultante de toutes les activités anthropiques en amont de la station (rejets domestiques, épandage des pesticides et engrais sur des terres agricoles) ce qui justifie le choix de station pour prélèvement et la réalisation des tests toxicologiques sur les diatomées de ce milieu.

Pour la deuxième station d'El-Ouana, la retenue est entourée par une ceinture de végétation hydrophétique, représentée par le typha. Les eaux sont de bonne qualité (eau claire), ce site est relativement peu exposé à la pollution, vu la faible activité en amont et une utilisation moins conséquente des pesticides dans le bassin versant.

I-2.Choix de l'espèce de diatomées

En pratique, il n'est pas envisageable de réaliser des expérimentations sur l'ensemble des espèces et, dans ces conditions, le choix des espèces considérées ne peut résulter que d'un compromis entre représentativité et faisabilité, pour cette raison notre choix s'est focalisé sur les diatomées pénales qui sont abondantes dans les échantillons d'eau. En outre les diatomées appartiennent à la classe des Bacillariophyta, et l'embranchement des algues brunes (Chromophytes) et sont des micro- algues unicellulaires (de 2 µm à 1 mm) et elles colonisent divers types de substrats dans des conditions et des milieux très différents, des eaux pures aux plus polluées.

I-3.Choix des pesticides

Le choix de l'étude a porté sur deux substances : le glyphosate, le chlorpyrifos-éthyl. Le glyphosate a été choisi parmi les autres produits phytosanitaires en raison qu'il est un herbicide non sélectif très utilisé dans l'agriculture et les autres domaines. La deuxième substance est utilisée comme insecticide chlorpyrifos-éthyl (formulation Pyrical 480) qui est utilisé comme moyen de protection contre les insectes dans l'agriculture.

Partie II : Partie expérimentale

Nous avons aussi effectué un test du mélange des deux produits, pour voir l'effet antagoniste et/ou synergique des deux produits qui peuvent coexister ensemble dans la nature et dans le même milieu

II-Méthode de prélèvement des échantillons

Pour le prélèvement des échantillons et la réalisation de l'essai, nous avons utilisé le matériel suivant : Récipient + Brosse à dents + Microscope caméra + cellule de Malassez + les bichers + les Erlenmeyers de 250 ml + Pipette jaugée +Lamelles + Micropipette de 20 ml + Bain-Marie équipé d'agitateur + Lugol + Eau distillée + Lompe blanche.

Notre échantillonnage des diatomées s'est déroulé selon les étapes suivantes. D'abord prélevons un galet relativement gros et plat immergé dans l'eau (Fig. 08. A), on remarque le biofilm brun qui recouvre le galet cette couche de biofilm est associée à une forte abondance de diatomées. Le galet est placé dans un récipient et on frotte la surface par une brosse à dent afin de récolter le biofilm brun et on verse de l'eau pour faciliter le nettoyage pour l'échantillonnage de diatomées seulement la face supérieure de caillou et brosse (Fig. 08. B). Une fois la surface de galet bien brossée un dernier rinçage a été effectué afin de s'assurer de la récolte de tout le biofilm contenant les diatomées. Les diatomées se trouvant dans l'eau brune sont recueillies dans un récipient (Fig. 08.C).



Figure 08 : Méthode d'échantillonnage des diatomées

II-1. Déroulement de l'essai

L'étude expérimentale a été réalisée afin d'appréhender, en conditions contrôlées, les effets des deux pesticides choisis (le glyphosate et le chlorpyrifos) sur les communautés de diatomées naturelles issues de ce cours d'eau (Oued Mencha) et la retenue collinaire (Elouana). Pour chacune des molécules choisies, les expériences ont été menées à partir d'une exposition à des dilutions théoriques des produits tels qu'ils sont commercialisés, et un mélange des deux produits : (sans dilution ; C1=1/10, C2= 1/100, C3=1/1000).

Partie II : Partie expérimentale

• Après prélèvement de l'échantillon (méthodes déjà citée ci-dessus) , on a réalisé des préparations :

- Témoins.
- Diatomée – herbicide.
- Diatomée – insecticide.
- Diatomée – Combinaison (herbicide – insecticide) .

1)Témoin : Dans un erlenmeyer, on a mis 250 ml de l'échantillon (la diatomée prélevée).

2)Préparation diatomée – herbicide et diatomée-insecticide :

On a utilisé l'herbicide « Herbasate » et l'insecticide « Pyrical 480 ».

2)-1- Préparation des dilutions :

*Les deux produits cités précédemment (Herbicide et Pyrical 480) ont été utilisés successivement :

_ Dilution 1/10 : 1 ml de l'insecticide ou de l'herbicide utilisé avec 9 ml de l'eau distillée stérile.

_ Dilution 1/100 : 1 ml de produit (insecticide ou herbicide) avec 99 ml de EDS.

_ Dilution 1/1000 : 1 ml du produit avec 999 ml de EDS.

2)-2- préparation des mélanges : (diatomée-herbicide et diatomée-insecticide)

On a utilisé deux séries à 04 erlenmeyer pour chacune :

_ 04 erlenmeyer pour la préparation diatomée-herbicide.

_ 04 erlenmeyer pour les préparations diatomée- insecticide.

• Première série : Diatomée- herbicide

1° Erlenmeyer : On a additionné 1 ml de l'herbicide « Herbasate pure » à 250 ml de l'échantillon.

2° Erlenmeyer : On a ajouté 10 ml de l'Herbasate(diluée 1/10) à 250 ml de l'échantillon.

3° Erlenmeyer : On a ajoutée 10 ml de l'Herbasate(diluée 1/100) à 250 ml de l'échantillon.

4° Erlenmeyer : On a ajoutée 10 ml de l'Herbasate (diluée 1/1000) à 250 ml de l'échantillon.

• Deuxième série : Diatomée-insecticides

1° Erlenmeyer : cet erlenmeyer contient 1 ml de solution pure de Pyrical 480 avec 250 ml de l'échantillon.

2° Erlenmeyer : Dans cet erlenmeyer on a mélangé 10 ml (diluée 1/10) du Pyrical 480 avec 250 ml de l'échantillon (Diatomée).

3° Erlenmeyer : 10 ml du Pyrical 480 (diluée 1/100) ont été additionnés à 250 ml de l'échantillon.

4° Erlenmeyer : L'ajout de 10 ml du Pyrical (diluée 1/1000) à 250 ml de l'échantillon aura lieu dans ce cas-là.

Partie II : Partie expérimentale

3) préparation Diatomée-Combinaison : (herbicide+ insecticide)

3)-1-Préparation du mélange et des diluée : (herbicide+ insecticide)

Dans un bécher on a mélangé 02 ml de la solution pure de l'Herbasate et 02 ml de la solution pure de Pyrical 480.

Ces 04 ml du mélange ont été utilisé comme solution :

- 1 ml du mélange comme solution pure.
- 1 ml du mélange a subit une dilution 1/10°.
- 1 ml du mélange (Herbasate -Pyrical 480) à subit une dilution 1/100°.
- 1 ml du mélange à subit une dilution 1/1000°.

Après l'étape du mélange pure et dilué des deux pesticides, l'étape de la réalisation des mélanges diatomée- connaissances aura lieu.

1° Erlenmeyer : Contient 250 ml de l'échantillon avec 1 ml du mélange (Herbasate-Pyrical 480) pure.

2° Erlenmeyer : Contient 250 ml de l'échantillon avec 10 ml de la combinaison (HerbasatePyrical 480) diluée 1/10°.

3° Erlenmeyer : Contient 250 ml de l'échantillon avec 10 ml de la combinaison (HerbasatePyrical 480) diluée 1/100°.

4° Erlenmeyer : Contient 250 ml de l'échantillon avec 10 ml de la combinaison (HerbasatePyrical 480) diluée 1/1000°.

Des Erlenmeyers de 250 ml contenant 200ml d'eau de l'échantillon avec des diatomées en suspension , ont servi demicrocosmes(Fig. 08). Un microcosme, non contaminé (témoin), a ainsi été constitué et les polluants ont été ajoutés dans les autres microcosmes à la concentration théorique finale. Les microcosmes ont été placés dans un bain-marie réglé doté d'un agitateur à une température 25°C proche de celle mesurée *in situ* lors des prélèvements des échantillons.



Figure 09 : Des Erlenmeyers de 250 ml contenant 200ml d'eau de l'échantillon avec des diatomées en suspension, ont servi de microcosmes

L'éclairage, d'intensité constante (environ 4000 lux), a été assuré par une lampe néons serpentin "lumière du jour" qui délivrent une lumière blanche couvrant l'essentiel du spectre visible. Le suivi des effets toxique de chaque produit a été fait chaque 24 h, par observation microscopique. Les cellules algales, préalablement fixées au Lugol sur cellule de Malassez, l'observation et l'estimation de la concentration cellulaire ont été réalisées sous microscope photonique de marque Olympus, avec l'objectif 40x10 et 100x10 et le microscope à caméra.

II-2. Analyse statistique

Nous avons utilisé le test de Kruskal-Wallis à K échantillon. IL s'agit d'un test non paramétrique pour comparer plusieurs échantillons indépendants. C'est un test équivalent à l'ANOVA à un facteur (pour échantillons indépendants). Nous avons utilisé le logiciel XLSTAT pour l'analyse de nos résultats.

Chapitre II : Résultat et discussion

I-Résultat

I-1.Observation microscopique : l'observation microscopique nous a permis d'enregistrer la prédominance des diatomées pennées(Fig10)dans l'ensemble des deux sites d'échantillonnage, ces espèces ont fait l'objet de définir les effets de certains pesticides sur la croissance des algues unicellulaires cas des diatomées.

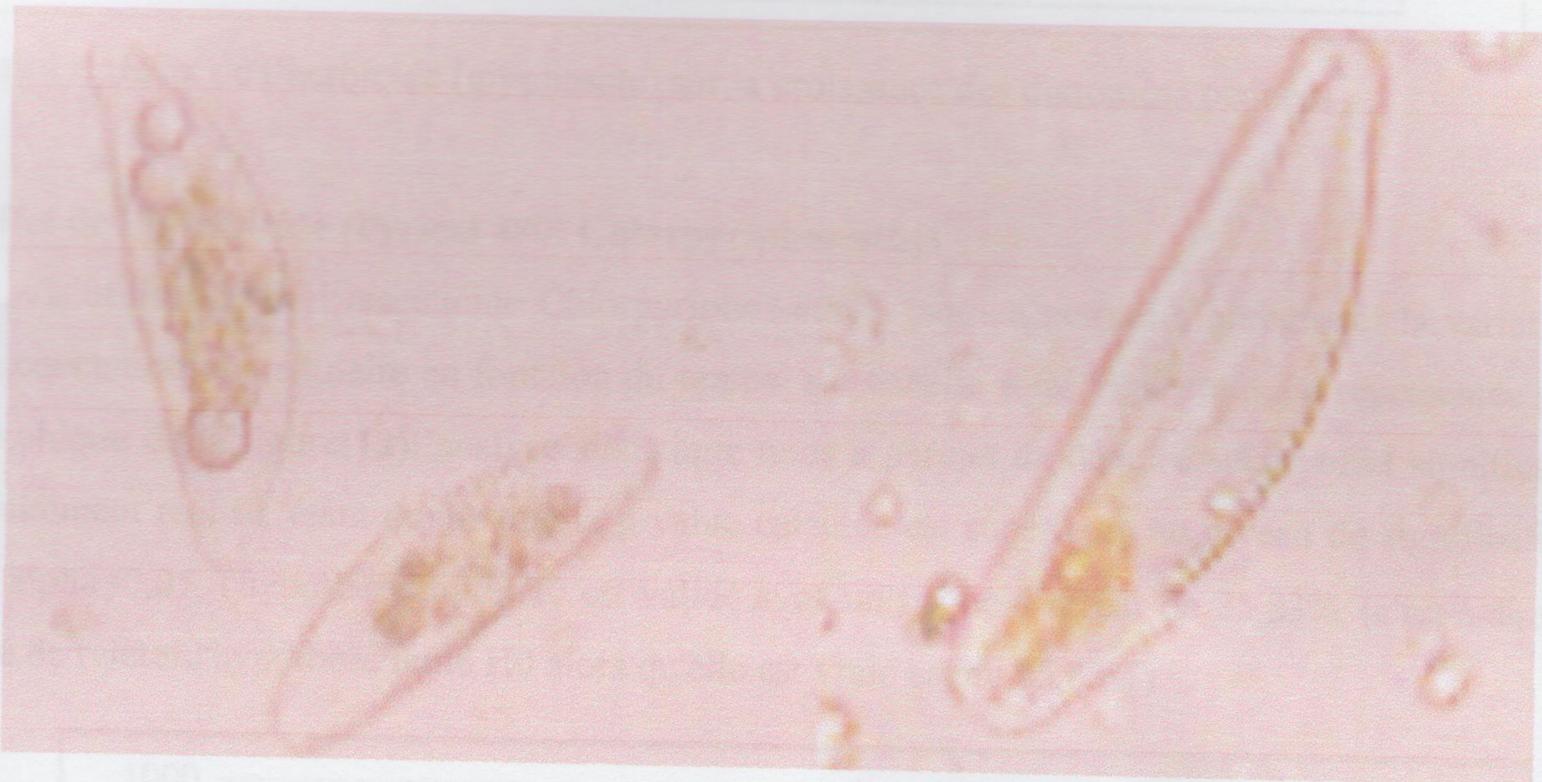


Figure 10 : Diatomées pennées sous microscope à caméra OLYMPUS (Grossissement40x10).

I-2.Site de OuedMencha

1-Effet de l'Herbicide (Herbasate 380 g/l) :

L'utilisation de l'herbicide glyphosate nous a permet d'enregistrer la variation de la concentration cellulaire en fonction du temps sur échelle semi logarithmique représentée par le graphique de la figure 11 l'analyse statistique nous a permet de déduire aucun effet significatif du traitement réalisé, étant donné que la p-value calculée est supérieure au niveau de signification seuil $\alpha=0,05$, l'hypothèse nulle H_0 est validé avec un risque d'erreur de 7,82%, (c'est-à-dire le risque de rejeter l'hypothèse nulle H_0 alors qu'elle est vraie est de 7,82%).

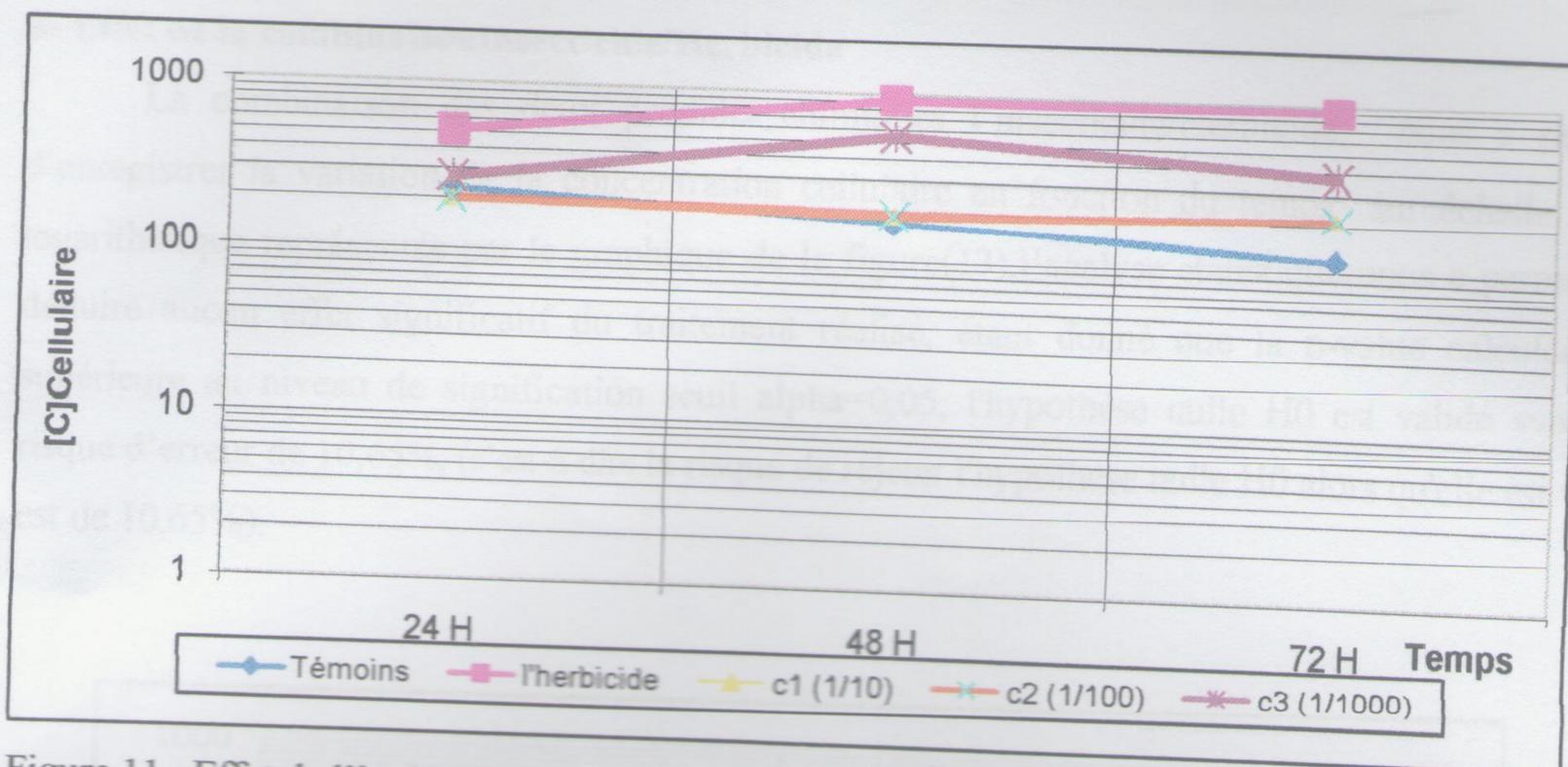


Figure 11 : Effet de l'herbicide (glyphosate) sur la croissance des diatomées pennées

2- Effet de l'insecticide (Pyricol 480) Chlorpyriphos-ethyl

L'utilisation de l'insecticide Chlorpyriphos-ethyl, nous a permis d'enregistrer la variation de la concentration cellulaire en fonction du temps sur échelle semi logarithmique représentée par le graphique de la figure(12) l'analyse statistique nous a permis de déduire aucun effet significatif du traitement réalisé, étant donné que la p-value calculée est supérieure au niveau de signification seuil $\alpha=0,05$, l'hypothèse nulle H_0 est validée avec un risque d'erreur de 25,83%, (c'est-à-dire le risque de rejeter l'hypothèse nulle H_0 alors qu'elle est vraie est de 25,83%).

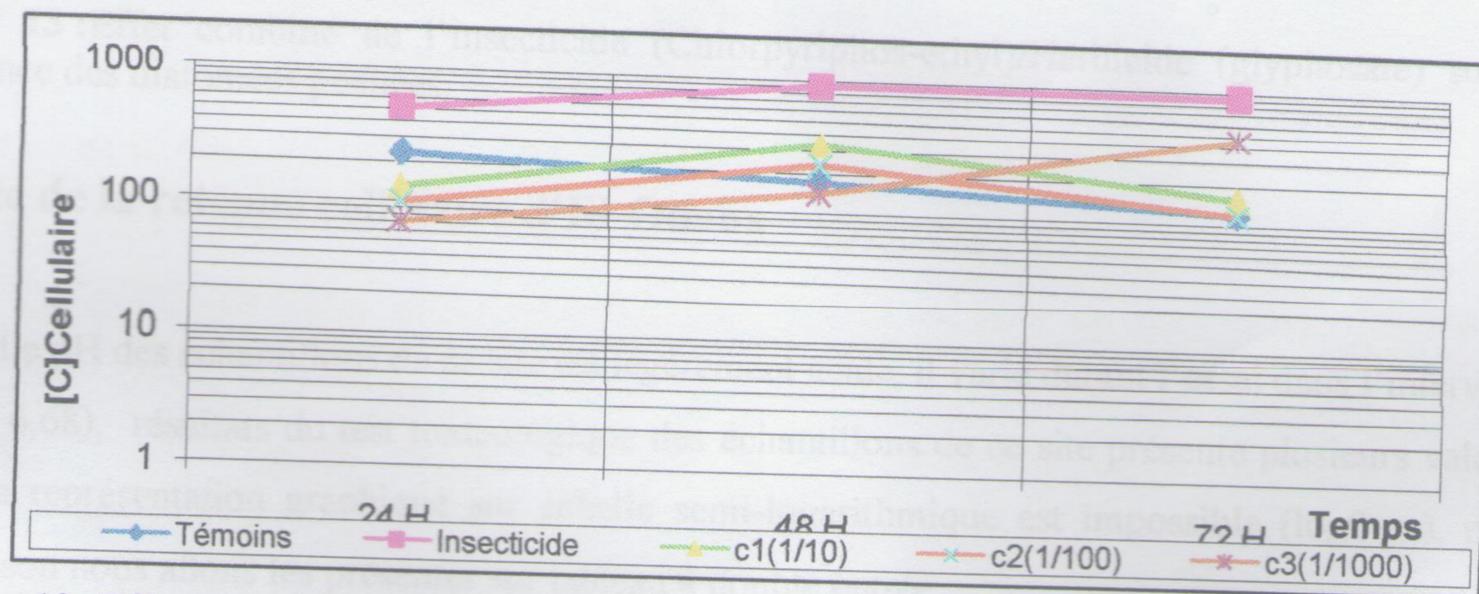


Figure 12 : Effet de l'insecticide (Chlorpyriphos-ethyl) sur la croissance des diatomées pennées

3- Effet de la combinaison Insecticide/Herbicide

La combinaison des deux produits chimiques l'insecticide/Herbicide, nous a permis d'enregistrer la variation de la concentration cellulaire en fonction du temps sur échelle semi logarithmique représentée par le graphique de la figure(13), l'analyse statistique nous a permis de déduire aucun effet significatif du traitement réalisé, étant donné que la p-value calculée est supérieure au niveau de signification seuil $\alpha=0,05$, l'hypothèse nulle H_0 est validée avec un risque d'erreur de 10,65%, (c'est-à-dire le risque de rejeter l'hypothèse nulle H_0 alors qu'elle est vraie est de 10,65%).

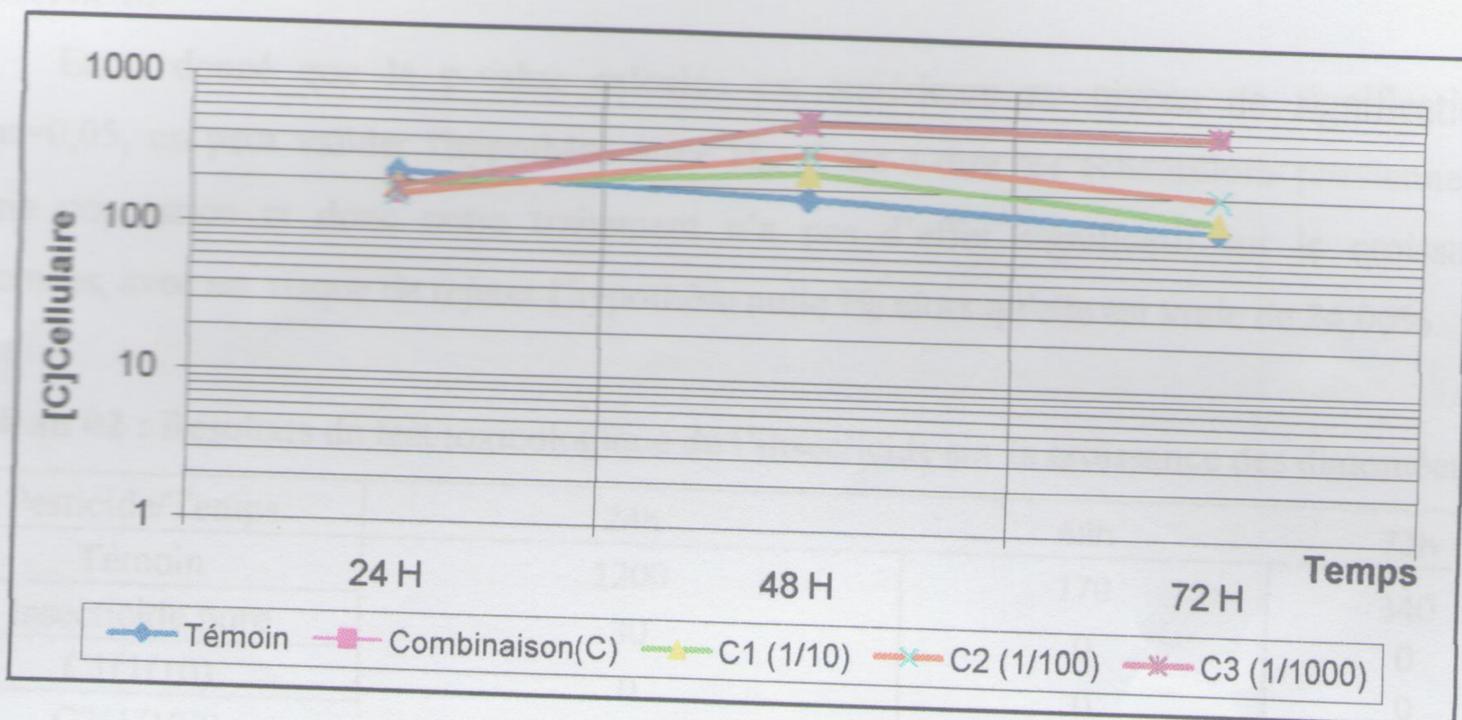


Figure 13 : Effet combiné de l'insecticide (Chlorpyrifos-ethyl)/Herbicide (glyphosate) sur la croissance des diatomées pennées.

I-3. Site de la retenue collinaire d'El-Ouana

Le pH des échantillons de ce site est légèrement acide, il varie durant l'essai dans l'intervalle (5,95 – 6,68), résultats du test toxicologique des échantillons de ce site présente plusieurs valeurs nulle, la représentation graphique sur échelle semi-logarithmique est impossible ($\log 0 = \infty$), pour cette raison nous allons les présenter sur tableau à double entrée.

1) L'herbicide

D'un point de vue statistique, étant donné que la p-value calculée est inférieure au niveau de signification $\alpha=0,05$, on doit rejeter l'hypothèse nulle H_0 , et retenir l'hypothèse alternative H_1 , avec un risque de rejeter l'hypothèse nulle H_0 alors qu'elle est vraie est inférieur à 2,77%. C'est-à-

Partie II : Partie expérimentale

dire que ce test présente un effet inhibiteur et la croissance des populations de diatomées représentées dans le tableau ci-après.

Tableau 01 : Résultats du test toxicologique de l'herbicide Glyphosate sur la croissance des diatomées

Pesticide/Temps	24h	48h	72h
Témoin	1200	170	340
Herbicide pure	1320	1420	100
C1(1/10)	820	790	0
C2(1/100)	710	1220	0
C3 (1/1000)	1560	520	520

2) Insecticide

Etant donné que la p-value calculée est supérieure au niveau de signification seuil $\alpha=0,05$, on peut valider l'hypothèse nulle H_0 . C'est-à-dire les échantillons proviennent d'une même population et donc notre traitement n'a pas d'effet significatif sur la croissance des diatomées, avec un risque de rejeter l'hypothèse nulle H_0 alors qu'elle est vraie de 24,06%.

Tableau 02 : Résultats du test toxicologique de l'insecticide sur la croissance des diatomées

Pesticide/Temps	24h	48h	72h
Témoin	1200	170	340
Insecticide pure	30	0	0
C1(1/10)	0	0	0
C2(1/100)	0	120	0
C3 (1/1000)	0	100	0

3) Combinaison (Herbicide/Insecticide)

La p-value calculée est supérieure au niveau de signification seuil $\alpha=0,05$, on peut valider l'hypothèse nulle H_0 , avec risque de rejeter l'hypothèse nulle H_0 alors qu'elle est vraie de 24,06%. Le traitement envisagé n'a pas d'effet significatif sur la croissance des diatomées.

Tableau 03 : Résultats du test toxicologique de la combinaison Glyphosate/Pyricol sur la croissance des diatomées

Pesticide/Temps	24h	48h	72h
Témoin	1200	170	340
combinaison	0	0	100
C1(1/10)	0	0	30
C2(1/100)	0	220	660
C3 (1/1000)	0	100	0

Partie II : Partie expérimentale

Chapitre II : Discussion

Discussion

Le glyphosate est un herbicide de la famille des amino-phosphonates (Acta, 2010). De formule $C_3H_8NO_5P$, cette substance se présente sous la forme d'un solide cristallin incolore non volatil soluble dans l'eau : 10 g.L^{-1} à 25°C (Acta, 2010). Selon cette même source, cet herbicide est efficace sur pratiquement toutes les mauvaises herbes annuelles ou vivaces et n'est pas sélectif des cultures. Il agit par blocage de la biosynthèse des acides aminés aromatiques.

Pour le site Oued-Mencha ; le glyphosate n'affecte significativement pas la biomasse algale, quel que soit le contexte de l'état physiologique initial de la communauté algale et sans doute la composition taxonomique de celle-ci.

Pour le site El-Ouana ; La présence de glyphosate peut conditionner la structure de la communauté algale en empêchant le développement d'organismes appartenant à des genres sensibles au profit de genres plus résistants.

La présence de glyphosate dans les milieux naturels peut engendrer des variations au niveau de la diversité des algues soit par effet indirect suite au remaniement de la communauté algale, soit par effet direct en stimulant le développement d'espèces impliquées dans les processus de dégradation de cet herbicide. La biodégradation pourrait être favorisée par une température élevée et la présence de bactéries préalablement adaptées après exposition à ce polluant dans le milieu naturel.

Pour le Chlorpyrifos-ethyl c'est un insecticide non systémique, à large spectre, commercialisé depuis 1965. Il appartient à la famille des organophosphorés et agit au niveau du système nerveux, en inhibant l'acétylcholine estérase qui hydrolyse l'acétylcholine, neurotransmetteur majeur (Lukaszewicz-Hussain, 2010 ; Čolović *et al.*, 2011). La formulation commerciale testée dans cette étude est le Pyrical contenant 480 g/L de la molécule active.

Pour les deux sites Oued-Mencha et El-Ouana ; la présence dans le milieu du Chlorpyrifos-ethyl sous différentes concentrations n'affecte significativement pas la biomasse algale, quel que soit le contexte de l'état physiologique initial de la communauté algale et sans doute la composition taxonomique de celle-ci.

Pour la combinaison des substances chimiques (Herbicide/Insecticide), sous différentes concentrations, et pour les échantillons des deux sites (Oued-Mencha et El-Ouana) ; la présence dans le milieu de ces produits n'affecte significativement pas la biomasse algale, on enregistre des résultats de la concentration cellulaire nulle ; si ces résultats ne s'appuient à aucune équivoque, on

Partie II : Partie expérimentale

peut dire qu'au sein de la population de diatomée il existe plusieurs générations et donc un degré de sensibilité et de résistance différent et un fort degré de résilience au sein de la même population.

Ces résultats suggèrent en outre que le glyphosate et ses produits de dégradation, mettent à la disposition de la communauté des algues une source d'éléments nutritifs, en outre les microbes dans l'environnement ne sont pas auto-suffisante, mais dépendent des capacités métaboliques de leurs voisins.

Conclusion

Conclusion

Dans le cadre de ce travail, nous avons évalué l'impact de pesticides sur la croissance des certaines communautés algales, d'une rivière soumise de façon récurrente à la présence de ces polluants, et d'une retenue collinaire relativement peu exposé à la pollution, vu la faible activité en amont et une utilisation moins conséquente des pesticides dans le bassin versant, en faisant une approche expérimentale en microcosmes.

L'ensemble de nos résultats montre que les pesticides utilisés n'ont pas de toxicité potentielle sur les communautés de diatomées qui ont fait l'objet de notre expérimentation (milieu contenant plusieurs générations à la fois). Cela souligne qu'il est très difficile de généraliser les effets des pesticides et que les études écotoxicologiques doivent prendre en compte un grand nombre de paramètres pour appréhender correctement la réponse des communautés algales face à un polluant, à l'échelle de l'écosystème. Car l'évolution des communautés biologiques, soumises à de nombreuses pressions anthropiques, est contrôlée par une multitude de facteurs biotiques et abiotiques, qui interfèrent entre eux, et qu'il est très difficile d'intégrer en totalité lors d'une approche expérimental.

En effet, les résultats de notre expérience indiquent que le glyphosate a une influence potentiellement importante sur la structure de la communauté phytoplanctonique algale et particulièrement les diatomées dans des milieux échantillonnés de même le glyphosate est une source potentielle de nutriments importants N et P pour le système lentique et lotique échantillonnés. (saxton A . M. et al. 2011) Nous avons vu que l'état physiologique initial des communautés algales conditionne fortement leur réponse face à un polluant. Il serait intéressant d'identifier les espèces devenues majoritaires en présence de glyphosate, et qui pourraient être impliquées dans la dégradation de ce polluant. Nous recommandons aux gestionnaires des milieux naturels de prendre en considération l'impact de ces composés chimiques sur les milieux aquatiques. En outre les hypothèses émises en termes de biodégradation, spécialement avec le glyphosate, pourraient également être testées suite à l'isolement et la mise en culture de souches résistantes en présence de cette molécule.

Référence bibliographique

A

1-ACTA, Association de Coordination Technique Agricole,(2010). Index phytosanitaire 2011, 47ème édition, 900 p. adsorption of isoproturon on soils. Chemosphere, 57, p 771-779. ; p22-27) et chapitre 2 (p30).

B

2-Barata C., Solayan A. and Porte C., 2004. Role of β -esterases in assessing toxicity of organophosphorus (chlorpyrifos, malathion) and carbamate (carbofuran) pesticides to *Daphnia magna*. Aquatic Toxicology, 66 : 125-139.

3-Battaglin W.A., Kolpin D.W., Scribner E.A., Kuivila K.M. & Sandstrom M.W., 2005. Glyphosate, other herbicides, and transformation products in Midwestern streams, 2002. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 41 : 323-332.

4-Boumaiza M., Ktari M.H. and Vitiello P., 1979. Toxicity of several pesticides used in Tunisia, for *Aphanius fasciatus* Nardo, 1827 (Pisces, Cyprinodontidae). *Arch. Inst. Pasteur, Tunis* 56 (3) : 307-342.

5-Buchwalter D.B., Sandahl J.F., Jenkins J.J. and Curtis L.R., 2004. Roles of uptake, biotransformation, and target site sensitivity in fourth instar *Chironomus riparius* (Meigen). *Aquatic Toxicology*, 66 : 149-157.

6-Buchwalter D.B., Sandahl J.F., Jenkins J.J. and Curtis L.R., 2004. Roles of uptake, biotransformation, and target site sensitivity in fourth instar *Chironomus riparius* (Meigen). *Aquatic Toxicology*, 66 : 149-157. Chapitre 1 (p 2-4). Document d'aide technique pour les normes directives et objectif associés à la qualité de l'eau potable en Ontario. (2003) tome 1 (p8-11)

C

7-Charles, D.F. et Smol, J.P. 1994. Long-term chemical changes in lakes – Quantitative inferences from biotic remains in the sediment record. - In: *Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs*. Amer Chemical Soc, 3-31.

8-Chindah A.C., Sikoki F.D. and Vincent-Akpu I., 2004. Toxicity of an organophosphate pesticide (chlorpyrifos) on a common Niger Delta wetland fish *Tilapia Guineensis* (Blecker 1862). *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 8 : 11-17.

9-CIRAD-CA GEC AMATROP, 2000. Les herbicides. agroecologie.cirad.fr

Colin, 2000. Approche spatiales de la pollution chronique des eaux de surface par les produits phytosanitaires cas de l'atrazine dans le bassin versant du sousson (GERS, France). Thèse (docteur de l'ENGREF. Montpellier). Chapitre 1 (p 6-10).

10-Čolović M.B., Krstić D.Z., Ušćumlić G.S. and Vasić V.M., 2011. Single and simultaneous exposure of acetylcholinesterase to diazinon, chlorpyrifos and their photodegradation products. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 100 : 16-22.

11-Coulibaly.H, 2005. Le SCV (Semis direct sous Couverture Végétale), un élément stratégique de gestion durable des terres agricoles : une expérience française comme base de réflexion pour le Mali. Mémoire (DEPA. France). Chapitre 2 (p13-20).

12-Cuthbert JA, Jackson D. 1989. *Glyphosate technical : Acute oral toxicity (limit) test in rats.* Usselburgh (Scotland) :Inveresk Research International Limited, (*Unpublished report*).

dans les eaux de pluie. ChDocument d'aide technique pour les normes directives et objectif associés à la qualité de l'eau potable en Ontario. (2003).

D

13-Demir F., Uzun F.G., Durak D. and Kalender Y., 2011. Subacute chlorpyrifos-induced oxidative stress in rat erythrocytes and the protective effects of catechin and quercetin. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 99 : 77-8

14-Devez, 2004. Caractérisation des risques induits par les activités agricoles sur les écosystèmes aquatiques. Thèse (docteur de L'ENGREF, Centre de Montpellier). Chapitre 1 (p 2-4) Université de Marne la Vallée). Chapitre 1 (p22-25).

15-Devez.A, 2004. Caractérisation des risques induits par les activités agricoles

16- (D T N Q E O 2003). Document d'aide technique pour les normes directives et objectif associés à la qualité de l'eau potable en Ontario .2003.

17-Doran W.J., Cope W.G., Rada R.G. and Sandheinrich M.B., 2001. Acetylcholinesterase inhibition in the threeridgemussel (*Amblemaplicata*) by chlorpyrifos : implications for biomonitoring. *Ecotoxicological and Environmental Safety*, 49 : 91-98

18-Dreher DM. 1994. *Glyphosate premix : Acute oral toxicity (limit test) in the rat.* Derby (Great Britain) :Safepharm Laboratories Ltd, (*Unpublished report*).

écosystèmes aquatiques. Thèse (docteur de L'ENGREF, Centre de Montpellier).

E

19-Ekelund R., Bergman A., Granmo A. and Berggren M., 1990. Bioaccumulation of 4-nonylphenol in marine animals, a re-evaluation. *Environmental Pollution*, 64 : 107-120.

20-EPA, US Environmental Protection Agency, 2000. Registration eligibility science chapter for chlorpyrifos : fate and environmental assessment chapter. 94p.

21-Ertli.T, Marton.A, Földényi.R, 2004. Effect of pH and the role of organic matter

F

22-Farahat F.M., Fenske R.A., Olson J.R., Galvin K., Bonner M.R., Rohlman D.S., Farahat T.M., Lein P.J. and Anger W.K., 2010. Chlorpyrifos exposures in Egyptian cotton field workers. *NeuroToxicology*, 31 : 297-304.

23-Fdil .F, 2004. Etude de la dégradation des herbicides chlorophénoxyalcanoïques par des

24-Foxenberg R.J., Ellison C.A., Knaak J.B., Ma C. and Olson J.R., 2011. Cytochrome P450- specific human PBPK/PD models for the organophosphorus pesticides : chlorpyrifos and parathion. *Toxicology*, 285 : 57-66.

25-Franz T.J. 1983. Evaluation of the percutaneous absorption of Roundup in man using an in vitro technique. Seattle (Washington) : University of Washington, School of Medicine, (Unpublished report).

G

26-Germain.H, 1981 Flore des Diatomées, aux douces et saumâtres, Boubée, Paris, p.444 .

27-Gomes J., Dawodu A.H., Lloyd O., Rewitt D.M. and Anilal S.V., 1999. Hepatic injury and disturbed amino acid metabolism in mice following prolonged exposure to organophosphorus pesticides. *Human Experimental Toxicology*, 18 : 33-37.

28-Griffin P., Mason H., Heywood K. and Cocker J., 1999. Oral and dermal absorption of chlorpyrifos : a human volunteer study. *Occupational and Environmental Medicine*, 56 : 10-13.

H

29-Hageman K.J., Simonich S.L., Campbell D.H., Wilson G.R. and Landers D.H., 2006. Atmospheric deposition of current-use and historic-use pesticides in snow at national parks in the Western United States. *Environmental Science and Technology*, 40 : 3174-3180.

30- Howe RK, Chott RC, McClanahan RH. 1988. Metabolism of glyphosate in Sprague-Dawley rats. II. Identification, characterization and quantification of glyphosate and its metabolites following intravenous and oral administration. St Louis (Missouri) : Monsanto Environmental Health Laboratory, (Unpublished report).

31-Hurlbert S.H., Mulla M.S. and Wilson H.R., 1972. Effect of an organo-phosphorus insecticide on the phytoplankton, zooplankton and insect populations of fresh-water ponds. *Ecological Monographs*, 42 : 269-299.

J

32-Jamil K., Shaik A.P., Mahboob M. and Krishna D., 2004. Effect of organophosphorus and organochlorine pesticides (monochrotophos, chlorpyrifos, dimethoate, and endosulfan) on human lymphocytes in-vitro. *Drug and Chemical Toxicology*, 27 : 133-144.

K

33-Kolpin D.W., Thurman E.M., Lee E.A., Meyer M.T., Furlong E.T. & Glassmeyer S.T., 2006. Urban contributions of glyphosate and its degradate AMPA to streams in the United States. *Sci. Total Environ.* 354: 191-197.

34-Kooistra, W. & Medlin, L. K. (1996) Evolution of the diatoms (bacillariophyta) .IV. A reconstruction of their age from small subunit rRNA coding regions and the fossil record. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 6, 391-407.

35-Kralj M.B., Franko M. and Trebše P., 2007. Photodegradation of organophosphorus insecticides. Investigations of products and their toxicity using gas chromatography-mass spectrometry and AchE-thermal lens spectrometry bioassay. *Chemosphere*, 67 : 99-107

L

36-Leitão, M. and A. Couté (2005) Guide pratique des Cyanobactéries planctoniques du Grand Ouest de la France, Agence de l'eau Seine Normandie

37-Lukaszewicz-Hussain A., 2010. Role of oxidative stress in organophosphate insecticide toxicity. Short review. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 98 : 145-150

M

38- M.C. EdelahiD, 2004. Contribution à l'étude de dégradation un situ des pesticides parprocédés d'oxydation avancés faisant intervenir le fer. Application aux herbicidesphénylurées. Thèse (docteur de l'UniA.

39-Mehta A., Verma R.S. and Srivastava N., 2009. Chlorpyrifos induced alterations in the levels of hydrogenperoxide, nitrate and nitrite in rat brain and liver. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 94 : 55-59.

40-Meuling W.J.A., Ravensberg L.C., Roza L. and van Hemmen J.J., 2005. Dermal absorption of chlorpyriphos in humanvolunteers. *International Archives of Occupational and EnvironmentalHealth*, 78 : 44-50.

41-Monsanto Canada 1985. *Renseignements appuyant l'établissement d'une concentration maximale acceptable du glyphosate dans l'eau potable*, communiqués à M.P. Toft, Bureau des dangers des produits chimiques, Direction de l'hygiène du milieu, Santé nationale et Bien-être social Canada

42-Muscarella D.E., Keown J.F. and Bloom S.E., 1984. Evaluation of the genotoxic and embryotoxic potential of chlorpyrifos and its metabolites in vivo and in vitro. *EnvironmentalMutagenesis*, 6 : 13-23.

N

43-Nandi S., Gupta P.S.P., Roy S.C., Selvaraju S. and Ravindra J.P., 2011. Chlorpyriphos and endosulfan affect Buffalo oocyte maturation, fertilization, and embryodevelopment in vitro directly and through cumulus cells. *EnvironmentalToxicology*, 26 : 57-67.

P

44-Papst M.H. and Boyer M.G., 1980. Effects of twoorganophosphorus insecticides on the chlorophyll a and pheopigment concentrations of standing ponds. *Hydrobiologia*, 69 : 245-250.

46-Peck A.M. and Hornbuckle K.C., 2005. Gas-phase concentrations of current-use pesticides in Iowa. *Environmental Science and Technology*, 39 : 2952-2959

47-Perrin .R, J.P. Scharff, 1997 *IN/docs/1015714804.pdf* 2007. P1-7.. *Chimie industrielle*. 2ème édition, Paris. Chapitre 7 (p 873-897).

pesticides identifiées dans les phases gazeuses, particulaire et liquide de l'atmosphère.

procédés photochimique et électrochimique. Applications environnementales. Thèse (Docteur de l'Université de Marne-La-Vallée). Chapitre 1 (p 8-25).

R

48-Round, F. E., R. M. Crawford and D. G. Mann (1990) The Diatoms. Biology & morphology of the genera. Cambridge, Cambridge University Press.

49-Round, F.E., Crawford, R.M. et Mann, D.G. 1990 The Diatoms. Biology & morphology of the genera. - Cambridge Univ. Press Ed.

S

50-S. Morin, (2006). « Bioindication des effets des pollutions métalliques sur les communautés de diatomées benthiques. Approches in situ et expérimentales », Thèse CEMAGREF,

51-Schaffer J.D. & Sebetich M.J., 2004. Effects of aquatic herbicides on primary productivity of phytoplankton in the laboratory. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **72** : 1032-1037.

52-Scheyer, A., 2000. Développement d'une méthode d'analyse par CPG/MS/MS de 27

53-Steinrücken, H.C., Amrhein, N., 1980. The herbicide glyphosate is a potent inhibitor of 5-enolpyruvyl-shikimic-acid 3-phosphate synthase. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* **94**, 1207-1212.

54-Sullivan D.S., Sullivan T.P. & Bisalputra T., 1981. Effects of Roundup® herbicide on diatom populations in the aquatic environment of a coastal forest. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **26** : 91-96.

55- Saxtone A. M., Morrow A. E., Boubonnier A.R., Wilhelm S. 2011. Glyphosate influence on phytoplankton community structure in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research* ELSEVIER, N° 37, P. 683-690.

T

56-Thiollet-Scholtus, M., 2004. Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surface

57-Tortensson, L. (1985). *Behaviour of glyphosate in soils and its degradation.* Dans : The herbicide glyphosate. E. Grossbard et D. Atkinson (dir. de publ.). Butterworths, London, R.-U., p. 137

V

57-Van Den Hoek, C., D. G. Mann and H. M. Jahns (1995) Algae - An introduction to phycology, Cambridge University Press. vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole. Thèse (docteur de l'INPL). Chapitre 1 (p 13-20).

W

58-Wester RC, Melendres J, Sarason R, McMaster J, Maibach HI. 1991. Glyphosate skin binding, absorption, residual tissue distribution and skin decontamination. *Fundam Appl Toxicol* ; **16** : 725-32.

dilution	temps	Herbicide Harbazate					Insecticides					Combinaison (herbicide + insecticide)						
		témoin	Sans dilution	1/10	1/100	1/1000	Sans dilution	1/10	1/100	1/1000	Sans dilution	1/10	1/100	1/1000	Sans dilution	1/10	1/100	1/1000
		T _{0s1} :1220																
		T _{0s2} :700																
PH 1		6.61	6.45	5.95	6.68	6.51	6.45	6.54	6.63	6.72	6.58	6.47	6.21	6.51	6.47	6.21	6.51	
24 heures		1200	1320	820	710	1560	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
48 heures		170	1420	790	1220	520	0	0	120	100	0	0	220	0	0	220	100	
72 heures		340	100	0	0	520	0	0	0	0	100	30	660	0	0	660	00	
PH2		7.71	7.20	6.56	7.49	7.74	7.37	7.17	7.42	7.50	6.76	7.01	7.50	7.71	7.01	7.50	7.71	
24 heures		230	510	200	200	270	200	130	100	70	160	190	160	180	190	160	180	
48 heures		170	910	190	190	540	670	330	230	140	580	260	350	580	260	350	580	
72 heures		120	920	220	220	370	60	160	120	450	550	140	200	550	140	200	550	

Tableaux : des Résultats du test toxicologique de l'herbicide Glyphosate sur la croissance des diatomées

Résumé

Notre étude consiste à faire des tests de toxicologiques de certains pesticides à large utilisation agricole sur les communautés de diatomées, de deux types de milieux naturels (milieu lentique et milieu lotique); l'expérimentation a été réalisée au laboratoire de biologie dans des microcosmes avec plusieurs dilutions des pesticides (glyphosate et Chlorpyrifos-ethyl). Cette étude nous a conduit aux résultats suivants: manque d'effet significatif de ces produits chimique sur la croissance des diatomées; néanmoins les diatomées du milieu lentique présentent une forte sensibilité par rapport à celles du milieu lotique qui sont beaucoup plus résistant. En outre la dégradation de ces produits chimique offre une source de nutriments à ces organismes aquatiques.

Mots clés : Diatomées, Pesticides, milieu lentique, milieu lotique, Toxicologie

Abstract

Our study is to test toxicity of some pesticides wide agricultural use on diatoms communities, two types of natural habitats (lentic and lotic environment), the experimentation was conducted in biology laboratory microcosms with several dilutions of pesticides (glyphosate and Chlorpyrifos-ethyl). This study has led us to this results: lack of significant effect of these chemicals provides on the growth of diatoms; nevertheless the lentic diatoms medium exhibit high sensitivity to those of the input lentic medium which are much more resistant. Further degradation of these chemicals provides a source of nutrients to this aquatic organisms.

Keywords : Diatoms, Pesticides, lentic, lotic, Toxicology

المخلص

تناولت دراستنا اختبار بعض المبيدات ذات استعمال فلاحى واسع على مجموعة الطحالب المجهرية حالة الدياتوميس وذلك في وسطين طبيعيين (وسط راكد بحيرة ووسط جارىواد) هذه التجربة اجريت في المخبر بشروط مثالية درجة حرارة مثالية واضاءة ثابتة باستعمال تخفيفات مختلفة للمبيدات المستعملة (البيريكال و الغلوفوزات) هذه الدراسة قادتنا الى النتائج التالية:

غياب تأثير معبر لهذه المواد الكيماوية على نمو الطحالب
طحالب الوسط المائي الراكد اظهرت حساسية كبيرة بالمقارنة بطحالب الوسط المائي الجارى التي ابدت اكثر مقاومة
من جهة اخرى تحلل هذه المواد الكيماوية يوفر مواد غذائية للطحالب المجهرة
الكلمات المفتاحية: دياتومس, المبيدات, وسط مائي راكد, وسط مائي جاري, علم التسمم