



République Algérienne Démocratique et Populaire



Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Larbi Ben M'hidi Oum El Bouaghi

Faculté Des Sciences Exactes et des Sciences de La Nature et de la Vie

Département des Sciences de La Nature et de la Vie

**THESE PRESENTEE POUR L'OBTENTION DU GRADE DE DOCTORAT EN
SCIENCE**

Spécialité: Biologie Agro-sciences des zones semi-arides

Thème

Traitement des eaux usées par la phytoépuration

Présentée par: BENYOUCEF Assya

Devant le jury:

| | | | |
|---------------------|----------------|-------------|---------------------|
| Président | ALLAOUA Noua | MCA. | Univ-Oum El Bouaghi |
| Directeur | KRIBAA Mohamed | Pr. | Univ-Oum El Bouaghi |
| Co-directeur | ABABSA Nawal | MCA. | Univ-Khenchela |
| Examineur | BOUDJABI Sonia | MCA. | Univ-Tebessa |
| Examineur | KADI Zahia | MCA. | Univ-Oum El Bouaghi |

Année universitaire: 2020/2021

Dédicace

Je dédie mon travail à:

*Notre prophète **MOHAMMED**, la lumière de ce monde, bénédiction et paix soient sur lui.*

*Mes **parents** qui m'ont encouragé durant toutes ces années.*

*Mes sœurs: **Sana, Amina et Samira.***

*Mon frère: **Seif Eddin**, mon beau-frère: **Abed Alhek** et mon petit cœur mon neveu:
Mohammed Amine.*

*Sans oublier ma tante **Halima** qui était toujours à côté de moi, que dieu leur procure
bonne santé et longue vie et tout le bonheur.*

*Toute personne qui reste convaincue que l'effort sincère et honnête est la seule voie vers
la réussite et la réalisation de soi.*

Remerciements

Tout d'abord, je remercie **ALLAH**, qui m'a donné l'ambition, le défi, la santé, la chance, le courage et la patience pour achever cette thèse.

J'exprime ma profonde gratitude et mes sincères remerciements à mon directeur de thèse, le **Pr. KRIBAA Mohamed** qui a dirigé ce travail, et m'avoir accordé sa confiance et me guidé dans mes réflexions scientifiques tout au long de ce travail. Je le suis reconnaissante pour son encadrement, et les précieux conseils qu'il m'a prodigué.

Je tiens à remercier mon co-directeur de thèse, **Dr. ABABSA Nawal** pour m'avoir guidé, et m'a accompagnée tout au long de ce parcours.

Je remercie **Dr. KHAMAR Hichem** et **HADJEB Ramzi**, pour leurs soutiens inestimables et leurs aides.

Je remercie **Dr. ALLAOUA Noua** d'avoir accepté de présider le jury.

Je remercie **Dr. BOUDJABI Sonia** et **Dr. KADI Zahia** d'avoir accepté d'examiner ce travail.

J'adresse également un immense merci au **Pr. KHIARI Abdelkader** le directeur du Laboratoire: Ressources Naturelles et Aménagement Des Milieux Sensibles Université Laarbi Ben M'hidi-Oum El Bouaghi, toute l'équipe de la station d'épuration de Beni Fouda surtout **Mr. HADADJ Mohammed**, le responsable de laboratoire d'Organisation Notionnel d'Assainissement de Bougaa-Sétif, le responsable de l'Institut National de la Recherche Agronomique-Constantine **Dr. HARRAT Wahiba** et **Mme. LKHDARI Fattoum** la directrice du **CRSTRA-Biskra**. Pour leurs accueils et aide, ils ont énormément facilité mon travail.

J'aimerais adresser toute ma gratitude à toute ma famille et toutes personnes qui m'ont aidé dans l'accomplissement des différentes phases de ma recherche en particulier mes amis: **Zineb, Sandra, Nihad, Kenza, Aicha, Nafissa, Sara, Manel, Johra, Saliha, Sawssan, Lamia, Djannet et Hind.**

Enfin, un grand merci à mes compagnons de parcours: **BEZZAZ Youcef Islame, ZEROUEL Ismail, BERBACHE Zakaria, HANOUNI Mohammed Amine et BENZAOUI Yasmina** qui m'ont encouragé.

Résumé

La phytoépuration est une des techniques les plus utilisées dans le traitement des eaux usées grâce de leur caractéristique spécifique de simplicité de leur dimensionnement.

L'objectif principal de cette recherche est l'épuration des eaux usées domestiques de la ville de Beni Fouda (Wilaya de Sétif), grâce à un système de lagunage à macrophytes. D'autre coté et d'une manière générale d'estimer les flores fongiques des racines de la phyto-épuration aux roseaux (*Phragmites australis*) pour évaluer leurs biodiversités. Plusieurs paramètres physico-chimiques ont été mesurés avant et après l'épuration.

Des taux d'abattement élevés sont enregistré pour la demande biochimique en oxygène (DBO₅), demande chimique en oxygène (DCO) et la matière en suspension (MES) avec des valeurs maximales respectivement de 93,72%, 88,61% et 88,61%. Les rendements épuratoires enregistrés pour l'azote ammoniacal (NH₄-N), nitrite-azote (NO₂-N), nitrate-azote (NO₃-N), et de ortho-phosphate (P-PO₄) sont généralement faibles.

Les analyses mycologique montrent qu'il y'a une grande diversité des flores fongiques aux niveaux des racines des macrophytes épuratrices (*phrahmites australis*) et varie selon les fonctions de temps et de strate. Les analyses montrent qu'il 18 genres fongique étant donné que, le genre de *Penicillium sp* est prédominant avec un pourcentage de 18%, suivi par les genres *Aspergillus sp*, *Acremonium sp* et *Trichoderma sp* en deuxième position avec des pourcentages suivants de 17%, 15% et 13%. Les indices de la diversité confirment la présence d'une grande variation des mycoflores fongiques en les périodes sèches.

En générale, nos résultats révèlent que ce lagunage naturel réalise un bon rendement épuratoire des polluants organiques ce qui indique l'importance du rôle des plantes épuratrices dans la diminution de la charge organique est particulière polluante, en plus de leur participation à la diversité des flores fongiques au niveau de leurs racines.

Mots clés: Lagunage, caractéristiques physico-chimique, phyto-épuration, eaux usées, diversité, mycoflores.

المخلص

تعد تقنية التنقية بالنباتات من أكثر التقنيات استخدامًا في معالجة مياه الصرف الصحي بفضل خصائصها المتعددة و خاصة بساطة استخدامها.

الهدف الرئيسي من هذا البحث هو تنقية مياه الصرف الصحي المنزلية في مدينة بني فودة (ولاية سطيف) باستخدام تقنية البحيرة الطبيعية, بالإضافة الى تقدير الفلورا الفطرية لجذور نبات القصب لهذه البحيرة وتقييم تنوعها البيولوجي . تم قياس العديد من المتغيرات الفيزيائية والكيميائية قبل وبعد التنقية.

حققت التقنية المدروسة مردود تنقية عالي للطلب الكيميائي الحيوي على الأكسجين و الطلب الكيميائي للأكسجين و المواد المعالقة بقيم قصوى على التوالي ؛ 93.72% , 88.61% , 88.61%.

فعالية التنقية المسجلة للا مينيوم, نترات, نيتريت و الاورثوفوسفات تبقى منخفضة بعد التنقية برغم ان تراكيزها ضعيفة .

اظهرت التحليلات الفطرية أن هناك تنوعًا كبيرًا في اجناس الفطريات في المستويات الجذرية لنبات القصب تختلف باختلاف الفصول و نوعية المياه.

أظهرت النتائج وجود 18 جنس فطري, حيث أن جنس البنسليوم هو السائد بنسبة 18% , يليه جنس الاسبارجلوس , الاكريمينيوم والتريكودارما بنسب لا تتعدى؛ 17% , 15% و 13%.

أكدت مؤشرات التنوع الحيوي وجود تباين كبير في أجناس الفطريات, وهذا مرتبط بالفترات الجافة مما يؤكد تأثير الظروف المناخية و نوعية المياه على تنوع ووفرة الفطريات الدقيقة على مستوى جذور نبات القصب.

بشكل عام, كشفت نتائجنا أن هذه البحيرة الطبيعية حققت تنقية جيدة للملوثات العضوية و الجزيئات الصلبة, مما يشير إلى أهمية دور نبات القصب في تقليل هذا النوع من الملوثات, بالإضافة إلى مساهمتها في تنوع هذه الفطريات من خلال جذورها.

الكلمات المفتاحية: البحيرة - نباتات التنقية - الخصائص الفيزيائية و الكيميائية - المياه المستعملة - التنوع - الفطريات الدقيقة.

Abstract

Phytopurification is one of the techniques most used in wastewater treatment according to their specific characteristic of simplicity of their sizing.

The main objective of this research is the purification of domestic wastewater in the city of Beni Fouda (Wilaya of Setif), due to a macrophyte lagoon system. On the other hand, and in general, to estimate the fungals flora of the roots of reeds phyto-purification (*Phragmites australis*) to assess their biodiversities. Several physico-chemical parameters have been measured before and after the purification.

High reduction rates are recorded for biochemical oxygen demand (BOD₅), chemical oxygen demand (COD) and the material in suspending (MIS) with maximum values of 93.72%, 88.61% and 88.61% respectively. The purification yields recorded for ammoniacal nitrogen (NH₄-N), nitrite-nitrogen (NO₂-N), nitrate-nitrogen (NO₃-N), and ortho-phosphate (P-PO₄) are generally low.

Mycological analyzes show that there is a considerable diversity of fungal flora at the root level of purifying macrophytes (*Phragmites australis*) and varies according to the functions of time and of the stratum. The analyzes show that 18 genres fungal, the genus of *Penicillium sp* is predominant with a percentage of 18%, followed by the genres *Aspergillus sp*, *Acremonium sp* and *Trichoderma sp* in second position with the following percentages of 17%, 15% and 13%. The diversity indices confirm that a big variation in the genres of mycoflora, this is related to dry periods.

In general, our results reveal that this natural lagoon achieves a good purification of organic pollutants, which indicates the importance of the role of purification plants in the reduction of the organic charge and particulate pollutant, in addition to their participation in the flora fungals diversity at their roots.

Key words: Lagooning, physico-chemical characteristics, phyto-purification, wastewater, diversity, mycoflores.

Table des matières

Dédicace

Remerciement

Résumé en français

Résumé en anglais

Résumé en arabe

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des abréviations

Introduction

Synthèse bibliographique

| | |
|--|----|
| I. Les eaux usées..... | 05 |
| I.1. Définition..... | 05 |
| I.2. Origine des eaux usées..... | 05 |
| I.2.1. Eaux usées industrielles | 06 |
| I.2.2. Eaux usées domestiques | 06 |
| I.2.3. Les eaux pluviales..... | 07 |
| I.2.4. Les effluents agricoles..... | 08 |
| I.3. Les caractéristiques des eaux usées..... | 08 |
| I.3.1. Les paramètres physico-chimiques..... | 08 |
| I.4. Les étapes des traitements des eaux usées..... | 12 |
| I.4. 1. Le prétraitement..... | 12 |
| I.4. 2. Traitement primaire (décantation primaire)..... | 14 |
| I.4. 3. Traitement secondaire ou traitement biologique | 14 |
| I.4. 4. Traitement tertiaire | 16 |
| I.5. La réutilisation des eaux usées traitées..... | 17 |
| I.6. Risques de réutilisation des eaux usées..... | 17 |
| II. Le lagunage naturel..... | 19 |
| II.1. Généralités sur le lagunage..... | 19 |

| | |
|--|----|
| II.2. Les types de lagunage..... | 22 |
| II.3. Le lagunage naturel..... | 23 |
| II.3.1. Définition | 23 |
| II.3.2. Le bassin d'un lagunage naturel..... | 24 |
| II.3.3. Mécanisme de traitement dont le lagunage naturel | 25 |
| III. La phyto-épuration des eaux usées..... | 27 |
| III. 1. Généralité sur phytoépuration..... | 27 |
| III.1.1. Le roseau (<i>Phragmites australis</i>)..... | 29 |
| III.1.2. La massette (<i>Typha latifolia</i>)..... | 31 |

Matériel et méthodes

| | |
|--|----|
| I. Site d'étude | 35 |
| I.1. Situation géographiques..... | 35 |
| I.2. Etude climatique..... | 37 |
| II. Analyses physico-chimiques..... | 41 |
| III. Rendement épuratoire | 42 |
| IV. Analyse microbiologie | 42 |
| V. Les indices des biodiversités..... | 44 |
| V.1. Indice de Shannon-Weaver..... | 44 |
| V.2. Indice d'équirépartition ou d'équitabilité (E)..... | 45 |
| VI. Analyse statistique..... | 45 |

Résultats et discussion

| | |
|---|----|
| I. Qualité physico- chimique des eaux usées phyto épurées..... | 47 |
| I.1. Variabilité spatio-temporelle des paramètres physico chimiques | 47 |
| I.1.1. Evolution de la température | 47 |
| I.1.2. Evolution du potentiel hydrogène (pH) | 48 |
| I.1.3. Evolution de la conductivité électrique (CE)..... | 49 |
| I.1.4. Evolution de la demande biologique en oxygène (DBO ₅)..... | 50 |
| I.1.5. Evolution de la demande chimique en oxygène (DCO)..... | 51 |
| I.1.6. Evolution d'azote ammoniacale (NH ₄ -N)..... | 52 |
| I.1.7. Evolution des nitrites (NO ₂ -N)..... | 53 |
| I.1.8. Evolution des nitrates (NO ₃ -N)..... | 54 |

| | |
|---|----|
| I.1.9. Evolution des matières en suspension (MES) | 55 |
| I.1.10. Evolution des orthophosphates (P-PO ₄)..... | 56 |
| I.2. Effets et relations entre les paramètres indicateurs de qualité..... | 57 |
| II. Qualité myco florestique | 63 |
| II.1. Les indices de la biodiversité | 71 |
| II.1.1. L'indice de Shannon –Weaver (H) et l'indice d'équitabilité ou équirépartition (E) | 71 |

Conclusion

Références bibliographiques

Annexe

Liste des figures

| N° : de figure | Liste des figures | Page |
|-------------------|--|------|
| 01 | Schéma d'un étang facultatif. | 21 |
| 02 | Schéma simplifié d'une station de lagunage naturel. | 24 |
| 03 | Les mécanismes en jeu dans les bassins de lagunage. | 26 |
| 04 | Roseau (<i>Phragmites australis</i>). | 30 |
| 05 | La massette (<i>Tipha latipholia</i>). | 32 |
| 06 | Carte de situation géographique du site d'étude. | 36 |
| 07 | Diagramme Ombro-thermique de Sétif (2009-2019). | 39 |
| 08 | Etages bioclimatiques d'Emberger. Situation de la région de Sétif dans le climatogramme d'Emberger. | 40 |
| 09 | Variation des valeurs de température. | 47 |
| 10 | Variation des valeurs de pH. | 48 |
| 11 | Variation des valeurs de conductivité. | 49 |
| 12 | Variation des valeurs de DBO ₅ . | 50 |
| 13 | Variation des valeurs de DCO. | 51 |
| 14 | Variation des valeurs de NH ₄ -N. | 52 |
| 15 | Variation des valeurs de NH ₂ -N. | 53 |
| 16 | Variation des valeurs de NH ₃ -N. | 54 |
| 17 | Variation des valeurs de MES. | 55 |
| 18 | Variation des valeurs de P-PO ₄ . | 56 |
| 19 | Relation entre les paramètres physico-chimiques mesurés. | 61 |
| 20 | Relation entre les paramètres physico-chimiques mesurés. | 62 |
| 21 | Comparaison du nombre de colonies obtenues par genre selon les saisons automne, hiver, printemps et l'été. | 63 |
| 22 | Pourcentage des genres de saison de l'automne. | 64 |
| 23 | Pourcentages des genres isolés en hiver. | 64 |

| | | |
|----|--|----|
| 24 | Pourcentages des genres isolés en printemps. | 65 |
| 25 | Pourcentages des genres isolés en été. | 66 |
| 26 | Pourcentages des genres isolés pour les quatre saisons automne- hiver-printemps-été. | 66 |
| 27 | L'indice de Shannon-Wiener (H) et l'indice d'équitabilité de Pielou (E) des quatre saisons. | 71 |
| 28 | Variation du nombre des genres des mycoflores en fonction de la saison. | 72 |
| 29 | Indice de Shannon-Wiener (H) et indice d'équitabilité de Pielou (E) de trois bassins du lagunage en la saison de l'automne. | 73 |
| 30 | Indice de Shannon-Wiener (H) et indice d'équitabilité de Pielou (E) de trois bassins du lagunage en la saison de printemps. | 73 |
| 31 | Indice de Shannon-Wiener (H) et indice d'équitabilité de Pielou (E) de trois bassins du lagunage en la saison de l'été. | 74 |
| 32 | Richesse spécifique des genres de mycoflores dans les trois bassins d'étude en la période de l'automne. | 75 |
| 33 | Richesse spécifique des genres de mycoflores dans les trois bassins en la période de printemps. | 75 |
| 34 | Richesse spécifique des genres de mycoflores dans les trois bassins en la période de l'été. | 76 |
| 35 | Aspect macroscopiques et microscopiques (1) des genres de champignons isolés. Photos descriptives des champignons isolés. (1) Aspects microscopique (2) Aspects. macroscopique recto de la boîte Pétri (2) ; Aspects macroscopique verso de la boîte Pétri (3). | 82 |

Liste des tableaux

| N°: de tableau | Titre du tableau | Page |
|---------------------------|--|-------------|
| 01 | Rapport entre la conductivité et la minéralisation. | 09 |
| 02 | Données météorologiques de la station de Sétif (2009-2019). | 37 |
| 03 | Principaux paramètres étudiés et méthode d'analyse pour chaque échantillon d'eau. | 41 |
| 04 | Le rendement épuratoire des paramètres chimiques. | 57 |
| 05 | Carré moyen des variables mesurées sur l'eau épurée. | 58 |
| 06 | Matrice de corrélation entre les variables physico-chimiques sur la station étudiée. | 59 |
| 07 | La répartition des genres de microflores dans les trois bassins du lagunage étudié en saisons d'automne, printemps et l'été. | 77 |

Liste des abréviations

DBO₅: Demande biologique en oxygène.

DCO: Demande chimique en oxygène.

CE : Conductivité Électrique.

E: Est.

L: Litre.

MES: Matière en suspension.

MMS : Matière minérale en suspension.

MVS : Matière volatile en suspension.

N: Nord.

NO₂-N: Nitrite.

NO₃-N: Nitrate.

PDA: Potato dextrose agar.

pH: potentiel hydrogène.

P-PO₄: Orthophosphates.

STEP: Station d'épuration des eaux usées.

T: Température.

µS: microsiemens.

Eq: Équivalent.

hab: habitant.

G: Grossissement.

pH: potentiel Hydrogène.

Introduction

Introduction

Aujourd'hui, assuré un accès durable aux ressources en eau est une préoccupation majeure dans tous les pays du monde (Bouchaala et *al.*, 2017) surtout qu'avec les conditions climatiques des zones arides et semi-arides, l'eau est devenue un enjeu incontestable (Zidi et *al.*, 2019) et la conservation de sa qualité devrait être une préoccupation pour toute la société (Ben Moussa et *al.*, 2018).

L'Algérie est classée dans la catégorie des pays pauvres en ressources hydriques, au regard du seuil de rareté fixé par la banque mondiale à 1000 m³/hab/an (Bedouh, 2014). Les ressources actuelles sont affectées par plusieurs facteurs comme; les changements climatiques, la demande croissante de la population, le manque des ouvrages d'immobilisation des ressources hydrique ainsi que le phénomène de pollution des eaux souterraines et superficielles par différentes activités humaines (Hartani, 2004).

La pollution des eaux de surface et souterraines est possible par les rejets d'eaux usées tant domestiques qu'industrielles ainsi que par l'utilisation d'engrais et des pesticides en agriculture. Les traitements des eaux usées sont les processus appliqués dans le but de diminuer la quantité des polluants pour atteindre la norme de rejet des effluents dans le milieu naturel ou de réutiliser des eaux. Plusieurs techniques coûteuses peuvent être utilisées dans l'épuration des eaux non conventionnelles. Mais aujourd'hui nous avons besoin de techniques, économiquement compétitives et pouvant préserver les caractéristiques des écosystèmes, comme l'application de la technique simple de la phytoépuration.

La phytoépuration est un système de traitements des eaux usées en utilisant le pouvoir épurateur des plantes. Ces plantes sont des mycrophytes ou des macrophytes. Cette technologie est souvent appelée lagunage à mycrophytes ou lagunage aéré et à macrophytes ou filtres plantes.

La phytoépuration (à l'aide de bassins plantés de roseaux) est un système très efficace pour éliminer la pollution des eaux usées. Sa mise en œuvre nécessite de faibles coûts d'investissement. Plusieurs professionnels se tournent actuellement vers cette technique pour traiter les eaux grises et noir. Dans ces systèmes, ce sont les micro-organismes et les plantes qui dégradent la matière organique contenue dans les eaux:

Introduction

les premières s'attaquent aux produits à base de carbone et les secondes aux composés azotés par les fonctions oxydante et réductrice. Ces écosystèmes nécessitent de la place.

Les potentialités épuratoires des plantes aquatiques et plus particulièrement les roseaux ont été mises en évidence par Seidel dès 1946 pour traiter des effluents (Abissy et Mandi, 1999). Ces plantes ont la particularité d'être tolérantes aux polluants et capables de les dégrader (Arienzo, 2009). Les plantes de roseaux sont un support d'abri pour les bactéries, les champignons les algues et le zooplancton; contribution à la diversification et équilibrage de l'activité biologique (ONA, 2014). Elles exploitent les capacités d'adaptation des systèmes racinaires aux fortes charges polluantes et aux conditions d'anoxie ou d'hypoxie du substrat, entraînant des relations symbiotiques entre les microorganismes et les racines qui favorisent l'élimination des polluants (Kern et Idler, 1999). Les communautés fongiques des racines de roseaux sains étaient les dix espèces végétales les plus diverses (Packer, 2017).

Phragmites australis est facultativement mycorhizienne (Oliveira, 2001) et est également colonisé par des endophytes (dans les tissus végétaux) et épiphytes (sur les tissus végétaux) sont considérés comme aux moins en partie mutualistes (Ernst, 2003). Alors ce type des plantes épuratrices joue un rôle très important dans le traitement des eaux usées et participe dans la diversité des microorganismes en particulier les flores fongiques aux niveaux de leurs racines.

En Algérie, une importance remarquable est donnée pour la réalisation des ouvrages de traitement des eaux usées où le nombre a passé à 200 STEP en 2015, avec une capacité d'épuration estimée à 12 millions Eq/H, soit 800 hm³ /an sur un volume rejeté estimé à 1.4 milliard m³/an (APS, 2014). Sur l'ensemble des STEP en exploitation recensées en 2014, 60 sont des stations de lagunage (Gherib et *al.*, 2016; Bouchaala et *al.*, 2017).

Ces réalisations conçues pour atteindre l'objectif de protéger l'environnement et en particulier les ressources hydrique (Laabassi, 2016).

Dans notre projet de recherche, nous avons choisi la station de lagunage naturel de la commune de Beni Fouda (Wilaya de Sétif) récemment construite; elle est composée

Introduction

de 06 bassins en gradin, ces bassins sont envahis par de nombreuses espèces aquatiques épuratrices. L'objectif principal de cette recherche est d'évaluer l'efficacité du traitement des eaux usées et l'abattement des principaux paramètres de la pollution des eaux par un procédé de traitement biologique par lagunage à macrophytes ou filtres plantés. Ainsi nous avons identifié la flore fongique des racines des plantes de roseau (*Phragmites australis*) en aval de la STEP et évaluer leurs biodiversités à travers des indices de la biodiversité (Indice de Shannon et d'équitabilité) et la richesse spécifique.

Synthèse bibliographique

I. Les eaux usées

I.1. Définition

Ramade (2000) définit les eaux usées comme étant des eaux ayant été utilisées pour des usages domestiques, industriels ou même agricoles, constituant donc un effluent pollué et qui sont rejetées dans un émissaire d'égout.

Les eaux usées regroupent les eaux usées domestiques (les eaux vannes et les eaux ménagères), les eaux de ruissellement ou pluviales et les effluents industriels (eaux usées des usines) (Baumont et *al.*, 2004).

I.2. Origine des eaux usées

D'après Rodier et *al.* (2005), On peut classer comme eaux usées, les eaux d'origine urbaines constituées par des eaux ménagères (lavage corporel et du linge, lavage des locaux, eaux de cuisine) et les eaux de vannes chargées de fèces et d'urines; toute cette masse d'effluents est plus ou moins diluée par les eaux de lavage de la voirie et les eaux pluviales et peuvent s'y ajouter suivant les cas les eaux d'origine industrielle et agricole. Même auteure ajoute que l'eau, ainsi collectée dans un réseau d'égout, apparaît comme un liquide trouble, généralement grisâtre, contenant des matières en suspension d'origine minérale et organique à des teneurs extrêmement variables. En plus des eaux de pluies, les eaux résiduaires urbaines sont principalement d'origine domestique mais peuvent contenir des eaux résiduaires d'origine industrielle d'extrême diversité. Donc les eaux résiduaires urbaines (ERU) sont constituées par:

- Des eaux résiduaires ou eaux usées d'origine domestique, industrielle et/ou agricole
- Des eaux pluviales ou de ruissellement urbain.

Alors on distingue quatre catégories d'eaux usées:

I.2.1. Eaux usées industrielles

Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre, en plus des matières organiques azotées ou phosphorées, elles peuvent aussi contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des micropolluants organiques, des hydrocarbures (El Hachemi, 2012).

D'après Metahri (2012), les eaux usées peuvent contenir selon leur origine industrielle:

- Des graisses (industries agroalimentaires, équarrissage);
- Des hydrocarbures (raffineries);
- Des métaux (traitements de surface, métallurgie);
- Des acides, des bases et divers produits chimiques (industries chimiques diverses, tanneries);
- De l'eau chaude (circuit de refroidissement des centrales thermiques);
- Des matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs).

I.2.2. Eaux usées domestiques

Essentiellement porteuses de pollution organique et se répartissant en eaux ménagères ou grises (salles de bains et cuisines) généralement chargées en détergents, en graisses, en solvants et en débris organiques ; et en eaux vannes (rejets des toilettes) caractérisées par une importante charge en diverses matières organiques azotées et en germes fécaux et pathogènes (El Hachemi, 2012).

Duncan (2003), indique que les eaux usées domestiques se composent classiquement de:

- Matière En Suspension (MES): matières non dissoutes contenues dans l'eau incluant les matières grossières comme les particules les plus fines, insolubles et de nature organique ou minérale, rejetées directement dans le milieu aquatique, une importante concentration de MES peut conduire au développement de conditions anaérobies ou de dépôt boueux entraînant une diminution de la concentration en oxygène dissous et provoquant des modifications dans la composition des peuplements benthiques.

Synthèse bibliographique

- Matière Organique Biodégradable (MOB): Elle est composée principalement de protéines, de carbohydrates et de graisses, qui peuvent mener également à une diminution de l'oxygène dissous et au développement de populations bactériennes au sein de l'écosystème receveur.
- Nutriments (N, P, C): sous forme organique ou minérale, ils peuvent être utilisés par les organismes vivants pour se développer et croître, en trop grande quantité, ils stimulent la prolifération algale et peuvent conduire à des phénomènes d'eutrophisation du milieu.
- Organismes pathogènes: Bactéries et virus peuvent conduire à des maladies transmissibles par simple contact avec les eaux usées.
- Matière réfractaire: il s'agit des surfactants, des phénols et des pesticides. Ils résistent aux méthodes conventionnelles d'assainissement des eaux.
- Matière inorganique dissoute: les éléments tels que le calcium, le sodium et les sulfates sont souvent présents dans les eaux usées.

I.2.3. Les eaux pluviales

Les eaux pluviales sont issues du ruissellement des toitures et terrasses, des parkings et des voies de circulation et ont pour destination le milieu naturel (Herteman, 2010).

I.2.4. Les effluents agricoles

L'agriculture est une source de pollution des eaux non négligeable car elle apporte les engrais et les pesticides, elle est la cause essentielle des pollutions diffuses (Metahri, 2012). Les eaux agricoles issues de terres cultivées chargés d'engrais nitrates et phosphatés, sous une forme ionique ou en quantité telle qu'ils ne seraient pas finalement retenus par le sol et assimilés azotés ou phosphatés des nappes les plus superficielles et des eaux des cours d'eau ou des retenues (Metahri, 2012).

I.3. Les caractéristiques des eaux usées

La composition des eaux usées est extrêmement variable en fonction de leurs origines (industrielle, domestique, etc.); elles peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, chimiques, biologiques et des micro-organismes, en fonction de leurs caractéristiques physiques, biologiques et du danger sanitaire qu'elles représentent (Laabassi, 2016).

I.3.1. Les paramètres physico-chimiques

a) Température

Elle joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz, dans la dissociation des sels dissous, donc sur la conductivité électrique, dans la détermination du pH, pour la connaissance de l'origine de l'eau (Rodier et *al.*, 2005).

L'augmentation de la température favorise aussi l'auto épuration et accroît la vitesse de sédimentation, ce qui peut présenter un intérêt dans les stations d'épuration (Djermakoye, 2005).

b) Le potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH est la mesure du caractère acide ($1 < \text{pH} < 7$) ou basique ($7 < \text{pH} < 14$) des eaux usées, l'activité biologique se situe entre 6,5 et 8,5 unités de pH (Laabassi, 2016). Le pH joue un rôle important dans l'épuration d'un effluent et le développement bactérien, la nitrification optimale ne se fait qu'à des valeurs de pH comprises entre 7,5 et 9 (Metahri, 2012).

c) La conductivité électrique (CE)

La conductivité est la propriété que possède une eau à favoriser le passage d'un courant électrique, elle fournit une indication précise sur la teneur en sels dissous (salinité de l'eau), la conductivité s'exprime en micro Siemens par centimètre (Metahri, 2012).

La mesure de la conductivité permet d'évaluer la minéralisation globale de l'eau (Rejsek, 2002). Le tableau (01) établit une relation entre le degré de la minéralisation et la conductivité selon la réglementation française.

Tableau 01 : Rapport entre la conductivité et la minéralisation (Diallo, 1996).

| Conductivité | Minéralisation |
|----------------------------------|----------------------------------|
| 0- 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ | Minéralisation très faible |
| 100- 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ | Minéralisation faible |
| 200- 333 $\mu\text{S}/\text{cm}$ | Minéralisation moyenne accentuée |
| 333- 666 $\mu\text{S}/\text{cm}$ | Minéralisation accentuée |
| 666 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ | Minéralisation élevée |

d) Les matières en suspension (MES)

C'est la quantité de pollution organique et minérale non dissoute dans l'eau (Gomella et Guerree, 1978). Les MES sont responsable d'ensablement et de baisse de pénétration de la lumière dans l'eau, ce qui entraîne une diminution de l'activité photosynthétique et une chute de la productivité du phytoplancton, les MES s'expriment par la relation suivante: $\text{MES} = 30 \% \text{MMS} + 70 \% \text{MVS}$ (Laabassi, 2016).

✓ Les matières minérales (MMS)

Elles représentent le résultat d'une évaporation totale de l'eau, c'est-à-dire son extrait sec, constitué à la fois par les matières en suspension et les matières solubles telles que les chlorures, les phosphates, etc.

✓ Les matières volatiles en suspension (MVS)

Elles présentent le résultat environ 70 % de MES, elles sont constituées par la partie organique de MES et mesurées par calcination.

e) La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

Selon Rejsek (2002), la demande biochimique en oxygène après 5 jours (DBO₅) d'un échantillon est la quantité d'oxygène consommée par les microorganismes aérobies présents dans cet échantillon pour l'oxydation biochimique des composés organiques et/ou inorganiques.

Pratiquement, cette demande biochimique en oxygène devrait permettre d'apprécier la charge du milieu considéré en substances putrescibles, son pouvoir auto-épurateur et d'en déduire la charge maximale acceptable, principalement au niveau des traitements primaires des stations d'épuration (Eckenfelder, 1982).

f) La demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO correspond à la teneur de l'ensemble des matières organiques que celles-ci aient un caractère biodégradable ou non, elle s'exprime par la quantité d'O₂ fournie par le bichromate de potassium et nécessaire à l'oxydation des substances organiques (protéines, glucides, lipides...) présentes dans les eaux résiduaires, donc en un mot ; c'est la demande chimique en oxygène mesurée en g/l qui exprime la quantité totale d'oxygène nécessaire pour oxyder en présence de permanganate, les substances contenues dans l'eau notamment les éléments chimiques, elle est exprimée en mg O₂/l (Djermakoye, 2005).

La valeur du rapport DCO/DBO indique le coefficient de biodégradabilité d'un effluent, il permet aussi de définir son origine (Suschkaet Ferreira, 1986).

g) Azote

D'après Chellé et *al.* (2005), L'azote se trouve dans l'eau usée sous forme organique ou ammoniacale dissoute. Il est souvent oxydé pour éviter une consommation d'oxygène (O₂) dans la nature et un risque de toxicité par l'ammoniaque gazeux dissous (NH₃), en équilibre avec l'ion ammoniac (NH₄⁺) (Martin, 1979).

La nitrification est une transformation chimique de l'azote organique par l'intermédiaire de bactéries et passe par les étapes :

- N organique à NH_4^+ : ammonification
- NH_4^+ à NO_2^- : nitratisation par Nitrosomonas
- NO_2^- à NO_3^- : nitratisation par Nitrobacter (Chellé et *al.*, 2005).

h) Phosphore

Dans les eaux résiduaires, le phosphore peut se rencontrer sous forme de sels minéraux (orthophosphates, polyphosphates) mais aussi sous forme de composés organiques, ces différents composés sont soit solubilisés, soit fixés sur les matières en suspension (Rodier et *al.*, 2009). L'hydrolyse en milieu acide fait apparaître le phosphore hydrolysable, le phosphore organique ainsi chaque fraction (phosphore en solution ou en suspension) peut être séparée analytiquement en orthophosphates, phosphore hydrolysable et phosphore organique. Suivant les cas, la teneur en phosphates peut être exprimée en mg /l de PO_4 ou de P_2O_5 ($1\text{mg /l de } \text{PO}_4 = 0,747 \text{ mg/l de } \text{P}_2\text{O}_5 = 0,326 \text{ mg/l de P}$) (Rodier et *al.*, 2005).

i) La biodégradabilité

La biodégradabilité traduit l'aptitude d'un effluent à être décomposé ou oxydé par les micro-organismes qui interviennent dans le processus d'épuration biologique des eaux, la biodégradabilité est exprimée par un rapport DCO/DBO₅ (Metahri, 2012).

Le rapport DCO/DBO₅ est généralement compris entre 1,5 et 2,5. Pour les effluents industriels, qui peuvent contenir une fraction notable de composés non biodégradables, on pourra considérer selon le rapport DCO/DBO₅ que l'aptitude à la biodégradation est plus ou moins favorable à un traitement biologique, les règles suivantes étant généralement retenues (Rodier et *al.*, 2009):

- DCO/DBO₅ < 3 effluent facilement biodégradable;
- 3 < DCO/DBO₅ < 5 effluent moyennement biodégradable;
- DCO/DBO₅ > 5 effluent difficilement biodégradable, voire non biodégradable, cet indice de biodégradabilité (DCO/DBO₅) s'avère également très utile pour le suivi de l'efficacité de traitements biologiques, le rapport augmentant d'autant plus que le traitement biologique est plus poussé.

I.4. Les étapes des traitements des eaux usées

Selon le degré d'élimination de la pollution et les procédés mis en œuvre, plusieurs niveaux de traitements sont définis: les prétraitements, le traitement primaire et le traitement secondaire; dans certains cas les traitements tertiaires sont nécessaires, notamment lorsque l'eau épurée doit être rejetée en milieu particulièrement sensible (Metahri, 2012).

I.4. 1. Le prétraitement

Avant leur traitement, les eaux brutes doivent subir un prétraitement, les dispositifs de prétraitement sont présents dans toutes les stations d'épuration (Nedjah, 2016).

Le prétraitement permet d'éliminer les éléments solides, particuliers ou grossiers susceptibles d'endommager les équipements ou de gêner le traitement (Herteman, 2010).

Dans le prétraitement nous trouvons généralement:

a) Dégrillage

Il s'agit de retenir les déchets solides qui peuvent arriver à la station d'épuration en faisant passer l'effluent à traiter à travers des grilles espacées de quelques centimètres, afin de protéger les ouvrages en aval (Nedjah, 2016).

Selon Stoddard et *al.* (2003), l'opération peut être plus au moins efficace en fonction de l'écartement des barreaux des grilles, ils ont distingué:

- Dégrillage fin, pour un écartement de 3 à 10 mm,
- Dégrillage moyen, pour un écartement de 10 à 25 mm,
- Pré dégrillages, pour un écartement de 30 à 100 mm.

b) Dessablage

D'après Nedjah (2016), le dessablage concerne des particules minérales de diamètre supérieur à 0.2 mm et de masse spécifique de l'ordre de 2.65 g/cm³, il est en effet souhaitable de les récupérer en amont de la station afin de :

- éviter les dépôts dans les canaux et conduites,
- protéger les pompes et les autres appareils contre la corrosion.

c) Dégraissage, déshuilage

C'est une opération destinée à éliminer les graisses, huiles et substances plus légères que l'eau, présentes dans les eaux résiduaires (stations-service, abattoirs, industries alimentaires,...), le déshuilage est une opération de séparation liquide-liquide alors que le dégraissage est une opération de séparation solide-liquide (à condition que la température de l'eau soit suffisamment basse, pour permettre le figeage des graisses), ces deux procédés visent à éliminer la présence des corps gras dans les eaux usées qui peuvent gêner l'efficacité de traitement biologique qui intervient en suite (Mimeche, 2014).

I.4. 2. Traitement primaire (décantation primaire)

Les procédés de traitement primaire sont physiques (par exemple, décantation plus au moins poussée) ou éventuellement physico-chimiques, et produisent des boues primaires (Vaillant, 1974). La décantation primaire permet d'éliminer, pour une vitesse ascensionnelle de 1,2 m/h, 40 à 60% de MES, soit 10 à 30% des virus, 50 à 90% des helminthes et moins de 50% des kystes de protozoaires (Faby, 1997).

Selon FAO (1992) approximativement 25 à 50% de la demande biologique en oxygène (DBO₅), 50 à 70% du total des solides en suspension (SS) et 65% des graisses et huiles sont éliminés par décantations primaires.

I.4. 3. Traitement secondaire ou traitement biologique

L'épuration biologique est basée sur les mêmes phénomènes que ceux de l'autoépuration naturelle des cours d'eau (rivières, lacs, barrages, mer) sous l'action des micro-organismes aquatiques (Martin, 1985).

Les procédés biologiques sont le plus souvent utilisés pour le traitement secondaire des eaux résiduaires urbaines et industrielles pour éliminer des composés carbonés solubles (glucides, lipides, protéines) (De Nardi, 2009).

Les micro-organismes présents dans l'effluent assimilent la matière organique qui leur sert de substrat de croissance, l'ensemble forme la boue biologique, bien que très avantageux car économique, le procédé biologique est sans action sur la fraction non biodégradable, il a peu d'action sur les phosphates et les éléments toxiques, et ne réduit pas suffisamment les MES; C'est pourquoi, il faut parfois le remplacer par un procédé physico-chimique ou le compléter par un traitement tertiaire (Herteman, 2010).

Plusieurs procédés existent à ce stade du traitement biologique, ce sont des procédés à culture en suspension (boues activées, lagunage) et les procédés à culture fixée (disque biologiques rotatifs, lits bactériens, etc.) (Metahri, 2012).

a) Les procédés de traitement biologique à cultures libres

1. Le procédé de boues activées

Le procédé “boues activées” consiste à mélanger et à agiter des eaux usées brutes avec des boues activées liquides, bactériologiquement très actives, la dégradation aérobie de la pollution s'effectue par mélange intime des microorganismes épurateurs et de l'effluent à traiter. Ensuite, les phases “eaux épurées” et “boues épuratrices” sont séparées (El Haite, 2010).

2. Le lagunage

Le lagunage est un procédé naturel d'épuration réalisé grâce à un équilibre biologique, auquel participent les bactéries, le zooplancton, les algues et aussi certains végétaux sont utilisés notamment les roseaux (Pietrasanta et Bondon, 1994 ; Morel et coll, 1994).

Il consiste en une succession de bassins (minimum 2 mais 3 bassins en séries semblent nécessaires (Herteman, 2010). Selon Racault et *al.* (2004) peu profonds et généralement rectangulaires dans le cas des lagunes naturelles. Généralement le lagunage peut être artificiel avec des aérateurs.

b) Les procédés de traitement biologique à cultures fixées

1. Lit bactériennes

L'épuration sur lit bactérien est le plus ancien procédé biologique. Des bactéries sont cultivées sur un substrat neutre, comme de la pierre concassée, de la pouzzolane (sable volcanique), du mâche fer ou du plastique, on fait passer l'effluent sur le substrat, la difficulté consiste à trouver la bonne vitesse du flux d'eau, qui ne doit pas être trop rapide (pour permettre la dégradation bactérienne) ni trop lente (pour une bonne évacuation de MES en excès) (Djeddi, 2006).

2. Bio-disques

Le procédé de traitement par des disques biologiques, ou bio disques, est un procédé de traitement à cultures fixées, le réacteur biologique est constitué de plusieurs disques minces en polypropylène ou en PVC montés sur un axe horizontal entraîné à faible vitesse par un moteur électrique (1 à 2 tours/min) et espacés de 2 à 3 cm, les micro-organismes responsables de la dégradation sont fixés naturellement sur les disques et forment un biofilm d'une épaisseur pouvant atteindre 5 mm (El Haite, 2010).

Le procédé par bio disques est d'une très bonne fiabilité pour l'élimination de la pollution carbonée et les MES (El Haite, 2010).

I.4. 4. Traitement tertiaire

Les méthodes classiques de traitement des eaux usées ne répondent pas toujours aux exigences réglementaires et environnementales (par exemple pour les rejets de nitrates, de phosphore...), des procédés dits tertiaires sont mis en place afin d'améliorer les capacités de traitement (Pasquini, 2013).

Il consiste l'enlèvement spécifiques de l'eau usée tels que les nutriments et les métaux lourds, qui ne sont pas enlevés par le traitement secondaire et la désinfection, habituellement avec du chlore, est employée pour réduire les constituants microbiologiques (El Youssfi, 2013).

Il s'agit de procédés physico-chimiques, avec notamment des procédés membranaires (ultrafiltration, nano filtration, osmose inverse) ou des procédés d'oxydation avancée (ozonation, peroxyde d'hydrogène, UV), ces techniques présentent souvent un coût ainsi qu'un bilan environnemental (notion de transfert d'impact) discutable (Downward et Taylor, 2007). Généralement cette étape de traitement permet d'éliminer les micro-organismes, d'affiner l'épuration, de faire face aux variations de flux et de protéger le milieu récepteur (Cauchi, 1996).

Le type de traitement suivis dans notre étude c'est: le traitement secondaire ou traitement biologique de lagunage naturel.

I.5. La réutilisation des eaux usées traitées

La réutilisation des eaux usées épurées en l'agriculture, l'industrie et les usages domestiques dans le monde couvrent respectivement 70%, 20%, 10% de leur demande en eau, cette technique d'irrigation est utilisée essentiellement dans les pays réputés agricoles dont les ressources hydriques sont faibles comme le bassin méditerranéen et le Sud des États-Unis (Ecosse, 2001).

Pendant les dernières années, la réutilisation des eaux usées a connu un développement très rapide avec une croissance des volumes d'eaux usées réutilisées de l'ordre de 10 à 29 % par an, en Europe, aux États Unis et en Chine, et jusqu'à 41% en Australie, le volume journalier actuel des eaux réutilisées atteint le chiffre impressionnant de 1,5-1,7 millions de m³ par jour dans plusieurs pays, comme par exemple en Californie, en Floride, au Mexique et en Chine (Lazarova et Brissaud, 2007).

L'Algérie, pays semi-aride, avait fait face à une sécheresse. Aujourd'hui la stratégie nationale du développement durable se matérialise particulièrement à travers un plan stratégique qui réunit trois dimensions à savoir; Sociale, Economique et Environnementale (MRE, 2012). L'Algérie dispose de 134 stations d'épuration (STEP et lagunes) en fonctionnement avec une capacité installée estimée à 12 millions EQH (équivalent habitant) soit 800 hm³/an, la réutilisation des eaux usées épurées notamment à des fins agricoles est devenue l'un des axes principaux de la stratégie du secteur des ressources en eau en Algérie (Hannachi et *al.*, 2014).

I.6. Risques de réutilisation des eaux usées

Les risques liés à la réutilisation des eaux usées en agriculture sont multiples et de nature microbiologique, chimique ou environnementale. La plus grande préoccupation associée à la réutilisation des eaux usées, même traitées, est la transmission potentielle de maladies infectieuses, essentiellement, les pathogènes entériques où plusieurs pathogènes potentiellement présent dans les eaux usées brutes (USEPA, 2004).

Synthèse bibliographique

Devaux (1999), recense quatre études traitant des risques posés par la consommation des végétaux irrigués par les eaux usées brutes.

Des infections parasitaires dues aux ascaris, aux trichocéphales et aux bactéries ont été observées chez les consommateurs des produits végétaux infectés. Le risque de contamination est élevé dans le cas de la réutilisation des eaux usées brutes comparativement à l'utilisation des eaux usées traitées (Devaux, 1999). Cauchi (1996) a cité les différentes populations humaines exposées à une pathologie associée à l'utilisation agricole d'effluents bruts ou traités. Le risque, pour les consommateurs de légumes crus, est plus élevé pour les helminthes et moindre pour les bactéries.

Quelques études menées sur le risque sanitaire pour le personnel font ressortir que ce risque n'est pas plus élevé que pour le personnel travaillant sur les stations d'épuration (Maait, 1997).

En cas des travailleurs agricoles, le risque est plus élevé pour les helminthes. En laboratoire, il a été mis en évidence que l'exposition aux entérovirus est plus élevée, même si sur le terrain il n'y a pas eu d'augmentation de cas cliniques; 6 études listées par Devaux montrent que les travailleurs agricoles sont légèrement plus exposés que la population normale ou que les personnels de station d'épuration et les égoutiers; les nouveaux travailleurs sont plus sensibles que les anciens: il semble y avoir une adaptation immunitaire aux bactéries et aux virus (Baumont et *al.*, 2004).

II. Le lagunage naturel

II.1. Généralité sur le lagunage

La première technique d'épuration utilisée date du milieu du siècle dernier, elle consistait à une aspersion des champs par l'eau usée. Les micro-organismes naturels étaient censés suffire à l'épuration, le lagunage naturel est connu depuis le début du XXème siècle, les premières applications pratiques de l'épuration par l'action oxydante naturelle des microorganismes ont eu lieu au Texas en 1901 (Khattabi, 2002).

Mais ce n'est qu'à partir des années 1920 que le lagunage naturel a pris son essor sous divers climats aussi bien aux U.S.A qu'au Canada, en Suède et en Australie (Glonya, 1972).

Le bassin de stabilisation le plus ancien en Europe est celui de la ville de Munchen en Allemagne construit en 1920, du fait de sa facilité de mise en œuvre, son efficacité de traitement, sa bonne intégration au milieu rural et de son coût raisonnable vis à vis des autres traitements, le lagunage naturel a connu une expansion considérable dans le monde entier (Khattabi, 2002).

Le lagunage est un procédé d'épuration qui consiste à faire circuler des effluents dans une série de bassins pendant un temps suffisamment long pour réaliser les processus naturels de l'autoépuration, il est pratiqué dans les régions très ensoleillées, dans des bassins de faible profondeur (Dhaouadi, 2008).

La géométrie d'un bassin et sa capacité s'improvisaient en fonction de la configuration du terrain disponible (Gloya, 1972).

Le lagunage est généralement classé en trois catégories (Sevin-Reyssac et *al.*, 1995):

- Le lagunage anaérobie, dépourvu presque de phytoplancton (El Hachemi, 2012) et par conséquent, de l'oxygène dissous, à cause des fortes charges organiques admises; la profondeur est relativement élevée (2 à 5 mètres) et le temps de séjour est de 3 à 5 jours, les mécanismes de traitement dans ce système sont assurés par décantation de la matière organique et sa stabilisation par digestion anaérobie

suite à l'intervention d'abord d'une population mixte de microorganismes qui solubilisent la matière organique complexe (Cellulose, amidon, protéines...) en libérant des composés simples (sucres, acides aminés...) et ensuite d'autres populations bactériennes, essentiellement les « acidogènes » et les « méthanogènes » qui produisent le biogaz (CH_4 , CO_2 , H_2S ...), les sels nutritifs (NH_4^+ , PO_4^{3-} ...) et les boues (El Hachemi, 2012).

- Le lagunage facultatif, c'est la catégorie la plus communément utilisée à travers le monde (El Hachemi, 2012).
 - Comporte une zone inférieure anaérobie et une zone supérieure aérobie où l'oxygène est fourni essentiellement par l'activité photosynthétique des microalgues, et permet la croissance des bactéries aérobies qui procurent, à leur tour, entre autres produits, les sels minéraux (El Hachemi, 2012). Selon Nedjah (2016), dans ce bassin, l'élimination des déchets passe par deux voies:
 - La voie physico-chimique: naturellement des réactions chimiques ont lieu dans l'eau entre les différents éléments minéraux déjà présents. Ces réactions tendent vers une certaine neutralité entre les différents composés;
 - La voie microbiologique: C'est le moyen le plus efficace où les déchets organiques sont progressivement dégradés par les bactéries (le processus de minéralisation). Elles comportent deux parties:
 - Une partie supérieure aérobie, riche en algues et en microorganisme aérobies.
 - Le fond couvert de sédiments organiques, siège de fermentations anaérobies.

Les fermentations du fond produisent du (CO_2 , H_2S , CH_4 , NH_3 ...) et des composés organiques de faible poids moléculaire, les composés produits alimentent la flore bactérienne et les algues de zones supérieures.

Dans ces bassins il se développe une relation symbiotique entre les algues et les bactéries (Figure 01). Les matières dissoutes et colloïdales sont oxydées par des bactéries aérobies, utilisant l'oxygène provenant de l'absorption naturelle (les vents) et celle qui produit par les algues, les matières décantables entrent dans la décomposition anaérobie, avec production de méthane et d'autres composés réduits, ces derniers migrent vers la couche aérobie où ils sont oxydés et les composés produits alimentent la flore bactérienne (Nedjah, 2016).

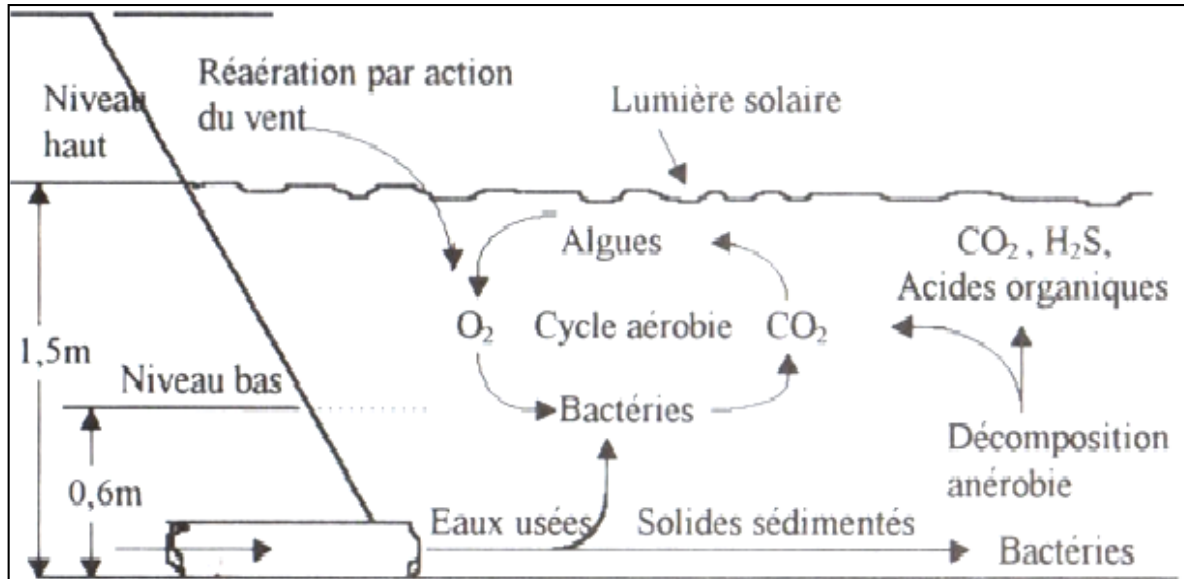


Figure 01: Schéma d'un étang facultatif (Nedjah, 2016).

- Le lagunage aérobie ou de maturation, de même profondeur que le lagunage facultatif, mais avec des temps de séjour généralement plus longs, permet un traitement des effluents déjà partiellement épurés. Certains auteurs conseillent de plus faibles profondeurs comprises entre 0,8 et 1,3 m (Racault, 1997).

Ce lagunage est aussi et surtout destiné à améliorer l'abattement des germes pathogènes (El Hachemi, 2012).

Les bactéries et autres microorganismes pathogènes sont très sensibles aux rayons ultra-violetts (UV) provenant de soleil, en plus de fournir ces UV, le soleil accentue la photosynthèse algale, ce qui a pour effet de consommer rapidement le dioxyde de carbone et d'augmenter le pH du bassin, les rayons UV combinés à un pH élevé sont donc responsables de l'élimination des pathogènes (Nedjah, 2016).

La taille et le nombre de bassins de maturation dépend des normes de rejet ou de la qualité microbiologique souhaitée (Wentzel et Ekama, 1997).

II.2. Les types de lagunage

Selon Racault (1997), Les types de lagunage sont les suivants:

- Lagune anaérobie: bassin profond (profondeur de l'ordre de 3 à 4 m) dans lequel s'établit un processus de fermentation anaérobie allant jusqu'à la méthanisation et entraînant un abattement partiel de la matière organique soluble, le temps de séjour de l'eau y est de l'ordre de 3 à 10 jours selon le climat et les objectifs.
- Lagune de décantation: bassin d'une hauteur de l'ordre de 2 m avec un temps de séjour de 3 à 4 jours, le bassin joue le rôle de piège à boue mais les charges organiques appliquées et le temps de séjour ne permettent pas la mise en place d'un processus de fermentation anaérobie équilibre.
- Lagune facultative: bassin peu profond (1 à 1,5 m localement) comportant une zone anaérobie en fond de bassin et une zone aérobie en surface dont l'épaisseur varie en fonction des conditions météorologiques et suivant la saison, le temps de séjour est de 15 à 30 jours.
- Lagune à microphytes: bassin dont la profondeur est d'environ 1m et où la biomasse végétale est principalement constituée par des algues microscopiques (phytoplancton).
- Lagune à macrophytes: bassin à faible profondeur (0,3 - 0,5 m) planté de végétaux supérieurs.
- Lagune mixte: lagune comportant une zone spécialement aménagée sur le modèle d'une lagune macrophytes.
- Lagunage à haut rendement: filière de traitement composée de bassins à faible profondeur (0,3 - 0,5 m) dans lesquels un courant empêchant la décantation des algues est créé artificiellement par un dispositif d'agitation de type roue à aubes.
- Lagunage aéré: filière de traitement composée de plusieurs bassins dont le premier est équipé d'un dispositif d'aération artificiel fournissant la majorité des besoins en oxygène.

- Lagunage tertiaire: traitement complémentaire situé en aval d'un système conventionnel de traitement et dont la conception varie avec l'objectif visé (rétention de MES, abattement de germes ...).
- Lagunage naturel: filière de traitement composée de plusieurs bassins en série, le plus souvent trois. Premier est conçu pour être facultatif et les suivants, appelés souvent lagunes de maturation, comportent une zone aérobie dominante dont la profondeur varie en fonction notamment de la charge organique reçue.

II.3. Le lagunage naturel

II.3.1. Définition

Le lagunage naturel est souvent défini par plusieurs termes: "*oxydation pond*", "*sewage oxydation pond*", "*sewage lagoon*", "*waste stabilization-ponds*", "étang de maturation", "étang de stabilisation" (Khattabi, 2002).

Le lagunage naturel ou aéré, met en œuvre une succession de bassins (généralement trois) peu profonds dans lesquels les eaux usées préalablement décantées ou non, s'écoulent lentement et en ressortent « épurées » (Figure 02) (Degrémont, 2005). Ce procédé permet la dégradation de la matière organique par les organismes naturellement présents dans les eaux usées (les bactéries aérobies et anaérobies) et par les algues microscopiques, le premier bassin est généralement une lagune dans laquelle a lieu la dégradation de la pollution organique par les bactéries présentes, l'oxygénation naturelle est assurée grâce aux échanges gazeux de l'eau avec l'atmosphère et à la photosynthèse des végétaux chlorophylliens (algues), le second bassin permet la décantation des boues biologiques, l'eau est enfin envoyée dans la troisième lagune afin d'en affiner sa qualité à l'aide des macrophytes qui permettent la diminution de la concentration en azote et en phosphore (Pasquini, 2013).

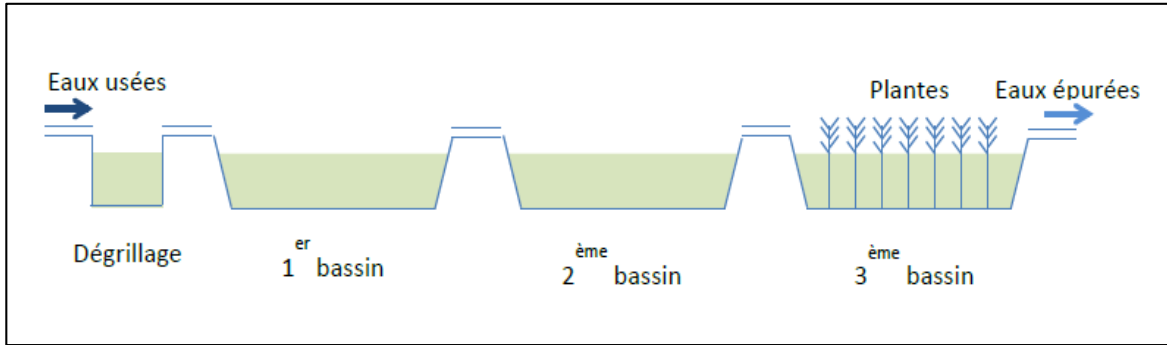


Figure 02 : Schéma simplifié d'une station de lagunage naturel (Degrémont, 2005).

II.3.2. Le bassin d'un lagunage naturel

Selon khattabi (2002), dans les bassins de lagunage naturel on retrouve généralement les trois zones suivantes:

Zone 1: appelée aussi zone de surface, très ensoleillée favorisant ainsi des conditions idéales pour le développement des espèces végétales. L'activité photosynthétique des végétaux enrichit la lagune en oxygène indispensable à la croissance des bactéries aérobies. Ces micro-organismes assurent la dégradation de la quasi-totalité de la charge organique de l'effluent. L'oxygénation de la lagune s'effectue par ailleurs directement par l'atmosphère en liaison avec l'agitation de l'eau superficielle par le vent.

Zone 2: C'est une zone insuffisamment éclairée pour assurer une productivité algale assez importante, et dont l'échange est faible avec l'atmosphère à cause de son éloignement de la surface. Elle engendre ainsi un environnement pauvre en oxygène, favorisant ainsi le développement de bactéries anaérobies. Ces bactéries produisent des gaz malodorants qui peuvent constituer une nuisance sérieuse pour le voisinage. Deux cas sont à envisager:

- * Si l'effluent est faiblement chargé le bassin bascule vers l'aérobiose,
- * Si l'effluent est fortement chargé le bassin bascule vers l'anaérobiose.

Zone 3: ou zone de fond est la partie du bassin où s'accumulent les matières en suspension de l'effluent résultant des cellules animales et végétales mortes. Elle est pauvre en oxygène et assure la minéralisation de la matière organique avec dégagement de gaz: CH₄ et H₂S.

L'application de nos données à ce modèle indique que les quatre bassins de la station d'étude fonctionnent en aérobiose du fait que la profondeur des bassins ne dépasse pas 1,5 m et que la charge organique exprimée en termes de DBO n'atteint jamais les 100 mg. l⁻¹ d'O₂.

Les bassins de lagunage sont souvent colonisés par une multitude d'espèces qui varient en fonction: des conditions climatiques, de la nature de l'effluent traité, de la profondeur de la lagune et de la charge de l'effluent (Khattabi, 2002).

II.3.3. Mécanisme de traitement dans le lagunage naturel

Le lagunage est une technique extensive de traitement des eaux usées constituée de plusieurs bassins étanches en série où se développent les bactéries, algues et zooplancton, l'épuration de la matière organique repose sur l'activité de bactéries libres (Brouillet et *al.*, 2008). L'oxygène nécessaire à l'activité de ces micro-organismes provient d'une part de l'agitation de la surface de l'eau par le vent, d'autre part et surtout, de la photosynthèse d'algues microscopiques (appelées microphytes) qui, en présence du soleil et de la chaleur, absorbent le gaz carbonique dissous dans l'eau et rejettent de l'oxygène, le développement de petits crustacés (daphnies par exemple), principalement en périodes chaudes et dans des bassins peu chargés, contribue à la clarification de l'eau, enfin, le rayonnement ultra-violet solaire détruit de nombreux germes pathogènes et assure une certaine décontamination de l'effluent, la dégradation de la matière organique s'accompagne d'une sédimentation des matières décantables de l'effluent, il se forme ainsi des boues qui se développent au fond des bassins où l'oxygène ne parvient plus, la dégradation se poursuit alors sous l'action de bactéries anaérobies, il y a alors fermentation, marquée par des dégagements de gaz et la minéralisation des boues (El Haite, 2010). Le lagunage s'appuyant sur des processus naturels d'autoépuration très dépendants des conditions climatiques cales (ensoleillement, température) (Brouillet et

al., 2008). La figure (03); présente les mécanismes en jeu dans les bassins de lagunage naturel.

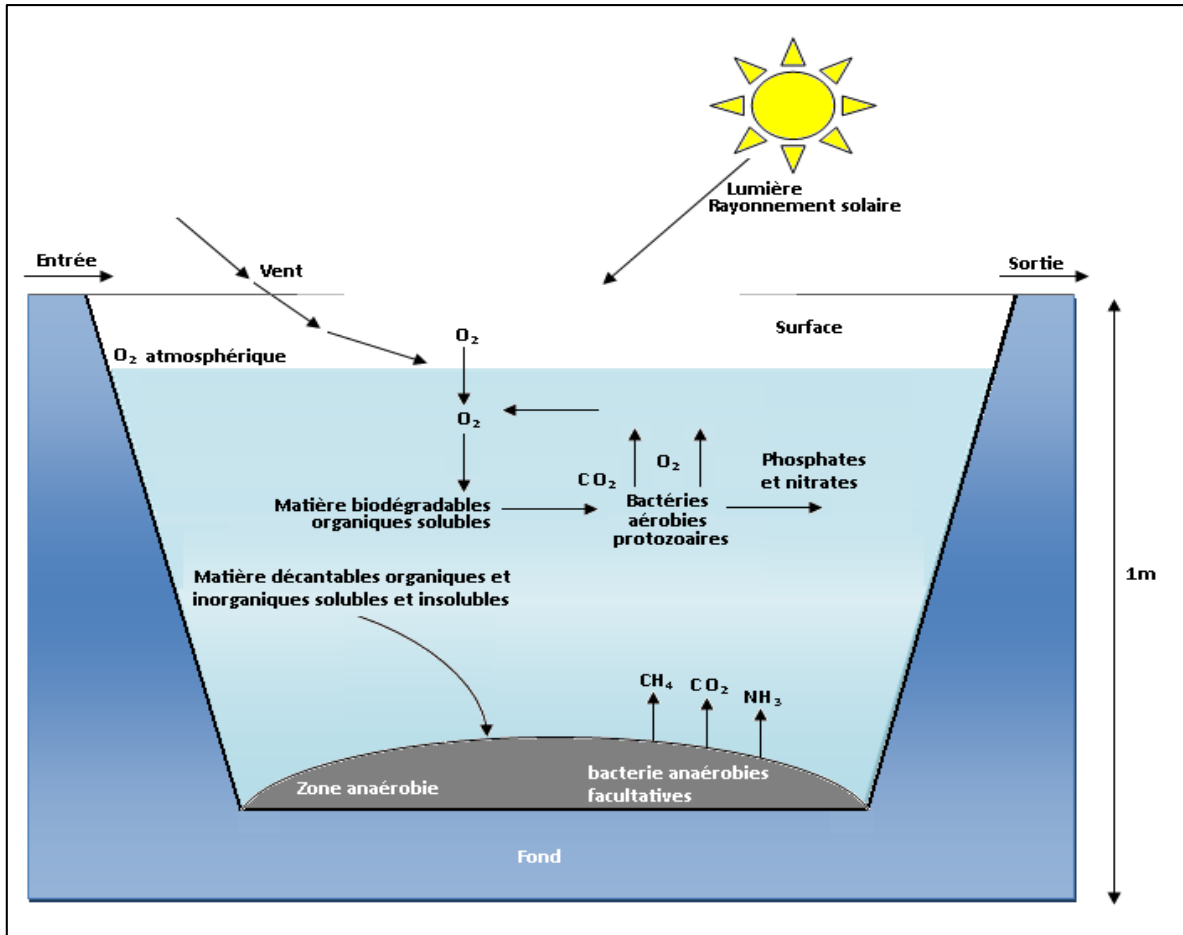


Figure 03: Les mécanismes en jeu dans les bassins de lagunage naturel (El Haite, 2010).

Ce procédé simple demande des surfaces importantes car les temps de réactions sont très longs, pour que le lagunage s'effectue dans les meilleures conditions d'aérobiose, tout en évitant les odeurs et la prolifération des insectes, il faut prévoir une décantation primaire des effluents, selon les régions on peut traiter par ce procédé de 25 à 50 Kg de DBO_5 par hectare et par jour, ce traitement demande des surfaces importantes avec des temps de séjour de l'ordre de 30 à 60 jours et une profondeur des bassins de 0.5 à 1.2 m (Dhaouadi, 2008).

III. La phyto-épuration des eaux usées

III. 1. Généralités sur phytoépuration

Plusieurs techniques coûteuses peuvent être utilisées dans l'épuration des eaux non conventionnelles; le besoin de techniques simple, économiquement compétitives et pouvant préserver les caractéristiques des écosystèmes, comme l'application de la phytoépuration dans le traitement des eaux usées.

La phytoépuration est une opération qui consiste à purifier l'eau c'est-à-dire à la débarrasser des éléments polluants et qui repose sur des processus naturels, d'origine biotique et/ou abiotique, mis en œuvre par les plantes, les microorganismes de la rhizosphère et le substrat dans lequel ils évoluent, une grande variété de plantes aquatiques de type flottantes, émergentes ou submergées, rassemblées ici sous le terme générique de « macrophytes », peut être utilisée pour la phytoépuration, à la fois pour leurs rôles directs et indirects (Guittonny-Philippe, 2014).

Selon Felzines et *al.* (1998), tous les plans d'eau peuvent être colonisés par des végétaux appartenant à deux grandes catégories : les plantes amphibies et les plantes aquatiques qui s'organisent en ceintures concentriques selon un gradient de la terre ferme à la pleine eau:

- **La catégorie des plantes amphibies (les hélophytes);** comprend des plantes qui se dressent hors de l'eau et qui supportent une alternance annuelle d'émersion et d'immersion:Phragmite, les massettes, les laîches, la littorale..., qui constituent les ceintures externes, souvent dominées par l'une de ces espèces.
- **Les plantes aquatiques ou «hydrophytes»;** sont représentées par plusieurs types biologiques qui se répartissent en ceintures internes et se superposent en strates dans l'eau:

- Des espèces flottant librement à la surface (Lentille d'eau, Petit nénuphar) ou sous la surface (Utriculaire, algues filamenteuses);

- Des espèces enracinées et s'étalant à la surface: Nénuphar blanc sur fond vaseux ou Potamot nageant sur fond sableux;

Synthèse bibliographique

- Des espèces fixées sur le fond et restant immergées: Élodée du Canada, Naiade, algues characées.

Les macrophytes extraient du milieu environnant (eau, sédiment) les nutriments nécessaires à l'édification de leur organisme, les plus importants de ces nutriments sont l'azote et le phosphore, cette extraction retire donc du milieu une part des nutriments disponibles et contribue à ce que l'on a depuis longtemps dénommé « autoépuration » des milieux aquatiques, avec le développement de la population humaine, les milieux aquatiques ont servi de plus en plus de récepteurs des effluents domestiques avec des conséquences sans cesse plus visibles, la protection croissante des cours d'eau a donc conduit depuis un peu plus d'un siècle à la création de systèmes d'épuration maintenant bien connus (Boutin et Dutartre, 2014).

En parallèle, les capacités épuratoires « naturelles » de certains milieux aquatiques vis-à-vis de ces eaux usées chargées en matières organiques ont été mieux appréciées ; en particulier, les interfaces entre la terre et l'eau, ont bien été identifiées comme pouvant participer à l'épuration de nos effluents, l'amélioration des connaissances dans ce domaine a fortement participé à la conception de nouveaux systèmes de traitement des eaux s'inspirant des processus naturels, dénommés «marais artificiels», les algues planctoniques (lagunes à «microphytes») constituent un compartiment essentiel: effectivement, par les mécanismes de la photosynthèse, les algues fournissent l'oxygène nécessaire à la respiration des bactéries responsables de la dégradation de la pollution (Boutin et Dutartre, 2014).

Les microorganismes peuvent également contribuer de façon indirecte à l'épuration des contaminants. L'activité microbienne se traduit souvent sous la forme d'une acidification ou d'une alcalinisation (cycle de l'azote) du milieu environnant (Gadd, 2010).

Autre exemple, les champignons mycorhiziens, tels que les champignons mycorhiziens à arbuscule (CMA), peuvent créer des associations symbiotiques avec les plantes et améliorer leur nutrition, leur tolérance aux contaminants, favoriser leur croissance ou modifier leur absorption des contaminants (Hryniewicz et Baum, 2011).

Plusieurs types de ces plantes aquatiques peuvent coloniser les bassins de lagunage, dans notre étude il s'agit des deux macrophytes: le roseau (*Phragmites australis*) et la massette (*Typha latifolia*)

III.1.1. Le roseau (*Phragmites australis*)

Le roseau *Phragmites australis* ou *Phragmites communis* fait partie des Angiospermes monocotylédones (Masleard et Perennou, 1996).

Il existe deux types de génotypes pour le phragmite, soit celui indigène qui est d'origine américaine ainsi que celui exotique qui est plutôt d'origine européenne (Brisson, 2014).

Le phragmite, aussi connu sous le nom de roseau commun ou exotique, fait partie de la famille des Poacées et des graminées tout comme le blé, le riz et la canne à sucre.

L'ensemble des Poacées possède une tige rigide et creuse qui ne possède aucune ramification, excepté à la base de leur tige. Le phragmite possède aussi une autre caractéristique propre des Poacées, soit la production de rhizomes et de stolons (Québec, 2011).

Les plantes adultes de *Phragmites australis* mesurent entre 40 cm et 2 m et peuvent monter jusqu' à 4 m de haut. Les tiges non ligneuses sont robustes droites et sans embranchements. Les grandes feuilles sont larges de 1 à 3 cm. L'inflorescence du *Phragmites australis* est une longue panicule dense de 10 à 30 cm (San Miguel, 2011) (Figure 04). De nos jours, l'utilisation de *Phragmites australis* dans des bassins filtrants pour l'épuration des eaux souillées, est une technique qui se développe largement (San Miguel, 2011).

Ces plantes ont la particularité d'être tolérantes aux polluants et capables de les dégrader (Arienzo et al., 2009). Les macrophytes et plus spécifiquement les roseaux (*Phragmites australis*) ont la particularité de former un tissu racinaire et un réseau de galeries qui drainent, apportent de l'oxygène et servent de support aux bactéries aérobies (Derradji, 2014). Le *Phragmites australis* est une plante très productive qui s'adapte facilement aux différentes conditions du milieu (Tiglyene et al., 2005).

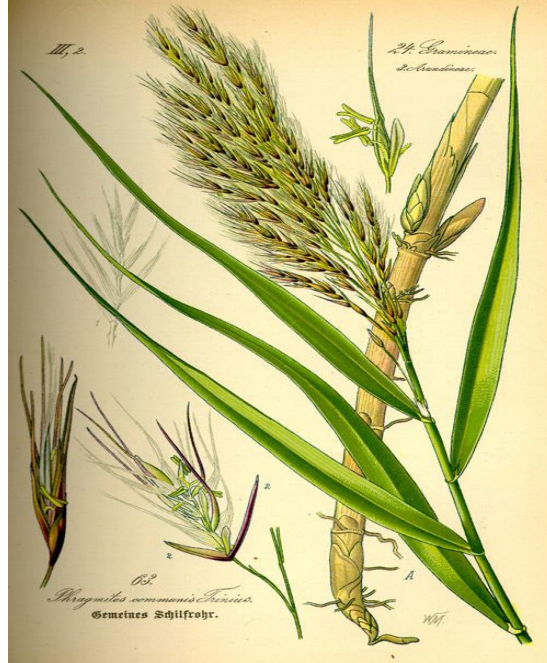


Figure 04: Roseau (*phragmites australis*) (Kurt, 2007).

Systematique

Nous avons opté pour la classification proposée par Quezel et Santa (1963).

Règne: Végétale.

Embranchement: Spermaphytes.

Sous/embranchement: Angiospermes.

Classe: Monocotylédones.

Ordre : Cyperales.

Famille : Poacées.

Genre : *Phragmites*.

Espèces : *australis*.

V. Les indices de diversité

L'étude de la diversité du peuplement avien fait appel au calcul des indices écologiques de structure suivant:

- L'indice de diversité de Shannon-Weaver.
- l'indice d'équitabilité.

Parmi les indices qui permettent d'exprimer la structure d'un peuplement, nous avons retenu l'indice de Shannon-Weaver (Blondel, 1979). Il signale que plus il y a d'espèces, plus leurs abondances respectives sont voisines et plus la diversité sera élevée.

L'équitabilité permet de savoir si les effectifs des espèces présentes sont en équilibre entre eux ou non.

V.1. Indice de Shannon-Weaver

La diversité d'un peuplement avien est calculée à partir de l'indice de Shannon-Weaver (Rebbah, 2019). Cet indice tient compte de l'abondance (Barbault, 1981). Il est donné par la formule suivante: $H' = - \sum q_i \log_2 q_i$

H: L'indice de diversité.

qi: La fréquence relative des individus appartenant à l'espèce i.

qi = ni/n où ni est le nombre d'individus d'une espèce (**i**) et (**n**) étant le nombre d'individus toutes espèces confondues.

III.1.2. La massette (*Typha latifolia*)

La massette (*Typha latifolia*), aussi appelée roseau à massette, rauche (ou quenouille), elle aussi fait partie des angiospermes monocotylédones, elle appartient à de l'ordre des Poëles, famille des Typhaceae, c'est la plus commune du genre *Typha*; Cette plante herbacée pérenne pousse dans les régions tempérées et tropicales de l'hémisphère Nord, elle n'est présente que près des étendues d'eau douce ou des cours d'eau, la plante peut mesurer entre 1,5 et 3 m de haut, elle possède des feuilles larges de 2 à 4 cm (Ziameche, 2014) (Figure 05).

La massette retrouve particulièrement en Europe, en Asie et en Amérique, elles colonisent les marais et les rivages saturés en eau douce, ces plantes produisent beaucoup de biomasse et leurs longues tiges assurent l'oxygénation du substrat, elles forment un réseau qui retient les débris et construit le sol, diminuant ainsi l'érosion, leurs feuilles sont construites de façon à réduire le vent et, par conséquent, l'évapotranspiration (Mimeche, 2014). C'est une plante utile pour l'homme et constitue une nourriture pour des mammifères semi-aquatiques (Julve, 1998).

Les massettes se trouvent généralement dans les régions où il y a un stock d'eau, les marais, les rivières et les lacs, et aussi dans les terres incultes, cette plante vivace, pérenne et renouvelable, est utile dans certains cas, comme le cas des eaux usées provenant de l'industrie chimique où elle purifie l'eau nocive, ces plantes sont typiquement de 1 à 7 m de long avec des feuilles spongieuses d'environ un pouce de largeur (El Omari, 2016).

Le *Typha* est actuellement utilisé principalement dans les activités artisanales, son potentiel comme source économique est encore sous-utilisé par rapport aux autres fibres naturelles (Cox, 1952).

Synthèse bibliographique

Ces deux espèces; *Phragmites australis* et *Typha latifolia* rivales possèdent le même habitat, c'est-à-dire qu'on les retrouve toutes les deux en bordure de routes et de milieux humides, ayant le même habitat, ces deux espèces sont donc régulièrement confrontées à compétition entre elles pour obtenir les ressources essentielles à leur croissance et à leur survie (San Miguel, 2011).

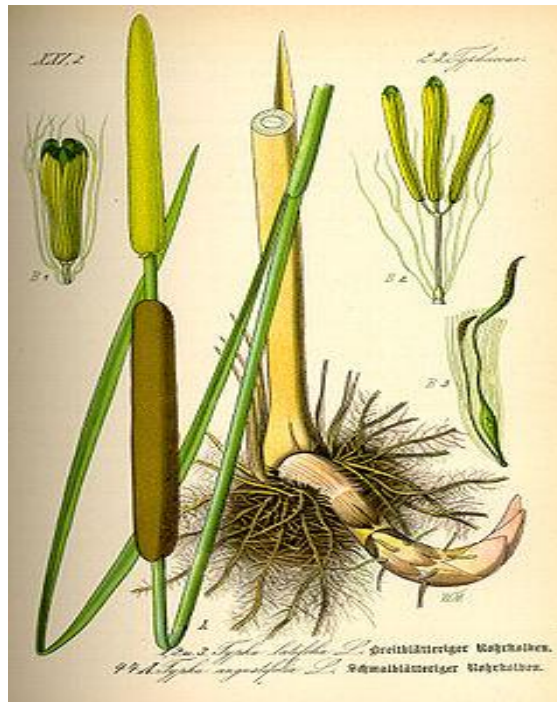


Figure 05: La massette (*Typhalatifolia*) (Kurt, 2007).

Systematique

La classification de *Typha latifolia* (Anonyme, 2020).

Règne : Végétale

Superdivision : Spermatophyta

Division : Magnoliophyta

Classe : Liliopsida

Sous-classe : Commelinidae

Synthèse bibliographique

Order : Typhales

Famille : Typhaceae

Genre : *Typha L.*

Espèce : *Typha latifolia L.*

Matériel et méthodes

I. Site d'étude

I.1. Situation géographiques

La station étudiée est située 1 km à l'Est du chef-lieu de la commune de Beni Fouda, Wilaya de Sétif (36° 17'98"N et 5° 36'56"E et 833 m d'altitude), elle est distante de la Capitale Alger de 300 Km. La station lagunaire a été créée en 2006. Sa capacité d'épuration des eaux usées urbaines est de 11200 Eq/hab et le débit quotidien de traitement est de 1341 m³j⁻¹ (Chennafi et *al.*, 2018). Ce système comprend 06 bassins de lagunage en série à trois étages en gradins, le premier est le bassin de décantation, le second est optionnel et le dernier est un bassin de maturation. Le traitement des eaux usées par procédé biologique; utilise des plantes phyto-épuratrices de type roseaux (*Phragmites australis*) et massette (*Typha latifolia*) en aval pour le traitement de finition. Elle est prévue pour protéger l'Oued Dheb qui converge vers le Barrage Beni-Haroun (ONA, 2011) (Figure 06).

Le processus de traitement par lagunage repose principalement sur l'activité photosynthétique des végétaux; les conditions environnementales (essentiellement la quantité et la qualité de la lumière disponible, ainsi que la température du milieu) ont une influence déterminante sur l'efficacité du traitement. Une bonne connaissance de l'évolution des variables climatiques du site expérimental est nécessaire à la compréhension de l'évolution de la qualité de l'eau traitée (Laabassi, 2016).

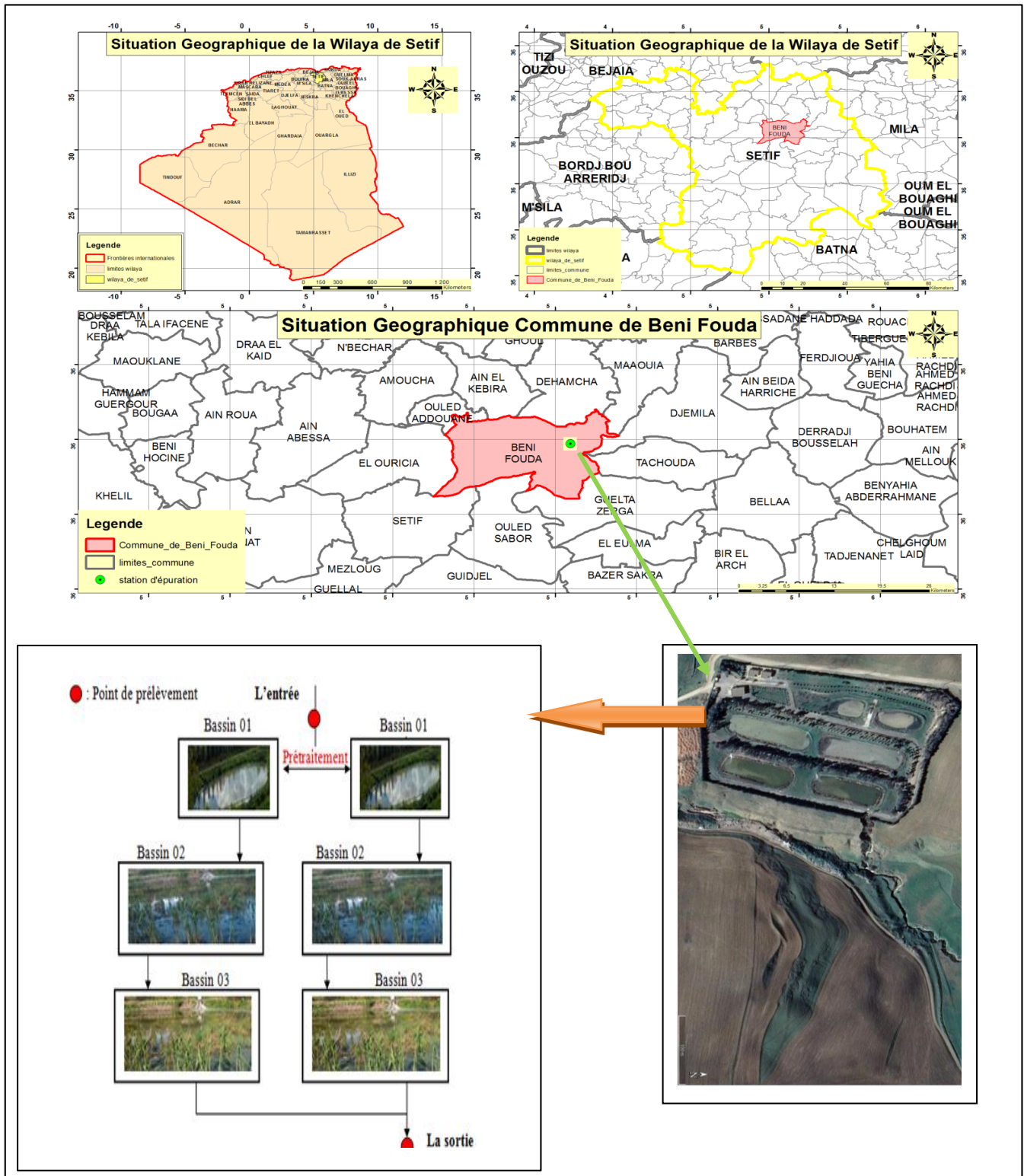


Figure 06: Localisation de la STEP de la ville de Beni Fouada.

I.2. Etude climatique

Le climat de la wilaya de Sétif est de type Méditerranéen continental semi-aride caractérisé par une saison hivernale pluvieuse et fraîche et une saison estivale, sèche et chaude.

En se basant sur les données météorologiques récoltées sur dix années (2009-2019) de la région de Sétif (Tableau 02), le tracé du graphique (le diagramme ombrothermique), et d'après Bagnouls et Gausson (1957) qui considèrent qu'un mois est sec quand le total des précipitations exprimées en mm est égale ou inférieur au double de la température exprimée en degrés Celsius ($P \leq 2T$). Ceci fait ressortir une période sèche qui s'étale sur six mois allant du mois de mai jusqu'au mois d'octobre (Figure 07).

Tableau 02 : Données météorologiques de la station de Sétif (2009-2019).

| Paramètres Mois | Température moyenne mensuelle (°C) | Précipitation moyenne mensuelle (mm) | Moyenne mensuelle des températures maximales (°C) | Moyenne mensuelle des températures minimales (°C) |
|--|---|---|--|--|
| Janvier | 5,00 | 39,68 | 10,4 | 0,42 |
| Février | 5,22 | 36,59 | 10,68 | 0,14 |
| Mars | 8,70 | 44,53 | 14,70 | 2,84 |
| Avril | 13,08 | 48,00 | 33,9 | 5,86 |
| Mai | 15,45 | 39,09 | 23,53 | 9 |
| Juin | 22,31 | 20,08 | 30,30 | 14,10 |
| Juillet | 26,79 | 4,98 | 35,06 | 18,25 |
| Août | 25,68 | 32,09 | 33,72 | 17,82 |
| Septembre | 20,85 | 27,77 | 28,04 | 14,29 |
| Octobre | 15,60 | 31,40 | 22,63 | 9,81 |
| Novembre | 9,66 | 39,05 | 15,37 | 4,58 |
| Décembre | 6,21 | 29,17 | 11,8 | 1,2 |
| Moyenne annuelle de précipitation 359,79 mm | | | | |

Quotient ombrothermique

$$Q_2 = 1000.P / (M+m/2) (M-m)$$

P= Précipitation annuelle moyenne (mm).

M=Température des maximas du mois le plus chaud (°K).

m=Température du mois le plus froid (°K).

➤ La précipitation

Les précipitations représentent la source principale d'eau dans le monde, selon les données météorologique, la région de Sétif a été caractérisée par des précipitations très faibles et irrégulières (Tableau 02), surtout aux mois de juillet (4,98 mm).

➤ La température

La température représente un facteur limitant de première importance car, elle contrôle l'ensemble des phénomènes métaboliques (Ramade, 1984).

D'après les données météorologique, nous constatons que la température la plus haute du mois le plus chaud et avec une forte sécheresse durant le mois de juillet ($M = 35,06^{\circ}\text{C}$) et que la température la plus basse du mois le plus froid est enregistrée durant le mois de février ($m = 0,14^{\circ}\text{C}$).

Le diagramme ombrothermique (Figure 07) nous montre un allongement de la période sèche qui s'étale du mois de mai au mois d'octobre alors que le climat méditerranéen est caractérisé par une période sèche essentiellement estivale.

De ces données et à un $Q_2 = 35,45$ et $m = 0,14^{\circ}\text{C}$, la région de Sétif prend une place dans le climagramme emberger dans l'étage biochimique à végétation, semi-aride (Figure 08).

L'apport global d'eau, lié aux précipitations à la surface du lagunage dans des conditions de fortes températures, de forts rayonnements et de faibles précipitations, représente 1 à 2% du volume total d'effluent (Redfield, 1985).

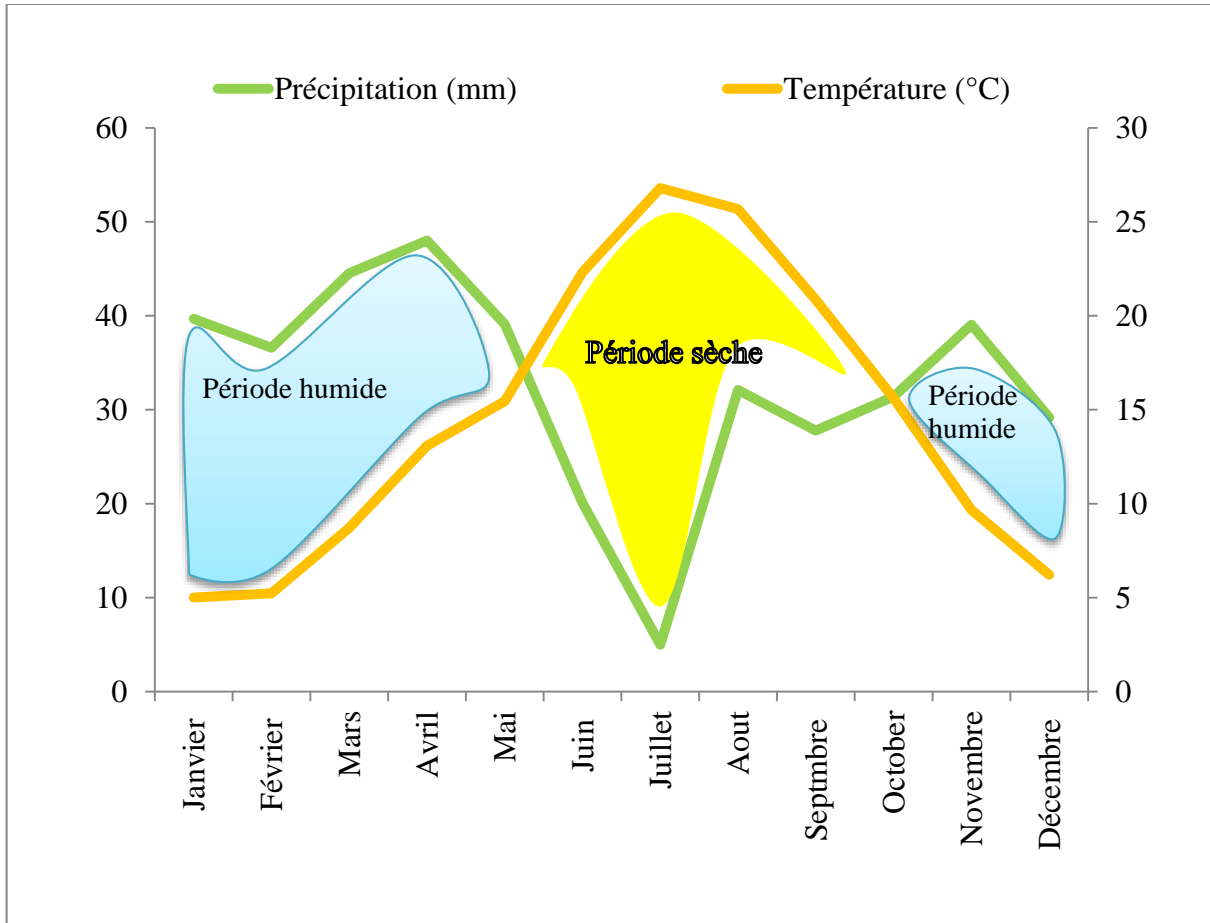


Figure 07: Diagramme Ombro-thermique de Sétif (2009-2019).

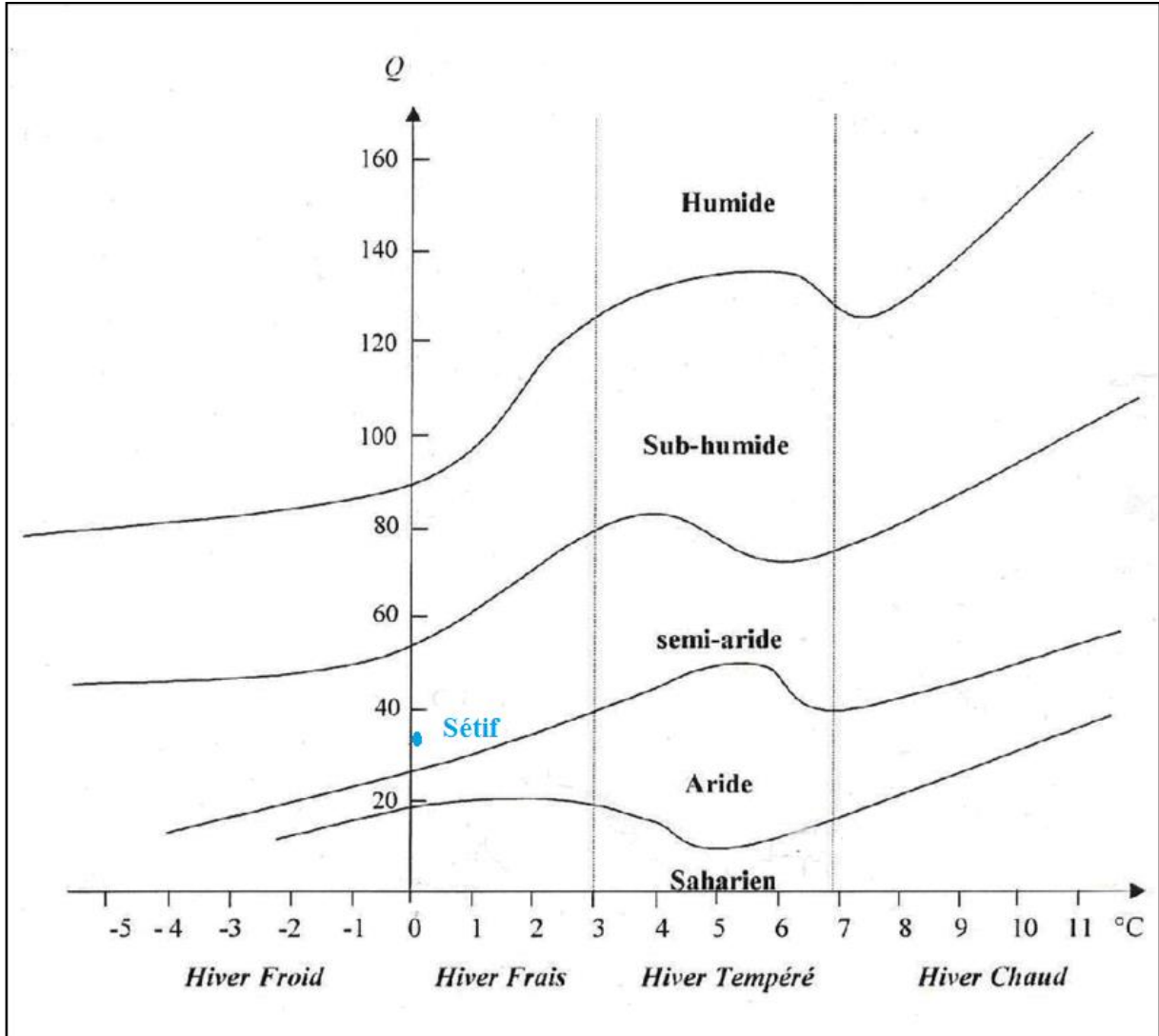


Figure 08: Etages bioclimatiques d'Emberger. Situation de la région de Sétif dans le climatogramme d'Emberger.

II. Analyses physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques sont déterminés à partir des prélèvements des eaux effectués mensuellement durant l'année 2017 au niveau de l'entrée et à la sortie de la STEP, les échantillons sont conservés selon (Rodier et *al.*, 2009), afin de suivre la capacité épuratoire de la station étudiée. Les paramètres; pH, la température (T) et la conductivité électrique (CE) ont été déterminés in situ à l'aide d'un multi-paramètre. Concernant les paramètres suivants sont analysés au laboratoire du STEP et de RNAMS: La demande biologique d'oxygène (DBO₅) qui a été mesuré par un DBO mètre, la demande chimique d'oxygène (DCO) a été déterminée par un DCO mètre, la matière en suspension (MES) par la méthode de système de filtration NFEN 872 (AFNOR, 2005), l'ammonium (NH₄-N) a été déterminée par la méthode au Nessler (méthode 8038), Nitrite (NO₂-N) a été déterminé par la méthode au sulfate ferreux (méthode 8153) (HACH, 2005). Nitrate (NO₃-N) (méthode Hach LCK339), les phosphates (P-PO₄) sont analysées selon la méthode 8048 (HACH, 2005). Les lectures sont faites à l'aide spectrophotomètre (Tableau 03).

Tableau 03: Principaux paramètres étudiés et méthode d'analyse pour chaque échantillon d'eau.

| Paramètres | Méthode |
|--------------------|---------------------------|
| DBO ₅ | DBO mètre |
| DCO | DCO mètre |
| NH ₄ -N | Nessler (méthode 8038) |
| NO ₃ -N | Sulfate ferreux |
| NO ₂ -N | Hach LCK339 |
| PO ₄ | Phos Ver 3 (méthode 8048) |
| MES | Système de filtration |

III. Rendement épuratoire

Les rendements épuratoires des paramètres mesurés sont calculés par la relation suivante (Fartas et *al.*, 2011):

$$\text{Rendement (\%)} = (\text{X entrée} - \text{X sortie} / \text{X entrée}) \times 100$$

X: Concentration de paramètre considéré dans les eaux usées au niveau de l'entrée de la station.

X: Concentration de paramètre considéré dans les eaux usées au niveau de la sortie de la station.

IV. Analyse mycologiques

Le prélèvement des échantillons est effectué à partir des racines des plantes *Phragmites australis* de lagunes, avec une fréquence trimestrielle pendant l'année 2018/2019. Les échantillons ont été placés dans des sacs en papier, puis elles sont acheminées au laboratoire d'INRA Constantine. Après la séchage des échantillons dans l'étuve à 45 C°, des petits fragments des racines des roseaux sont coupés et désinfectés à l'hypochlorite de sodium à 2 % pendant 2 minutes, puis rincés trois fois à l'eau distillée stérile pendant 2 minutes à chaque fois, les fragments séchés en conditions d'asepsie, ensuite effectué leur isolement.

L'isolement se pose sur un milieu de Pomme de terre Dextrose Agar (PDA) dans des boîtes Pétri, les boîtes sont par la suite incubées pendant 7 jours à 24 °C. Le matériel et le milieu utilisés pour la culture sont stérilisés par autoclave à 120°C pendant 20 minutes à 1,5 Bar.

Le dénombrement est effectué selon la morphologie de colonie de chaque boîte Pétri, les colonies ayant une morphologie similaire sont regroupées en sous-groupe.

La purification se fait par un repiquage de chaque colonie différente à l'aide d'une pipette Pasteur; en déposant un disque de 6 mm de diamètre au centre de la boîte de Pétri contenant du milieu PDA, les boîtes sont par la suite incubées à 28 ± 4°C pendant 7 jours. Dans des conditions d'hygiène et d'asepsie: en utilisation une pipette pour poser un

échantillon dans une lame; on ajoute une goutte de bleu de méthylène; après l'écraser par la lamelle.

L'observation est effectuée au microscope optique aux différents grossissements ($\times 10$, $\times 40$) ainsi qu'à l'immersion ($\times 100$).

L'identification des genres fongiques est basée sur l'étude des caractères cultureux macroscopiques et les caractères morphologies observées sous microscope:

➤ **Etude des caractères macroscopiques**

Après purification, les cultures sont examinées à l'œil nu selon les caractéristiques:

- Observation de la texture et de l'épaisseur de la colonie;
- Couleur de la colonie;
- Les spores: la densité sur le hyphes, l'aspect des spores (granuleux, poudreux), l'uniformité de la couleur des spores, la présence de pigment diffusible et les exsudats.

➤ **Etude des caractères microscopiques**

Ce type d'identification est fondé essentiellement sur l'étude morphologique du mycélium et des spores (Lecompt, 1997).

- Mycélium: Absence ou présence de cloisons, couleur, mode de ramification, différenciation des thallospores, ... etc.
- Spores: Forme, couleur, texture des parois, groupement en chaînes, etc.

V.2. Indice d'équirépartition ou d'équitabilité (E)

L'équitabilité constitue une seconde dimension fondamentale de la diversité, (Ramade, 1984). Selon Dajoz (1996) c'est la distribution du nombre d'individus par espèces. Il est donné par la formule suivante

$$E = H' / H_{\max}$$

$$H_{\max} = H' / \log_2 S$$

$$E = H / \log_2 S$$

E : Equitabilité de Piélou

S : Richesse spécifique

VI. Analyse statistique

L'analyse statistique des données mesurées a été réalisée par le logiciel COSTAT pour comparer les moyennes des différents paramètres physico-chimiques des eaux usées avant et après le traitement. Nous avons réalisé ceci à travers une ANOVA, et des corrélations, afin de détecter ce qui est pertinent dans nos résultats et de tirer des conclusions.

Résultats et discussion

I. Qualité physico-chimique des eaux usées phyto épurées

I.1. Variabilité spatio-temporelle des paramètres physico chimiques

I.1.1. Evolution de la température

Les résultats des analyses de la caractérisation physico-chimique avant et après traitement des eaux usées par un procédé de lagunage naturel tout au long de la période d'étude étalé sur les quatre saisons (2016/2017); ont montré une variation considérable de **températures** allant généralement de 9,8°C à 30°C, les valeurs maximales des températures sont enregistrées pour l'eau brute en mois de juillet et aout, contrairement les valeurs minimales sont marquées dans l'eau épurée en mois de janvier (Figure 09). On observe une diminution légère des valeurs de la température dans l'eau épurée en comparant avec celle de l'eau brute. Cet écart est expliqué par l'activité de la dégradation des matières contenues dans l'eau brute par les microorganismes et qui relèvent la température, aussi dans une eau chargée, les particules en se frottant augmentent la température du milieu (Chennafi et *al.*, 2018). Les valeurs de la température des effluents se situent dans une gamme ($T < 30$ °C), ce qui favorise le traitement biologique et l'autoépuration des eaux usées (Merghem et *al.*, 2016). Ainsi que le développement et la croissance des organismes et de la végétation (Fadli, 2003). Les valeurs de la température des eaux traitées sont dans les normes algériennes des eaux traitées ne dépassent pas 30°C (Annexe).

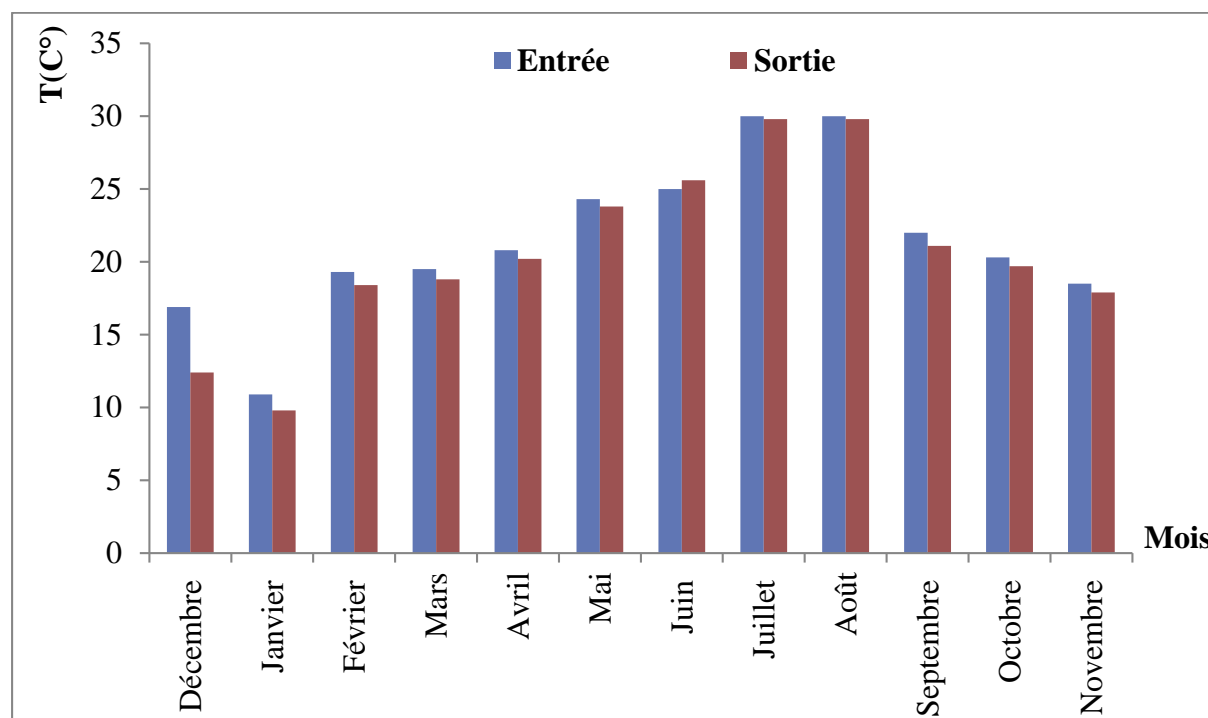


Figure 09: Variation des valeurs de température.

I.1.2. Evolution du potentiel hydrogène (pH)

Le résultat reproduit sur la figure (10) révèle que les valeurs extrêmes minimales et maximales de **pH** sont respectivement de 7,47 et 8,33. Ce là indique une alcalinité des eaux usées. Ce qui est de nature à favoriser un développement bactérien nécessaire à la dégradation biologique des polluants organiques (Maiga et *al.*, 2006). La plupart des organismes ne peuvent pas tolérer un pH supérieur à 9,5 ou inférieur à 4 (Raweh, 2011). Des résultats similaires ont été révélés par García et *al.* (2017) et Chennafi et *al.* (2018). Les valeurs de pH des eaux traitées sont dans les normes algériennes des eaux traitées ($6,5 \leq \text{pH} \leq 8,5$) (Annexe).

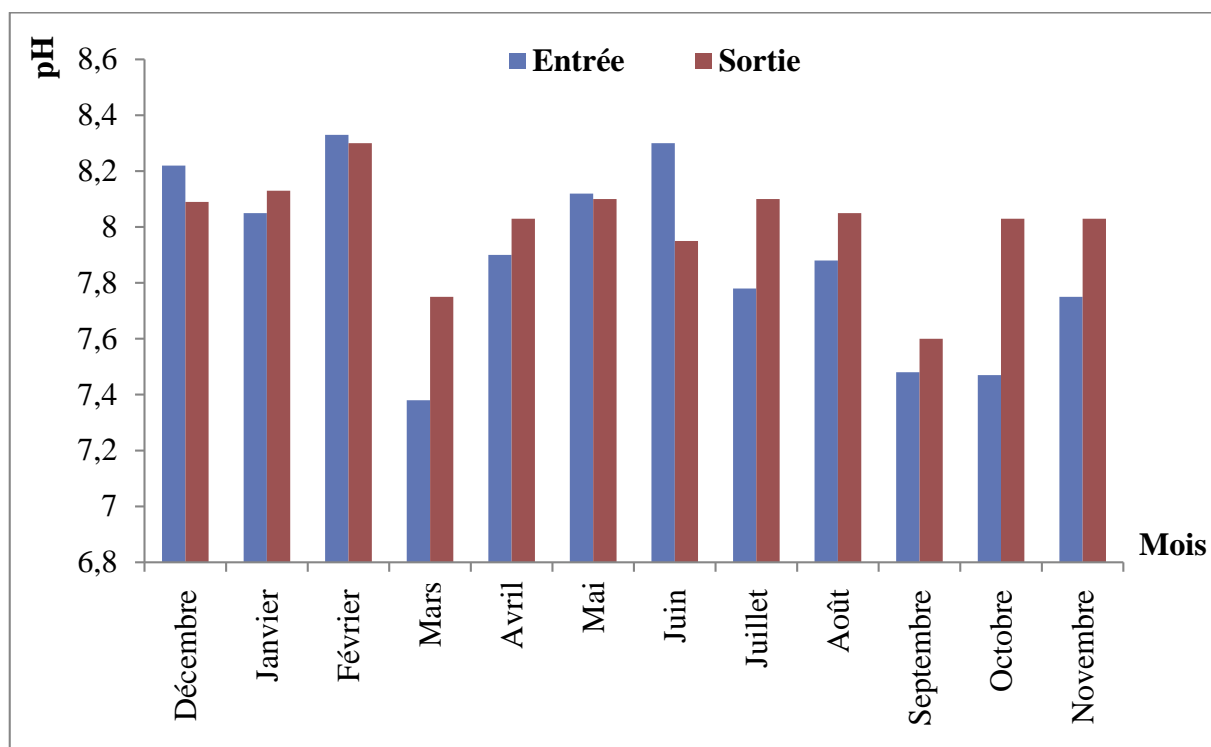


Figure 10 : Variation des valeurs de pH.

I.1.3. Evolution de la conductivité électrique (CE)

Les résultats dans la figure (11) révèlent que les valeurs de la **conductivité** varient de 1127 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 2800 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Les valeurs maximales de la conductivité sont enregistrées au niveau des eaux usées brutes en mois de juin, alors que les eaux usées épurées présentent des valeurs minimales en mois de janvier. On observe que les valeurs de conductivité de l'eau de sortie sont basses par rapport à ceux de l'entrée, avec un rendement épuratoire de 29,46 % enregistré en mois d'août (Tableau 04). Cette diminution peut être due à la dégradation des matières organiques par les bactéries qui contribue à la production de sels nutritifs, ces sels sont assimilés par les algues et les plantes (EL Hachemi et *al.*, 2012). Des résultats similaires ont été révélés par Chennefi et *al.* (2018). Les valeurs de CE des eaux traitées ne dépassent pas 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Annexe).

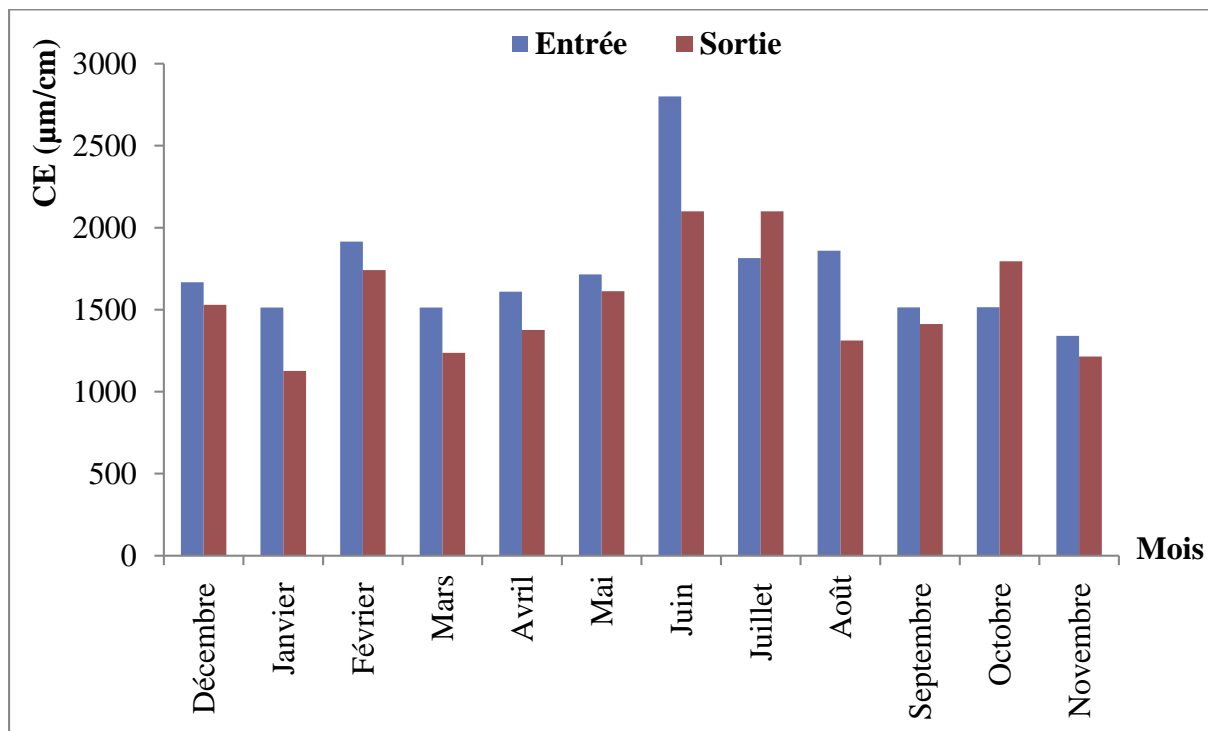


Figure 11: Variation des valeurs de conductivité.

I.1.4. Evolution de la demande biologique d'oxygène (DBO₅)

Les valeurs des teneurs de **demande biologique en oxygène des eaux usées DBO₅** observées varient de 38,4 à 982 mg/l. Les valeurs maximales sont enregistrées en mois de novembre à l'entrée de la station et les valeurs minimales en mois de juin à la sortie (Figure 12). La réduction des valeurs de la DBO₅ observées à la sortie des STEP peut être due à la dégradation de la matière organique par les microorganismes épurateurs (Kahim et Idabdallah, 2013). Le rendement épuratoire de la DBO₅ a été plus important où l'abattement de la pollution carbonée atteint un maximum de 93,76% en mois de juin, et un minimum de 79,23% en mois de mars (Tableau 04). Ces résultats sont comparables avec les rendements observés par Laabassi et *al.* (2016) en Algérie, et avec les rendements observés par Papadopoulos et *al.* (2001) en Grèce où les rendements ont dépassé 90%. Malgré ces taux élevés, les valeurs des eaux traitées restent largement supérieures à la norme algérienne des eaux traitées (30 mg/l) (Annexe).

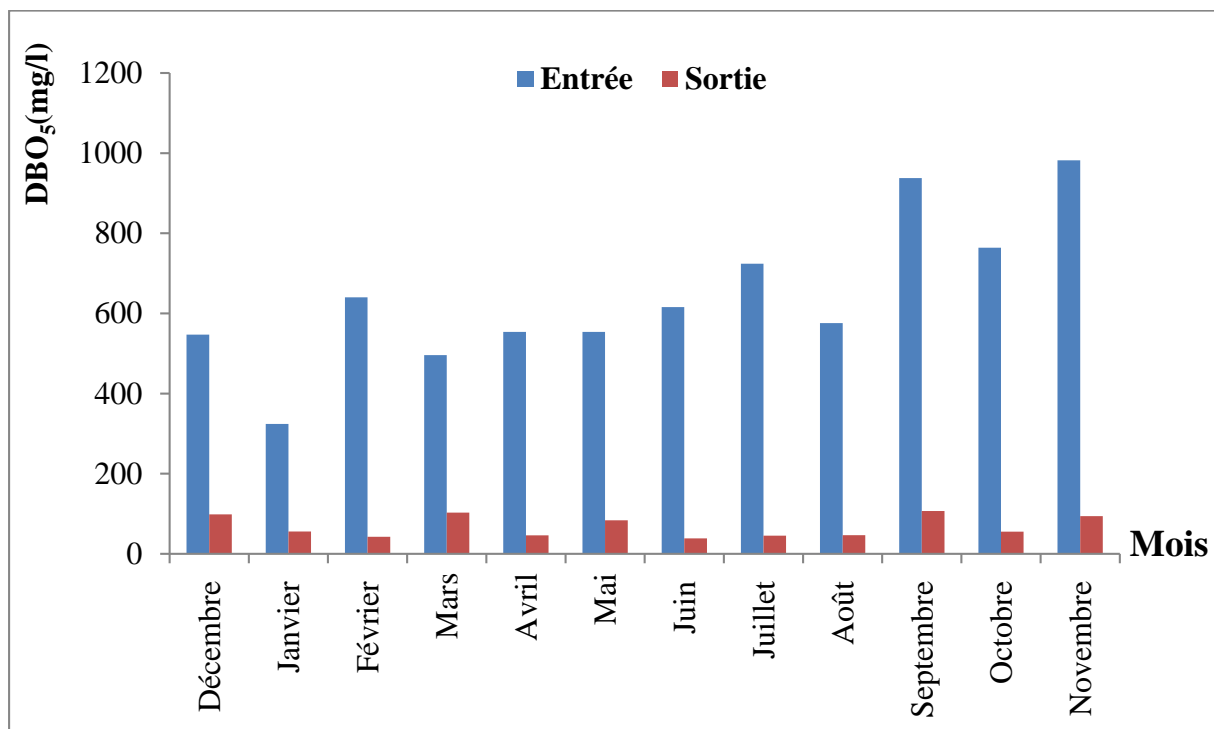


Figure 12: Variation des valeurs de DBO₅.

I.1.5. Evolution de la demande chimique en oxygène (DCO)

La charge de la **demande chimique en oxygène des eaux usées DCO** oscille considérablement entre 112 mg/l et 1365 mg/l, les valeurs maximales sont enregistrées en mois de juillet et minimales en mois de janvier (Figure 13). Les valeurs de la DCO enregistrées pour l'effluent traité sont largement inférieures à celle de l'eau brute, les taux d'élimination de la DCO affichent des valeurs plus élevées; avec un pourcentage maximale de 88, 61% marqué en mois de septembre, et minimale de 70,81% en mois d'octobre (Tableau 04). Ababsa et *al.* (2020) ont rapportés des valeurs plus élevées de DBO5 et DCO qui dépassent la norme jusqu'à dix fois. Les valeurs de la DCO enregistrées pour les effluents traités sont largement inférieures à celles des eaux brutes pour tous les mois d'étude, ce qui évoque des rendements épuratoire très élevés, mais restent loin de la valeur de la norme Algérienne des eaux traitées (90 mg/l) (Annexe).

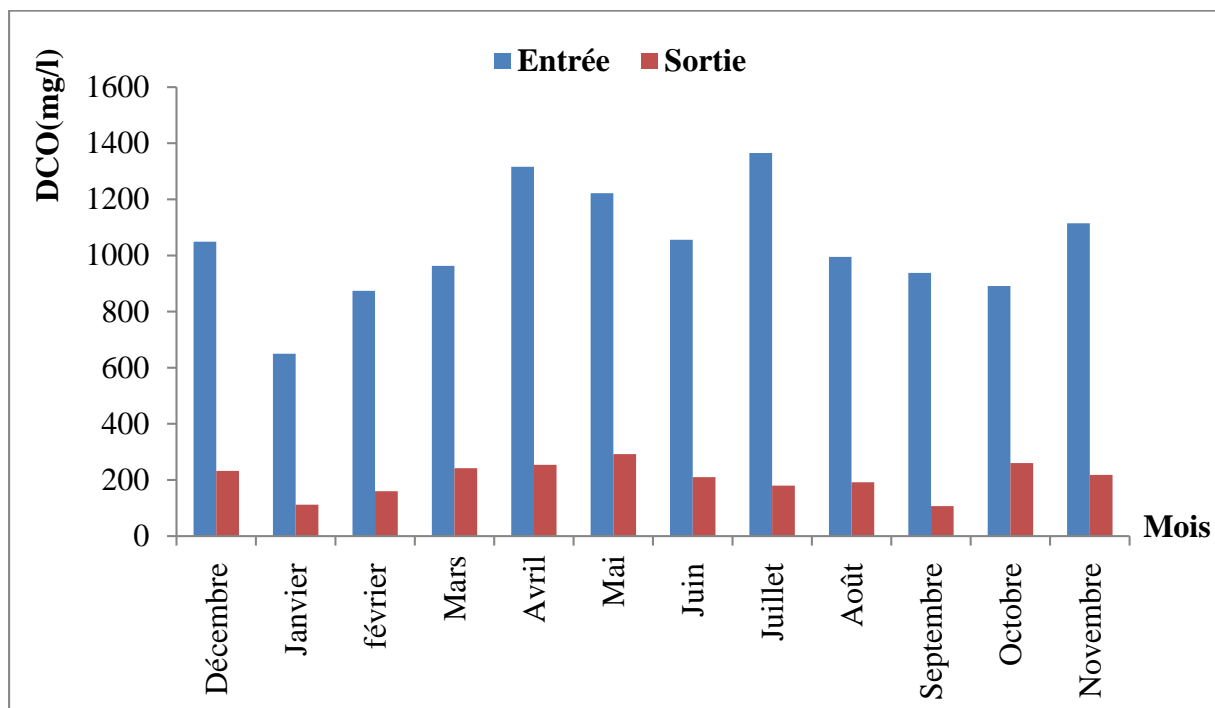


Figure 13: Variation des valeurs de DCO.

I.1.6. Evolution d'azote ammoniacale (NH₄-N)

L'eau brute est caractérisée par des **concentrations d'ammonium** importantes avec une valeur maximale enregistrée en l'entrée de 1207 mg/l en mois de septembre, les valeurs de l'ammonium varient entre 34,8 mg/l et 115,75 mg/l pour l'eau brute et entre 29,25 mg/l et 98,75mg/l pour l'eau traitée (Figure 14).

Le rendement épuratoire de l'ammonium a atteint un pourcentage exceptionnel de 69,34 % enregistré en mois de septembre, et le reste des valeurs inférieure de 45,73% avec un minimale enregistré en mois de janvier (1,14 %) (Tableau 04).

Les valeurs de la teneur d'ammonium sont élevées pendant le mois de septembre, octobre, novembre et décembre. Merghem et *al.* (2016) expliquent ce résultat par le phénomène de dilution d'ammonium pendant la saison de pluies. D'autre part la diminution de la teneur en ammonium dans les eaux des bassins situés en aval est dû à l'assimilation de l'ammonium par la photosynthèse algale suite au phénomène d'eutrophisation qui succède à l'autoépuration une fois l'écosystème est enrichi en dioxyde de carbone, en ion ammonium et en phosphates (Bennabou et *al.*, 2014).

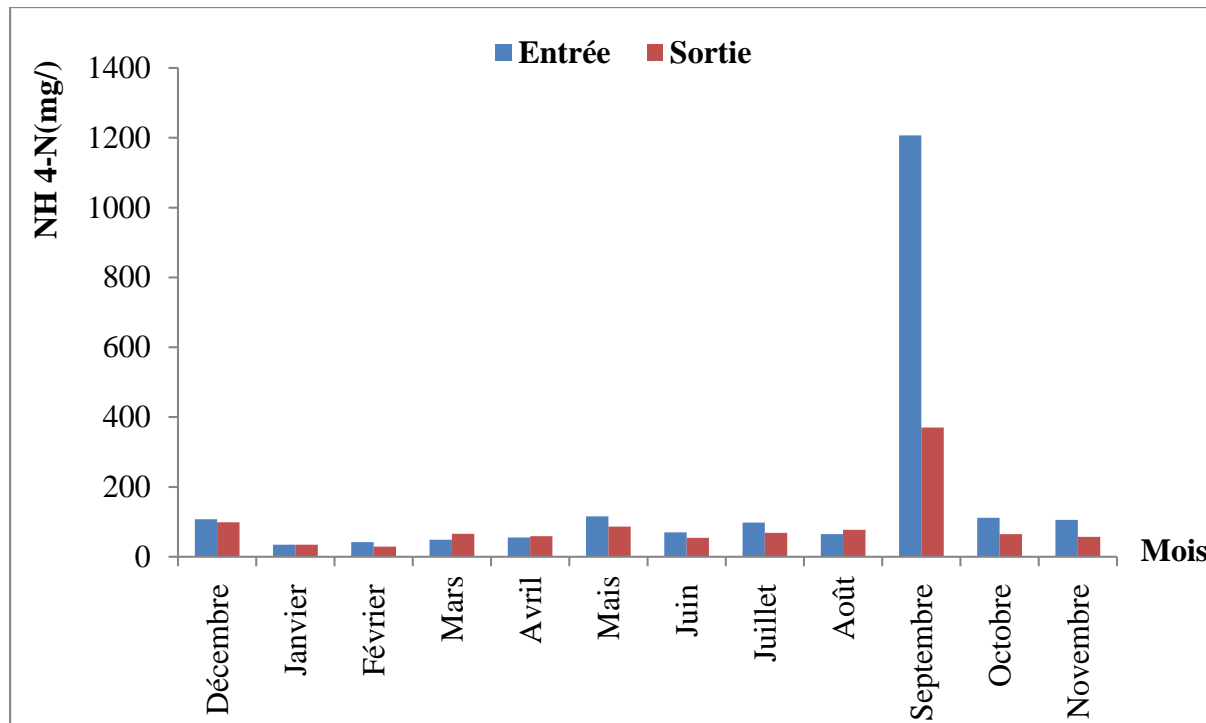


Figure 14: Variation des valeurs de NH₄-N.

I.1.7. Evolution des nitrites (NO₂ - N)

Les valeurs de la **concentration des nitrites** sont généralement très faibles et diminuent remarquablement en fonction du temps. Les concentrations des nitrites enregistrées décroissent de l'entrée vers la sortie, on remarque qu'en mois de septembre, les valeurs atteignent le maximum de façon exceptionnel de 89,75 mg/l (Figure 15). Le rendement épuratoire le plus élevé est obtenu en mois de février (81,25%) (Tableau 04). Les faibles concentrations des nitrites à la sortie <1 mg/l peuvent être provoquées par la nitrification rapide dans l'atmosphère des parties anaérobiques, ou sont immobilisés par assimilation par les plantes, l'adsorption et la précipitation (Shalla *et al.*, 2000). Les nitrites considérés toxiques pour la faune aquatique, à leur tour se transforment en nitrates par les bactéries nitriques (Nitrobacters) consommatrices d'oxygène dissous (CPEPESC, 2014). Les valeurs de nitrite sont compatibles à celles mentionnées par Laabassi *et al.* (2016).

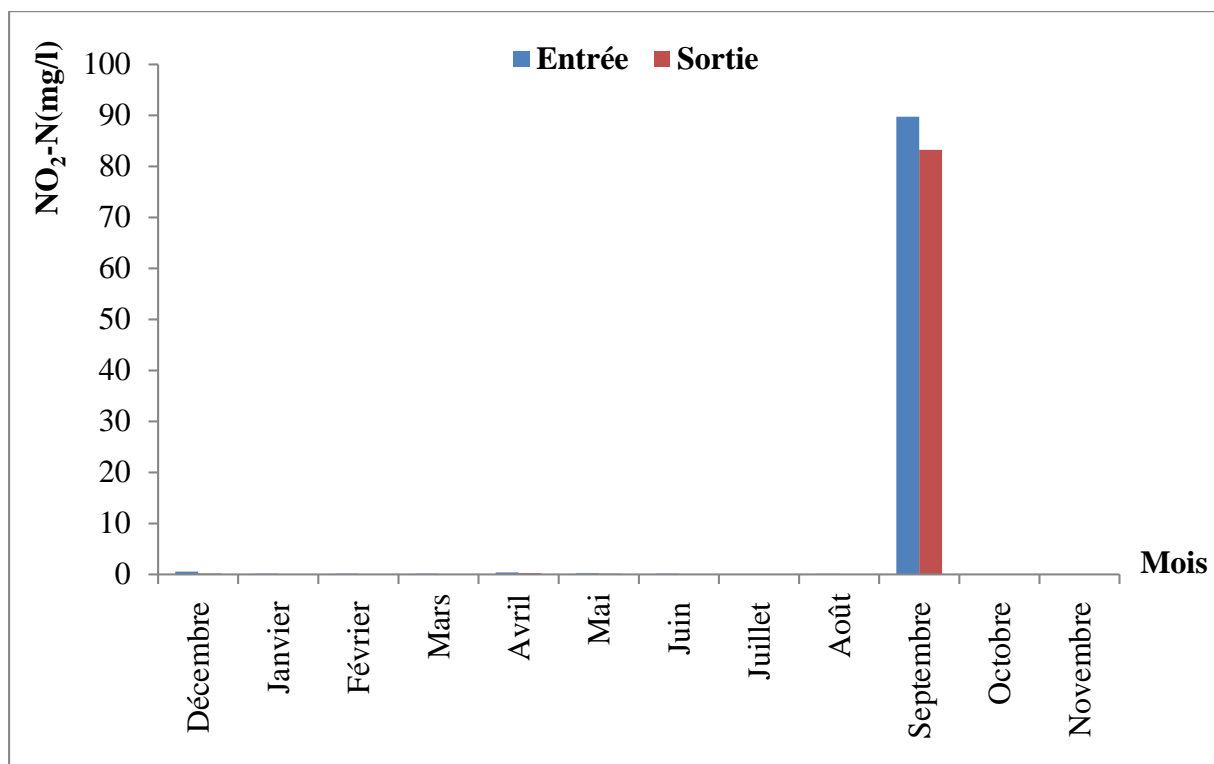


Figure 15: Variation temporelle des valeurs de NO₂-N.

I.1.8. Evolution des nitrates ($\text{NO}_3\text{-N}$)

Les valeurs maximales des **concentrations des nitrates** sont enregistrées en amont et celles minimales en aval et sont respectivement de 9,2 mg/l en mois de octobre, 0,07 mg/l en mois de mai (Figure 16). Ces valeurs varient en fonction de temps. Nous remarquons que les concentrations des nitrates rejetés sont plus faibles que celles reçues à l'entrée. Ceci indique une dégradation des nitrates par la présence de phénomène de dénitrification qui transforme le nitrate en azote ammoniacé. De suggestion similaires été communiqué par Chachoua et *al.* (2013). Le rendement épuratoire de nitrates est généralement moyen à faible, avec un haut pourcentage enregistré en mois de février de 65,62% et un faible rendement enregistré en mois de juillet (0%) (Tableau 04). Ceci indique que la dégradation des nitrates par ce procédé est faible ce qu'est en-contradiction avec les résultats de Chachoua et *al.* (2013). Les nitrites et nitrates existent par une très faible quantité et parfois négligeables avec généralement des teneurs ne dépassant guère 1 mg/l comme rapportés par Abouelouafa et *al.* (2002). Les valeurs de $\text{NO}_3\text{-N}$ sont dans les normes Algérienne des eaux usées (30 mg/l) (Annexe).

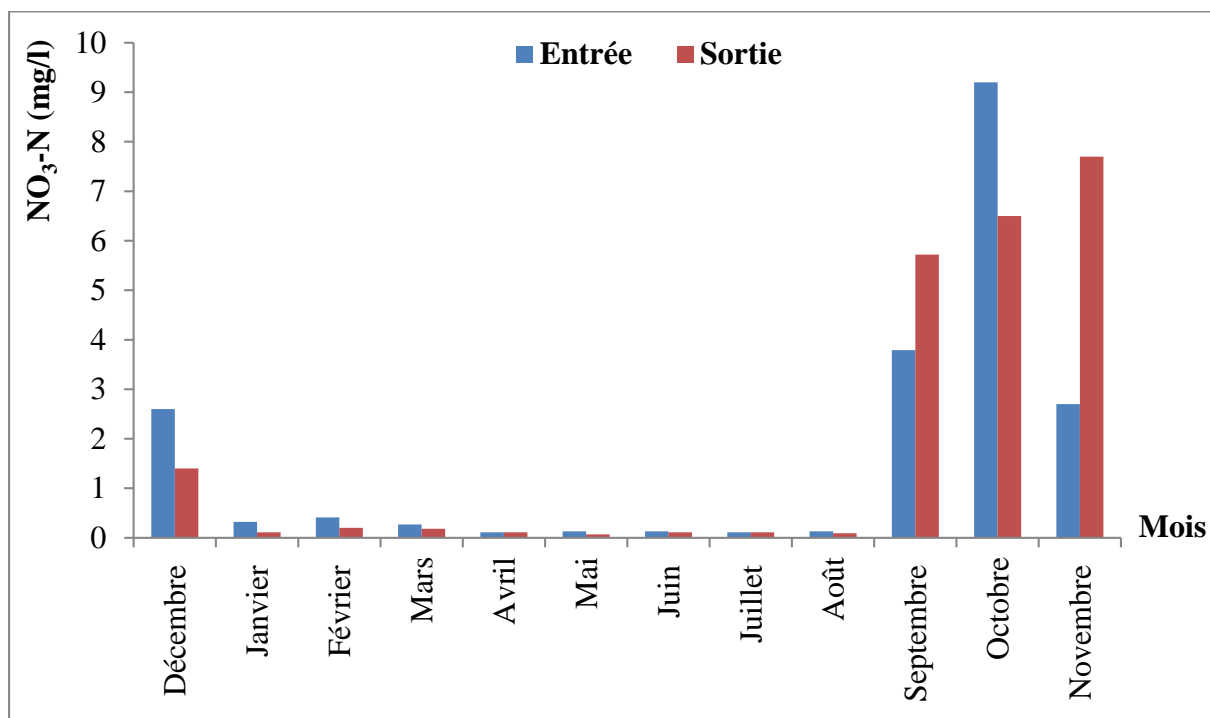


Figure 16: Variation temporelle des valeurs de $\text{NO}_3\text{-N}$.

I.1.9. Evolution des matières en suspension (MES)

Les valeurs des **concentrations de MES** obtenues au niveau de l'entrée des eaux usées sont évidemment élevées avec une concentration de 655 mg/l enregistré pour le mois de septembre, et contrairement à la sortie autour de 25 mg/l en mois de janvier et février (Figure 17). Ces valeurs varient en fonction du temps. Les rendements d'élimination de MES sont considérables avec un haut pourcentage de 92, 53% pour le mois de janvier, et un faible pourcentage de 61,62%, en mois d'aout (Tableau 04)). La charge la plus importante de MES est révélée en le mois de septembre, on peut expliquer par les eaux pluviales (Raweh, 2011). Ce résultat est similaire à celui trouvé par Chennafi et al. (2018). Les valeurs de MES restent supérieures à la norme Algérienne des eaux traitées (30 mg/l) (Annexe).

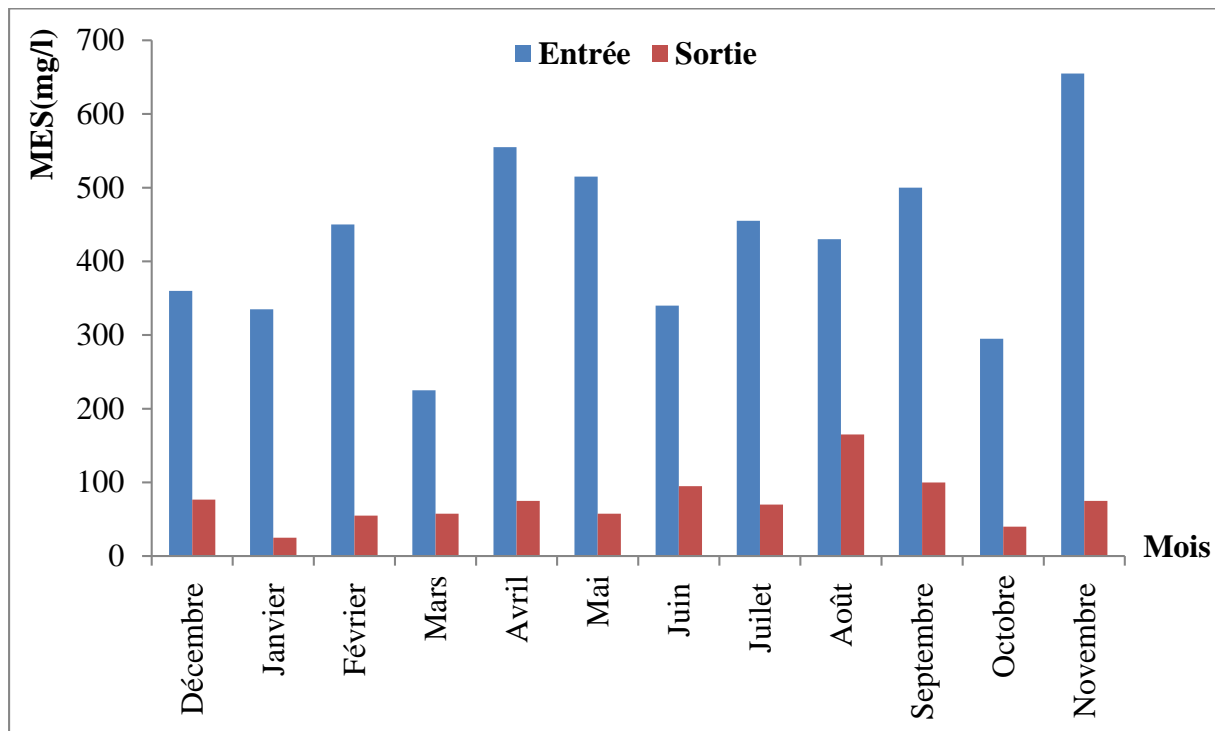


Figure 17: Variation des valeurs de MES.

I.1.10. Evolution des orthophosphates (P-PO₄)

Les valeurs des **concentrations de phosphore** oscillent entre 2,3 mg/l et 60 mg/l, ces concentrations régressent de l'entrée vers la sortie, et varient en fonction du temps (Figure 18).

Le rendement épuratoire des taux de phosphore est globalement moyen avec un pourcentage exceptionnel de 80,74 % en mois d'octobre (Tableau 04). Mais ces concentrations en P-PO₄ sont jugées très élevées car elles dépassent largement la valeur de la norme Algérienne des eaux traitées de 2 mg/l (annexe). On peut expliquer le rendement élevé d'élimination de phosphore par un phénomène de dé-phosphatation biologique. Une forte teneur en phosphore bio-disponible peut entraîner un développement excessif d'algues et de plantes aquatiques conduisant à une eutrophisation (Bernier et *al.*, 2001). Elles pourraient être aussi par l'utilisation directe de P-PO₄ par les plantes (Urbanc-Bercic et Gabercci, 2004). Ces résultats sont similaires à ceux rapportés par Mergheme et *al.* (2016).

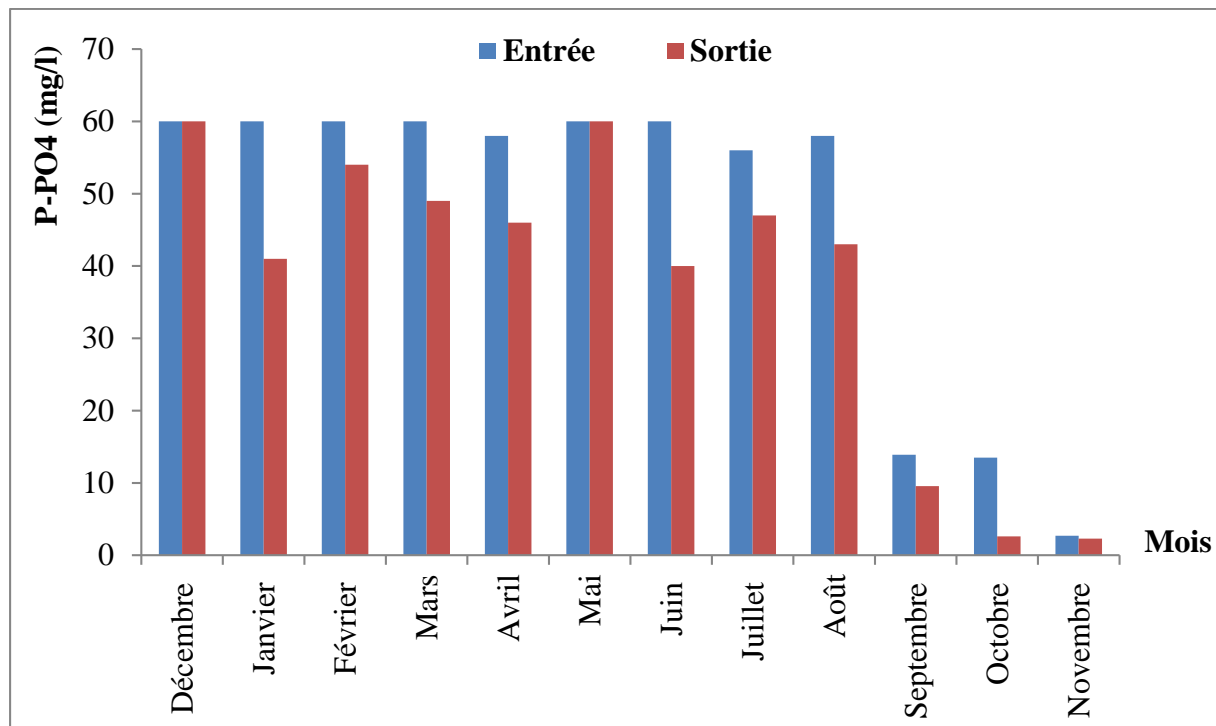


Figure 18: Variation des valeurs de P-PO₄.

Tableau 04: Le rendement épuratoire des paramètres physico-chimiques.

| Paramètre | DBO₅ | DCO | NH₄-N | NH₂-N | NH₃-N | MES | P-PO₄ | CE |
|------------------|------------------------|------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|------------|-------------------------|-----------|
| Janvier | 82,77 | 82,76 | 1,14 | 0 | 65,62 | 92,53 | 31,66 | 8,21 |
| Février | 93,34 | 81,69 | 30,35 | 65,45 | 51,21 | 87,77 | 10 | 25,51 |
| Mars | 79,23 | 74,87 | - | 81,25 | 33,33 | 74,44 | 18,33 | 9,08 |
| Avril | 91,69 | 80,69 | - | 80 | 0 | 86,48 | 20,68 | 18,24 |
| Mai | 84,90 | 76,10 | 25,48 | 50 | 46,15 | 88,83 | 0 | 14,53 |
| Juin | 93,76 | 80,11 | 22,29 | 32,5 | 15,38 | 72,05 | 33,33 | 5,94 |
| Juillet | 93,72 | 86,81 | 29,92 | 37,5 | 0 | 84,61 | 16,07 | 25 |
| Août | 91,90 | 80,70 | - | 64,28 | 30,76 | 61,62 | 25,86 | - |
| Septembre | 88,61 | 88,61 | 69,34 | 30 | - | 80 | 31,22 | 29,46 |
| Octobre | 92,74 | 70,81 | 41,70 | 50 | 29,34 | 86,44 | 80,74 | 6,67 |
| Novembre | 90,42 | 80,44 | 45,73 | 7,24 | - | 88,54 | 14,81 | - |
| Décembre | 82,01 | 77,88 | 7,92 | 0 | 46,15 | 78,70 | 0 | 9,40 |

I.2. Effets et relations entre les paramètres indicateurs de qualité.

L'analyse de la variance des valeurs mesurées révèle des différences significatives, quel que soit le facteur ou les niveaux de facteur étudiés (Tableau 05). Le facteur d'épuration strate montre une différence très hautement significative pour la DBO₅, DCO et MES. Une différence hautement significative pour P-PO₄ et une différence significative pour T et CE (Tableau 05). Tandis que le facteur de la variabilité temporelle montre une différence très hautement significative pour la T, NO₂-N, NO₃-N, P-PO₄ et une différence hautement

Résultats et discussion

significative pour la CE et une différence significative pour pH et NH₄-N. Les concentrations des polluants dans les eaux usées montrent des baisses significatives à la sortie. Alors la station étudiée accompli une bonne performance épuratoire pendant la période étudiée pour ces paramètres (Tableau 05).

Tableaux 05: Carré moyen des variables mesurées sur l'eau épurée.

| Source de Variance | T | pH | CE | DBO ₅ | DCO | NH ₄ -N | NO ₂ -N | NO ₃ -N | MES | P-PO ₄ |
|--------------------------------|-----------|------------|-----------------|------------------|------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-----------------|-------------------|
| Epuration Strate | 4.33* | 0.093 | 205165.04 * | 1983175 *** | 4146025.6 *** | 41226.17 | 2.39 | 0.24 | 743191.7 *** | 482.76 5 ** |
| Variabilité temporelles | 64.978*** | 0.111 * | 209969.41 ** | 18903.751 | 27680.51 | 86957.68 * | 1243.244*** | 14.258*** | 8958.89 | 919.19 *** |
| Erreur | 0.757 | 0.029 | 41138.76 | 16065.20 | 15712.55 | 28421.03 | 1.712 | 1.685 | 6985.711 | 24.557 |

*, **, *** : différence significative respectivement à $\alpha < 0,05, 0,01, 0,001$.

L'analyse de corrélation entre les paramètres physico-chimiques étudiés montre qu'il y a plusieurs relations positives et négatives entre presque tous les variables étudiées. Une forte corrélation révélée entre les valeurs de DBO₅ et des variables à savoir DCO et MES avec $r = 0.89^{***}$, $r = 0.91^{***}$, et entre la DCO et MES avec $r = 0.91^{***}$, entre les valeurs de NH₂-N et NH₄-N avec $r = 0,86^{***}$ et une corrélation négative entre les valeurs de P-PO₄ et NO₃-N avec $r = -0,81^{***}$.

Une corrélation négative existe entre les valeurs de pH et les variables suivants ; NH₂-N et P-PO₄ avec $r = -0,47^*$, $r = -0,42^*$, et une corrélation négative entre la variable de P-PO₄ et NO₂-N avec $r = -0,42^*$ et entre les valeurs de pH et NH₄-N $r = -0,45^*$. Une corrélation positive entre les valeurs de la T et CE, avec $r = 0,47^*$.

Résultats et discussion

Tableaux 06: Matrice de corrélation entre les variables physico-chimiques sur la station étudiée.

| Variables | T | pH | CE | DBO ₅ | DCO | NH ₄ -N | NO ₂ -N | NO ₃ -N | MES | P-PO ₄ |
|-------------------------|--------------|-------------------|-------|------------------|----------------|--------------------|--------------------|--------------------|-----|-------------------|
| T | 1.00 | | | | | | | | | |
| pH | -0.09 | 1.00 | | | | | | | | |
| CE | 0.47* | 0.36 | 1.00 | | | | | | | |
| DBO₅ | 0.12 | -0.37 | 0.17 | 1.00 | | | | | | |
| DCO | 0.20 | -0.21 | 0.28 | 0.89*** | 1.00 | | | | | |
| NH₄-N | 0.06 | - 0.45* | -0.10 | 0.37 | 0.12 | 1.00 | | | | |
| NO₂-N | 0.02 | - 0.47* | -0.14 | 0.17 | -0.05 | 0.86*** | 1.00 | | | |
| NO₃-N | -0.18 | -0.38 | -0.25 | 0.11 | -0.09 | 0.25 | 0.32 | 1.00 | | |
| MES | 0.17 | -0.18 | 0.16 | 0.91*** | 0.91*** | 0.25 | 0.08 | -0.08 | | |
| P-PO₄ | 0.08 | 0.42* | 0.34 | -0.05 | 0.23 | 0.36 | -0.42* | -0.81*** | | |

Résultats et discussion

Selon le **tableau (06)** et les **figures (19), (20)** ci-dessous qui représentent les fortes relations positives entre les paramètres étudiés; on observe une très forte corrélation positive avec la DBO₅ pour ce qui est de la DCO et MES successivement ($r = 0.89^{***}$), ($r = 0.91^{***}$). Ce qui pourrait être expliqué par une grande partie de ces composants qui sont essentiellement biodégradables et participent en partie à la DBO₅. El Hait et *al.* (2010) suggèrent une explication similaire. La concentration en DCO augmente avec l'augmentation de la MES, ce qui nous renseigne sur le caractère organique de nos matières en suspension (Mouni, 2009). Ceci explique la forte relation linéaire positive observée entre la DCO et MES avec ($r = 0.91^{***}$). La forte corrélation entre les valeurs de NH₄-N et NH₂-N ($r = 0,86^{***}$), est expliquée par la nitrification de NH₄-N en NO₂-N.

La corrélation négative entre les valeurs de pH et les variables suivants ; NH₄-N, NH₂-N et avec $r = -0,45^*$, $r = -0,47^*$, surtout les valeurs de pH compris entre 7,9 et 8,33, donc le milieu est alcalin, ce qui favorise l'activité des bactéries responsable de la nitrification de l'ammonium en nitrite et nitrification de nitrite en nitrate. Alors l'augmentation des valeurs de pH provoque la diminution de la concentration de l'ammonium et des nitrites. La corrélation est négative entre P-PO₄ et NO₃-N avec ($r = -0,81^{***}$). Guergueb (2016) a trouvé des résultats opposés, par une corrélation positive entre P-PO₄ et NO₃-N avec ($r = 0,99$). La corrélation négative est significative obtenue entre les valeurs de P-PO₄ et le variable de NO₂-N ($r = -0,42$). Laabassi et *al.* (2015) rapportent des résultats divergents au nôtres, par une corrélation positive entre P-PO₄ et NO₃-N, où le phosphore et de l'azote sont comme facteurs d'eutrophisation. Chaque composé a un effet différent sur l'eutrophisation. La diminution de concentration de NO₃-N et NO₂-N et l'augmentation des concentrations de P-PO₄ provoquent le phénomène de l'eutrophisation et ça explique la corrélation négative entre le phosphore et l'azote. La forte corrélation entre les valeurs de pH et P-PO₄ ($r = 0.42^*$) dans notre étude, où les valeurs de pH compris entre 7,9 et 8,33, un milieu alcalin, ce qui favorise l'activité des bactéries responsable de la dé-phosphatation.

La corrélation entre les valeurs de T et CE ($r = 0.47^*$), montre que la CE est fonction de la variation de la température, conséquence de la dégradation de la charge polluante et libération des éléments minéraux dans l'eau (Chennafi et *al.*, 2018).

Résultats et discussion

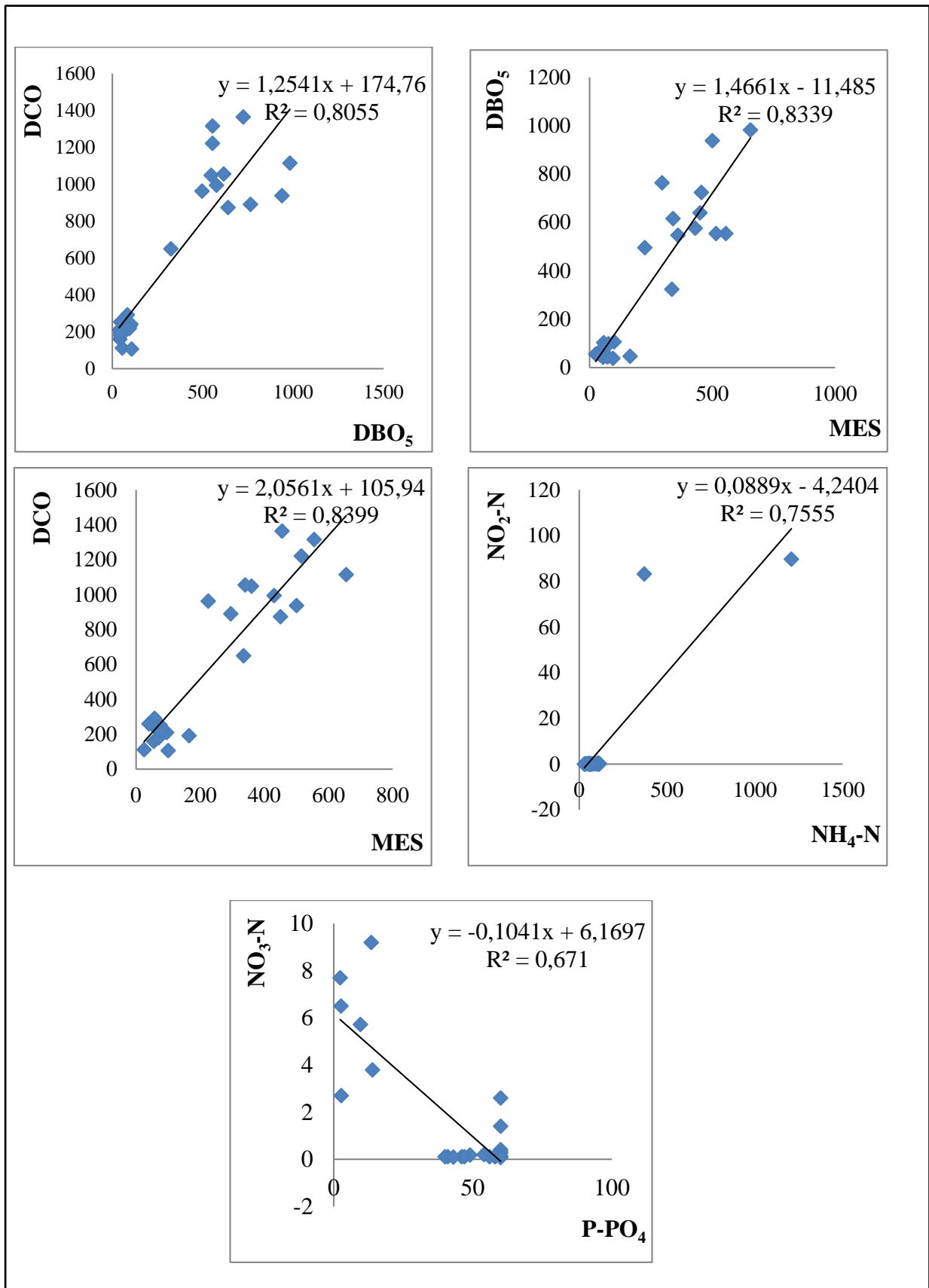


Figure 19: Les relations entre les paramètres physico-chimiques mesurés.

Résultats et discussion

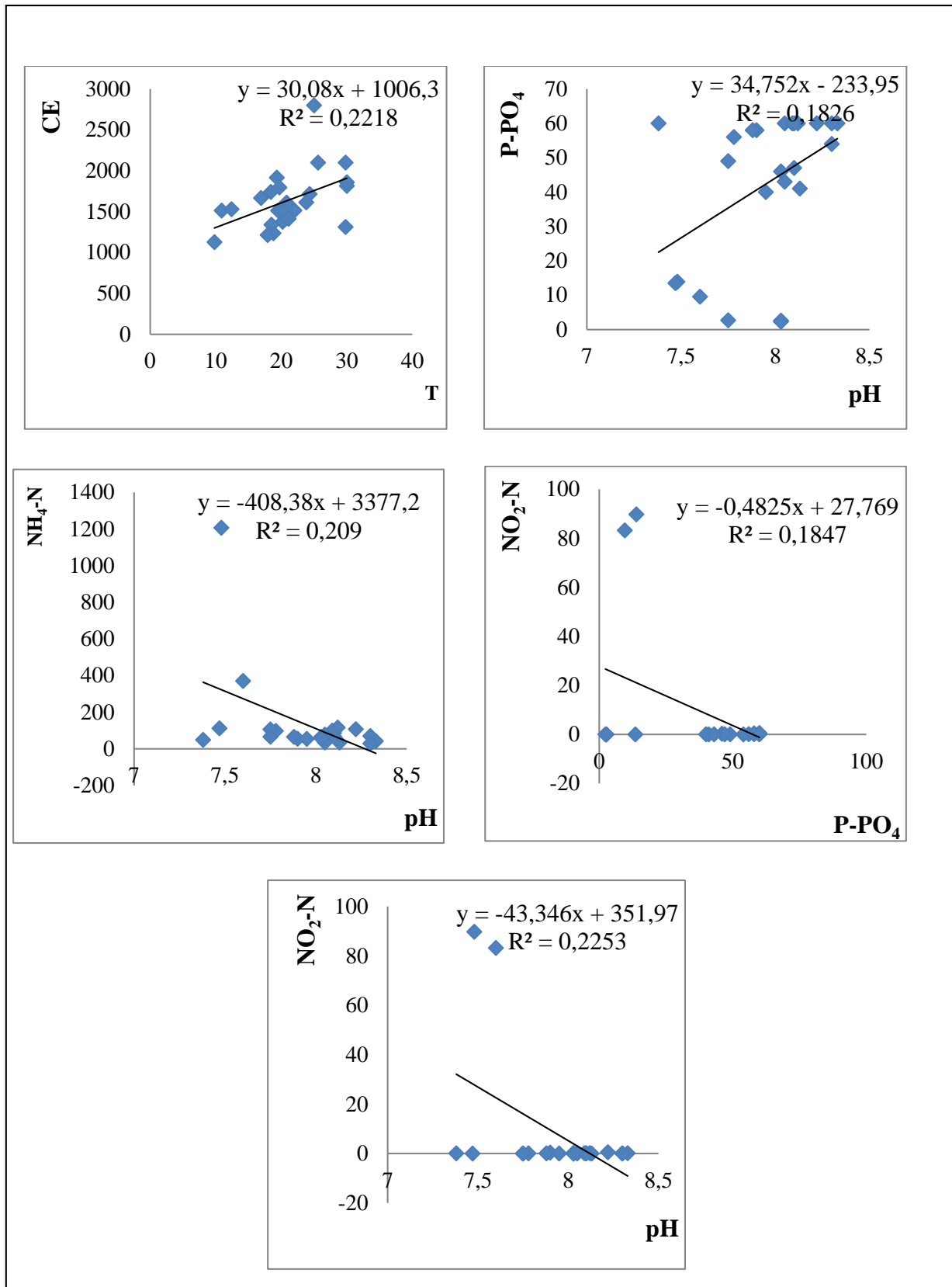


Figure 20: Les relations entre les paramètres physico-chimiques mesurés.

II. Qualité myco florestique

L'analyse de la flore fongique montre qu'il y a une différence de nombre de colonies par genre en fonction saisonnière, étant donné qu'on trouve dix-huit genres différents pour les quatre saisons étudiées. On remarque que les saisons chaudes sont représentées par un grand nombre des colonies par contre la saison d'hiver on y trouve juste Cinq genres. En été on enregistre le nombre le plus important de colonies; le genre de *penicillium* détient un nombre majoritaire des colonies (52 colonies) suivi par les genres *Aspergillus* et *Acremonium* respectivement; (49 colonies), (43colonies) (Figure 21).

Nous avons identifié des isolats appartenant à onze genres en automne dont le genre majoritaire est *Acremonium* avec un pourcentage de 29 %, suivi par le genre *Aspergillus* avec un pourcentage de 13%, puis les genres *Trichoderma*, *Penicillium* avec 11% pour chaque genre , le genre *Alternaria* par un pourcentage de 9 % , les genres *Rhizopus*, *Helminthosporium* avec 7 % pour chaque genre, le genre *Mucor* avec 5%, et le genre de *Popularia* enregistre un faible pourcentage de 4 % , les deux genres *Stemphyllium* et *Arthrotrrys* représentés par un très faible pourcentage autour de 3 % (Figure 22).

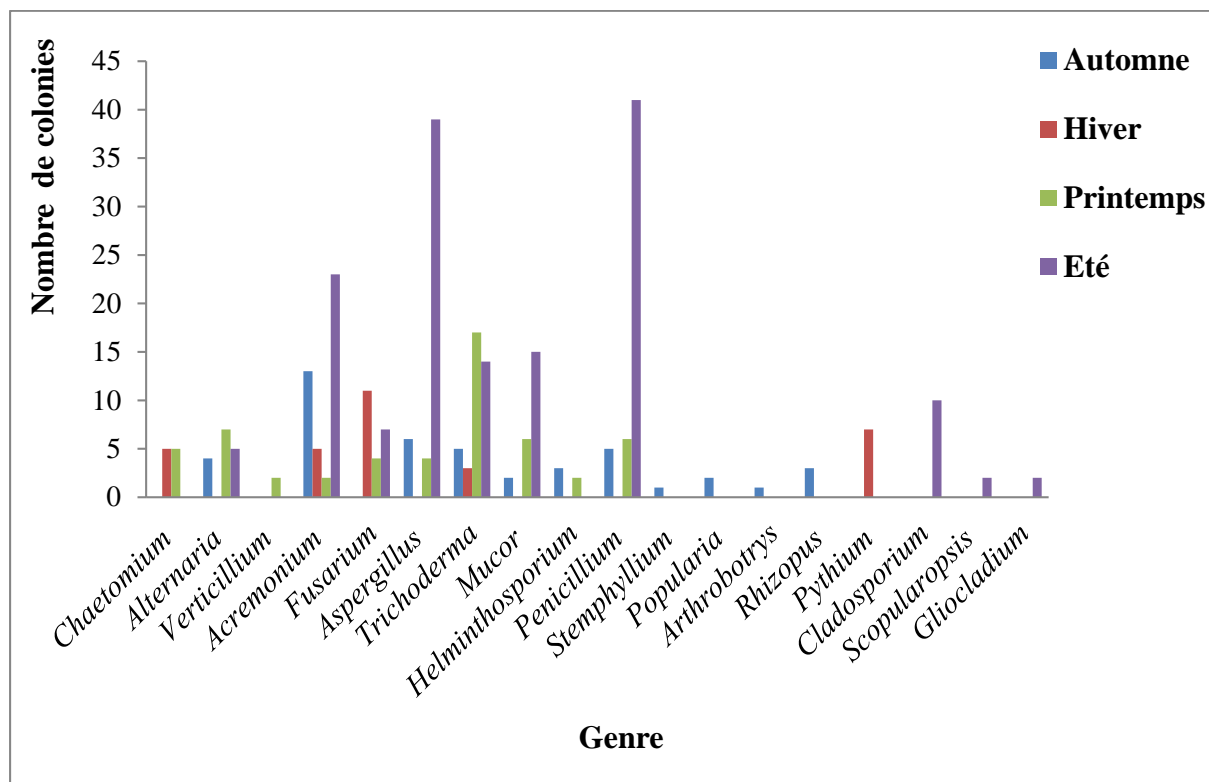


Figure 21: Comparaison du nombre de colonies obtenues par genre selon les saisons automne, hiver, printemps et l'été.

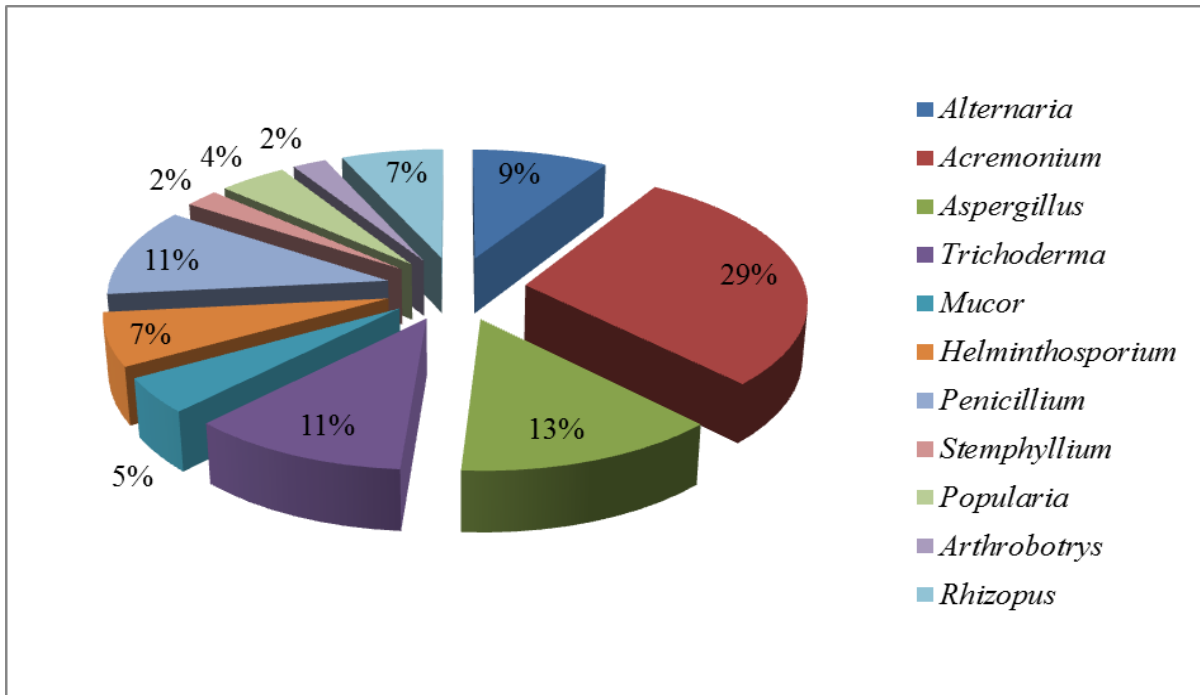


Figure 22: Pourcentage des genres recensés en automne.

En période d'hiver; les échantillons indiquent la présence d'isolats appartenant à cinq genres différents et sont représentés par le genre *Fusarium* comme un genre majoritaire de 35%, suivi par le genre *Pythium* avec un pourcentage de 23 %, puis les genres *Chaetomium*, *Acremonium* avec un pourcentage de 16% pour chaque genre et en fin le genre *Trichoderma* par un faible pourcentage de 10 % (Figure 23).

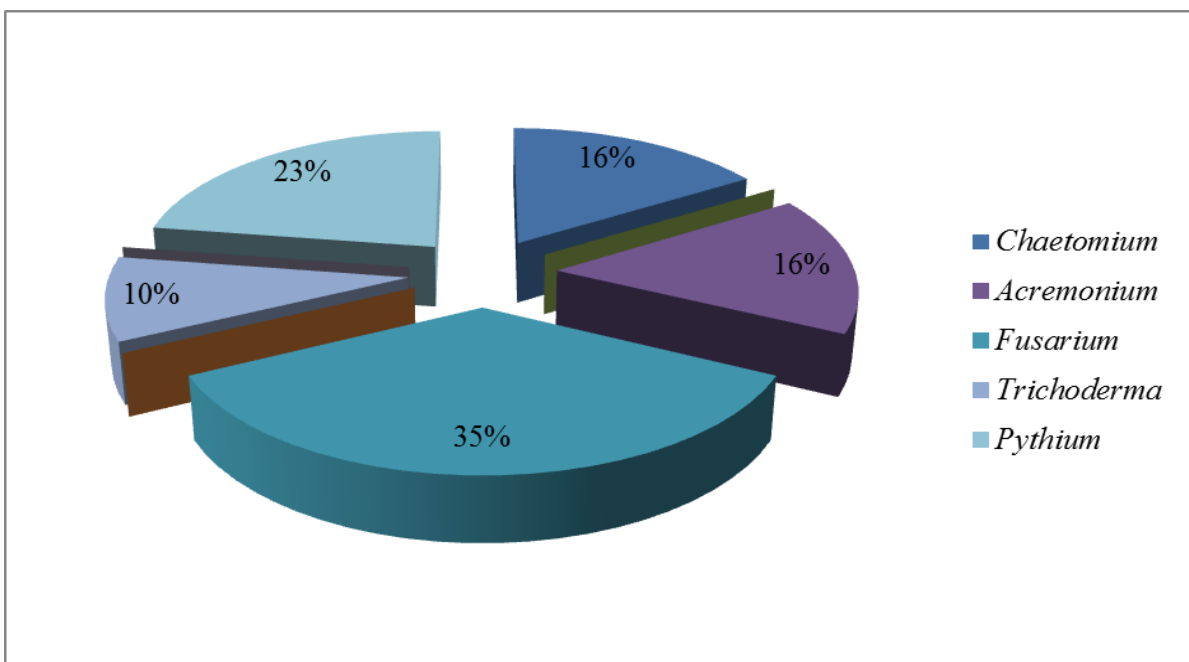


Figure 23: Pourcentages des genres isolés en hiver.

Résultats et discussion

Nous avons identifié des isolats appartenant à dix genres en la période de printemps dont le genre majoritaire est *Trichoderma* avec un pourcentage de 31%, suivi par le genre *Alternaria*, avec un pourcentage de 13%, puis les genres *Mucor*, *Penicillium* avec 11% pour chaque genre , le genre *Chaetomium* par un pourcentage de 9 % , les genres *Aspergillus* , *Fusarium* avec 7% pour chaque genre, les genres *Helminthosporium* , *Acremonium* ont enregistré un faible pourcentage de 4% et enfin le genre *Verticillium* qui s'est montré par un très faible pourcentage de 3% (Figure 24).

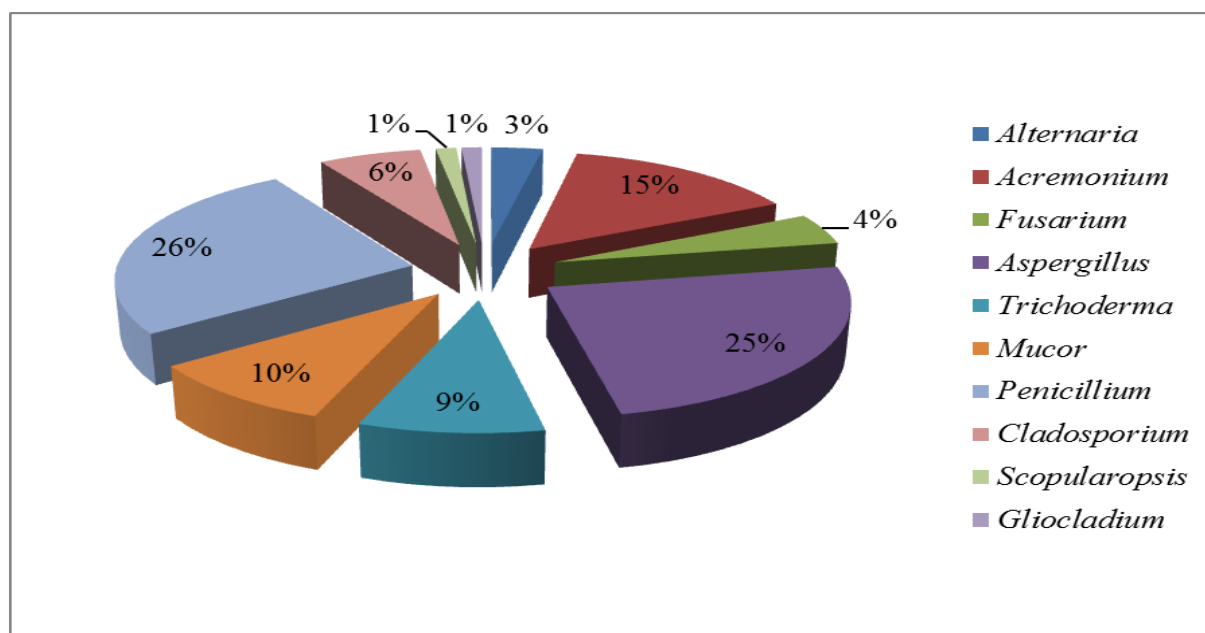


Figure 24: Pourcentages des genres isolés au printemps.

Les isolats appartenant à dix genres décelés en été dont le genre majoritaire est *Penicillium* avec un pourcentage de 26 %, suivi par le genre *Aspergillus* , avec un pourcentage de 25 %, puis le genre *Acremonium* avec 15 %, le genre *Mucor* par un pourcentage de 10 % , le genre *Trichoderma* avec 9 % , le genre *Cladosporium*, a enregistré un pourcentage de 6 % , le genre de *Fusarium* avec un faible pourcentage de 3 % , et en fin les genres *Scopularopsis* et *Gliocladium* présents par un très faible pourcentage à 1% pour chaque genre (Figure 25).

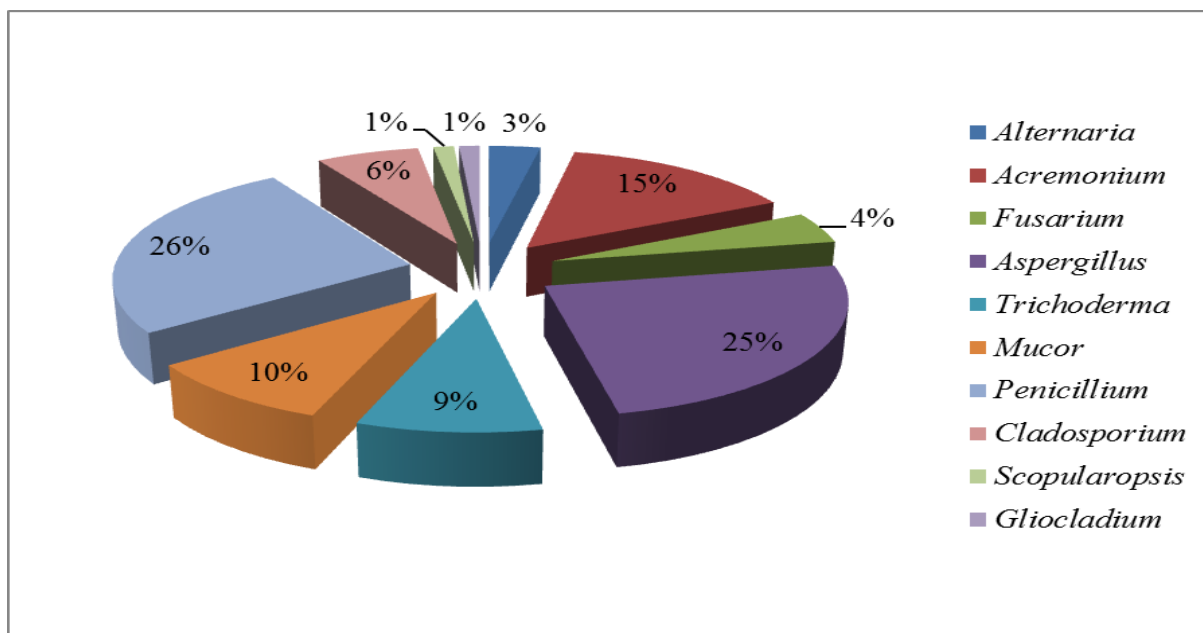


Figure 25: Pourcentages des genres isolés en été.

Parmi les souches identifiées durant la période étudiée (quatre saisons), le genre de *Penicillium* est prédominant avec un pourcentage de 18 %, suivi par les genres *Aspergillus*, *Acremonium* et *Trichoderma* en deuxième position avec un pourcentage successivement de 17%, 15 % et 13 %. Tandis que le reste des genres trouvés a des pourcentages faibles et sont inférieurs de 8 %. On remarque que les deux genres *Trichoderma* et *Acremonium* sont apparus dans toutes les périodes d'étude soit chaudes ou bien humides (Figure 26).

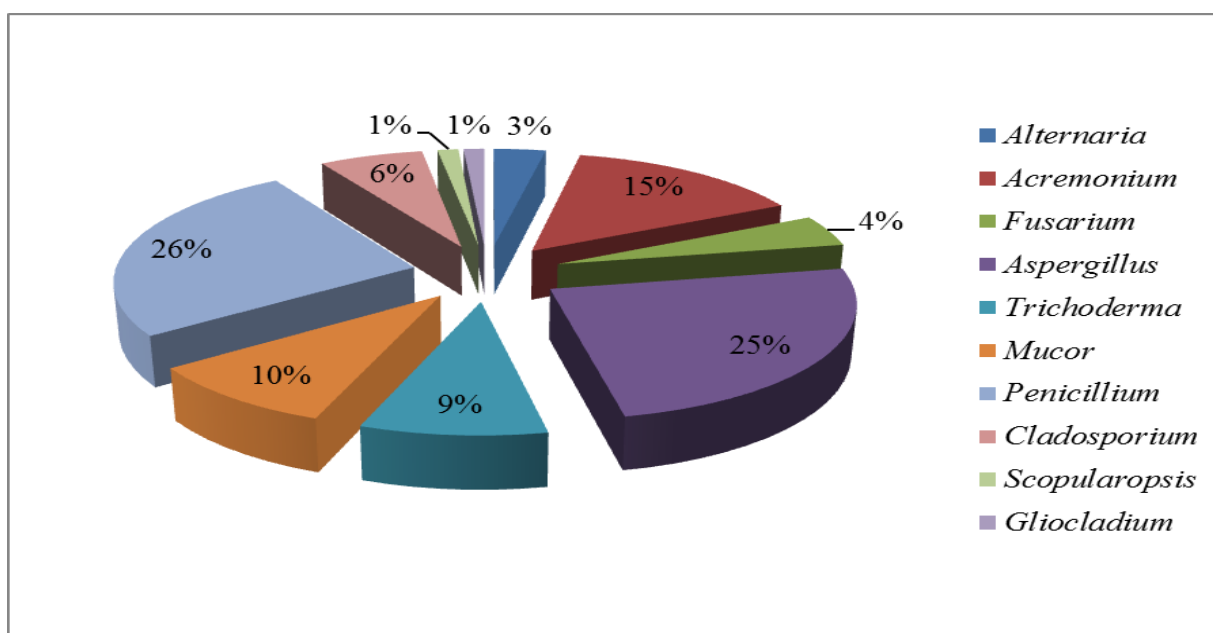


Figure 26: Pourcentages des genres isolés pour les quatre saisons automne- hiver- printemps-été.

Résultats et discussion

Le genre *Acremonium*, classés moléculairement parmi les ascomycètes. Ils regroupent des champignons cosmopolites vivant en saprophytes dans le sol, sur des végétaux et sur d'autres champignons (El Jouhari, 2008). Salimi et al. (2019) rapportent que le genre *d'acremonium sp* est parmi des genres endophytes plus dominants pour la plante de *Phragmites australis*. Cela est compatible avec notre résultat. Selim et al. (2011) montre l'apparition du genre *d'acremonium sp* comme un endophyte fongique dominant à 12,83% parmi les différents taxons endophytes isolé de 18 plantes médicinales de Saint Katherine. Górczyńska et al. (2019) trouve que le genre *d'acremonium sp* apparait par une fréquence plus élevé par rapport à différents taxons endophytes isolé à partir de plante de *Carex secalina*. Cela est similaire avec notre résultat.

Les *fusarium*, Ce genre inclut des champignons imparfaits appartenant à la classe des Deutéromycètes, les formes parfaites ou téléomorphes de quelques espèces de *Fusarium* sont connus, et appartiennent à la classe des Ascomycètes (ordre des Hyphocreales, famille des Nectriaceae, genres Gibberella, Calonectria et Nectria). Pour plusieurs espèces de *Fusarium*, le stade parfait n'est pas connu. Le genre comprend près de 40 espèces souvent largement répandues (Nelson et al., 1983). La plupart des espèces de *Fusarium* sont capables de se développer comme saprophytes et sont communs dans les sols, partout dans le monde (Burgess et al., 1994). Ils arrivent en deuxième position des pathogènes fongiques inhabituels, après les *Trichosporon* (Bissan et al., 2017). *Fusarium* est un genre large et variable qui comprend des champignons saprotrophes trouvés sur la matière végétale en décomposition ou parasites des plantes supérieures (Barnett et Hunter, 1998). Selon Dossa et al. (2019) ; les *Fusarium* pathogènes des plantes cultivées dont *Fusarium oxysporum sp elaeidis* agent de la fusariose du palmier à huile, sont des espèces de champignons phytopathogènes rencontrées dans les sols cultivés aussi bien des régions tempérées que des régions tropicales. Van Ryckegem et Verbeken (2005), montrent l'apparition du genre de *fusarium sp* parmi plusieurs autres genres fongiques au niveau du gain foliaire de *Phragmites australis* de deux milieux différents respectivement; eaux oligo-haline et l'eau fraîche. Cela est compatible avec nos résultats.

Les *Trichoderma sp* sont remarquables pour leur croissance rapide et leur capacité à utiliser différents substrats et sont, par conséquent, l'élément majeur dans la mycoflore terrestre et marine (Kubicek et al., 2003). La présence des *Trichoderma sp* en milieu terrestre (6% du nombre total des espèces fongiques) semble comparable à celle en milieu marin (6,4% à 10,4%) (Landreau, 2001).

Résultats et discussion

Trichoderma sp parmi des genres saprophytes qui est détecté par Zehhar (2009) dans les eaux de rizières. Selon l'objectif de notre étude, cela soutient nos résultats par la présence de genre de *Trichoderma* au niveau des racines de *Phragmites australis* qui est parmi des plantes phyto-épuratrices des eaux usées. Merzoug et al. (2018) révèle la présence de genre de *Trichoderma sp* avec un pourcentage de 12,45% parmi d'autres isolats fongiques dans la rhizosphère d'olivier qui présente des symptômes de dépérissement et pourriture racinaire causée par le genre de *Fusarium sp*.

Les genres de *penicillium* ce sont de saprophyte très réponsus dans l'environnement, à l'origine de la dégradation de denrées alimentaires, ils sont aussi très utilisés dans l'industrie, notamment dans l'industrie agro-alimentaire et pharmaceutique (Ben Messaoud, 2010).

Les *Aspergillus* sont des moisissures à filaments cloisonnés hyalins. Près de 300 espèces composent ce genre, parmi lesquelles *Aspergillus fumigatus* est l'espèce la plus souvent impliquée en pathologie humaine dans les pays tempérés (ANOFEL, 2014). *Aspergillus* sont des contaminants très communs, parfois pathogènes pour l'homme, les animaux et les végétaux, et susceptibles de produire des métabolites toxiques (Ben Messaoud, 2010). You et al. (2012) montrent que de tous les champignons endophytes identifiés à partir des racines des différents halophytes tels que; *Suaeda maritima*, *Limonium tetragonum*, *S. japonica*, *Zoysia sinica* et les *Phragmites australis*, *Penicillium* et *Aspergillus* d'Eurotiales avaient la plus grande abondance. Cela est compatible avec notre résultat.

La grande majorité des mycètes mis en évidence dans cette étude, renferme ceux caractérisés dans la nature par un mode de vie saprophyte. Ils sont appelés "détritivores" du fait qu'ils constituent les premiers agents de dégradation des débris végétaux et animaux en décomposition; il s'agit essentiellement des espèces cosmopolites des genres: *Aspergillus*, *Cladosporium*, *Alternaria*, *Penicillium*, *Fusarium*, *Trichoderma*, *Verticillium* (Kachour, 2005).

Les *alternaria* sont des champignons fréquents dans notre environnement, ils appartiennent aux moisissures atmosphériques, ils peuvent être isolés de végétaux très divers (Bessadat, 2014). Avec des modes de vie saprophytes et pathogènes qui peuvent affecter les cultures sur champ ou les produits végétaux pendant la récolte et post-récolte (Logrieco et al., 2009).

Les espèces de *Cladosporium* sont cosmopolites dans la distribution et couramment rencontré sur toutes sortes de plantes, champignons et autres débris, sont souvent isolés du sol, de la nourriture, de la peinture, des textiles et d'autres matières organiques ou colonisées

comme feuille d'envahisseurs secondaires lésions causées par des champignons phytopathogènes (Schubert, 2005). Autres espèces de ce genre sont phytopathogènes, c'est-à-dire qu'ils sont des agents responsables des taches foliaires et autres lésions (Schubert, 2005), ou elles surviennent sous forme d'hyperparasites sur d'autres champignons (Heuchert et *al.*, 2005). Les espèces de *Cladosporium* sont également connus pour être des endophytes communs (El-Morsy, 2000) ainsi que des champignons phylloplanes (Levetin et Dorseys, 2006). Certaines espèces ont une pertinence médicale dans les laboratoires cliniques et peut provoquer des allergies mycoses pulmonaires (De Hoog et *al.*, 2000).

Les espèces de *Cheatomium* sont fréquemment observées dans les habitats marins, mais il n'est pas clair s'il s'agit de véritables espèces marines (Jones, EBG et *al.*, 2009).

Chaetomium sp est un champignon appartenant du phylum Ascomycota et d'ordre Sordariales et de la famille Chaetomiaceés (Zareb, 2014). Ce genre a été signalé présentant une activité antagoniste contre certains pathogènes (El-Tarabily et Sivasithamparam, 2006).

Toutefois, les concentrations de leur spores dans l'air extérieur ne sont pas très élevées (Khan et Wilson, 2003). Le *Chaetomium* se développe bien sur la plupart des matériaux de construction contenant de la cellulose, dans les bâtiments endommagés par l'eau (Fogle et *al.*, 2007).

Les *Helminthosporium* représentées par un grand nombre un des espèces très largement ré pondues parmi lesquelles on rencontre des parasites et des saprophyte des plantes ainsi que des espèce vivant dans le sol (Rieuf et Teasca, 1973).

Les *Mucor* présentent une faible tolérance aux faibles activités de l'eau (Morin-Sardin et *al.*, 2016) mais sont capables de coloniser des niches écologiques extrêmement diverses (Walther et *al.*, 2013). Majoritairement saprophytes, ces espèces sont abondantes et fréquentes dans l'environnement (Hoffmann et *al.*, 2013; Voigt et *al.*, 2016). Les spores de *Mucor* ont une forte capacité d'absorption de l'humidité, d'adhérence à de nombreuses surfaces et de dispersion dans l'air humide. Elles peuvent germer rapidement dans l'environnement si un substrat favorable est trouvé (Et et *al.*, 1972).

Oliveira et *al.* (2018), révèlent que les isolats de *Pythium sp* ont présenté une pathogénicité pour des plantes de différentes familles, provoquant des symptômes de pourriture de la tige et du chaume, entraînant la mort des plantes inoculées. Le premier isolat était pathogène pour le riz et le maïs, tandis que le second isolat présentait une pathogénicité pour les plants des haricots et de niébé.

Chagas et *al.* (2018), trouvent la présence du genre de *Papularia sp* parmi des 12 genres des champignons associés avec les grains asymptotiques et endommagés de 11

cultivars de maïs (*Zea mays*), L'incidence la plus élevée a été observée chez le genre *Fusarium*, suivi de *Cladosporium*, *Aspergillus* et *Penicillium*, respectivement, qui étaient associés à tous les grains de cultivars.

Les espèces *Verticillium* sont communes dans de nombreux sols et elles ont un grand nombre de plantes hôtes avec des préférences pour certains hôtes (tomates, poivrons, fraises, nerprun, pomme de terre, etc.) (Steffek et al., 2006).

Ahmed et al. (2005), montrent la présence de deux isolats appartenant aux genres prédominants; *Aspergillus* et *Rhizopus* isolés d'un champ agricole traité avec des eaux usées.

Le genre *Arthrobotrys* est distribué dans le monde entier et au Brésil, où il est recherché comme champignon à activité prédatrice contre les nématodes (Nordbring-Hertz et coll, 2002). Le champignon peut utiliser deux sources de carbone différentes, une dans la matière organique comme saprophyte et l'autre de l'activité prédatrice contre les nématodes, ce qui le rend adaptable à divers habitats (Wachira et coll, 2009).

Le genre *Stemphylium sp* parmi des huit genres de champignons ont pu être identifiés sur les feuilles de trois espèces étudiées de *Medicago* en Tunisie ; les *Stemphylium sp* et *Alternaria sp* sont des genres saprophytes, et considérées comme des agents pathogènes primaires et faible (Djebali, 2008).

Le *Scopulariopsis sp* est un genre saprophyte commun du sol, mais il est également isolé des tissus végétaux, animaux et humains, le genre *Scopulariopsis sp* présente une capacité à dégrader la kératine, cela implique infections opportunistes chez l'homme, principalement des mycoses superficielles (Bochenek, 2008).

Dedi et al. (2015) révèlent la présence de genre de *Gliocladium sp* parmi des vingt genres trouvés eu niveaux des différents horizons du profil au sein de la bananeraie de TADMAIT.

La diversité des flores fongiques des racines de roseaux est selon la fonction de saison et l'impact des eaux usées qui est riche en éléments minéraux et nutritifs fait que ces genres trouvent un environnement favorable à leur développement.

L'existence des phyto-épuratrices *Phragmites australis* influence la diversité des microorganismes à partir de leurs racines. le développement racinaire accroît la surface de fixation pour le développement des microorganismes et pour des réactions de précipitation, les tissus racinaires et leurs exsudats constituent vraisemblablement des niches plus accueillantes pour les microorganismes que des substrats minéraux inertes (Poulet et al., 2004). On peut considérer le lagunage naturel comme un piège pour la biodiversité des différents microorganismes.

II.1. Les indices de la diversité

II.1.1. L'indice de Shannon –Weaver (H) et l'indice d'équitabilité ou équirépartition (E)

Selon la **figure (27)**, l'analyse de l'indice de diversité (Shannon) et d'équitabilité dans la station étudiée montre que les saisons de printemps, été et automne ont une richesse spécifique plus élevée par rapport à la saison d'hiver. Le résultat montre que la diversité des genres de la mycoflore varie en fonction de la saison.

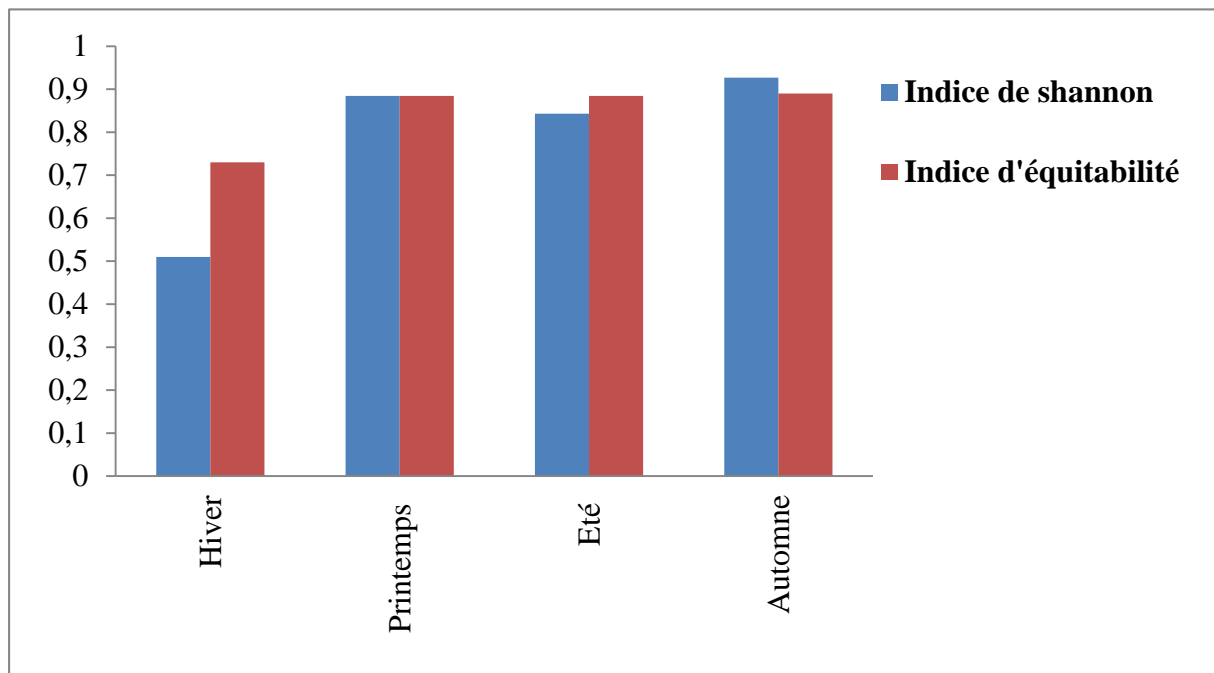


Figure 27 : L'indice de Shannon-Wiener (H) et l'indice d'équitabilité de Pielou (E) des quatre saisons.

La **figure (28)** montre que le nombre des genres des mycoflores est plus élevé et le maximum est enregistré automne (11genres) et est élevé au printemps et en été avec (10genres), néanmoins hiver le nombre des genres est très faible (05genres). Alors on peut expliquer cette diversité par les conditions environnementales qui sont très favorables pour le développement et la variation des genres en automne, au printemps et l'été, par contre en hiver, on remarque une diminution de la richesse spécifique et ça est dû à des conditions défavorables pour le développement de la majorité des mycoflores.

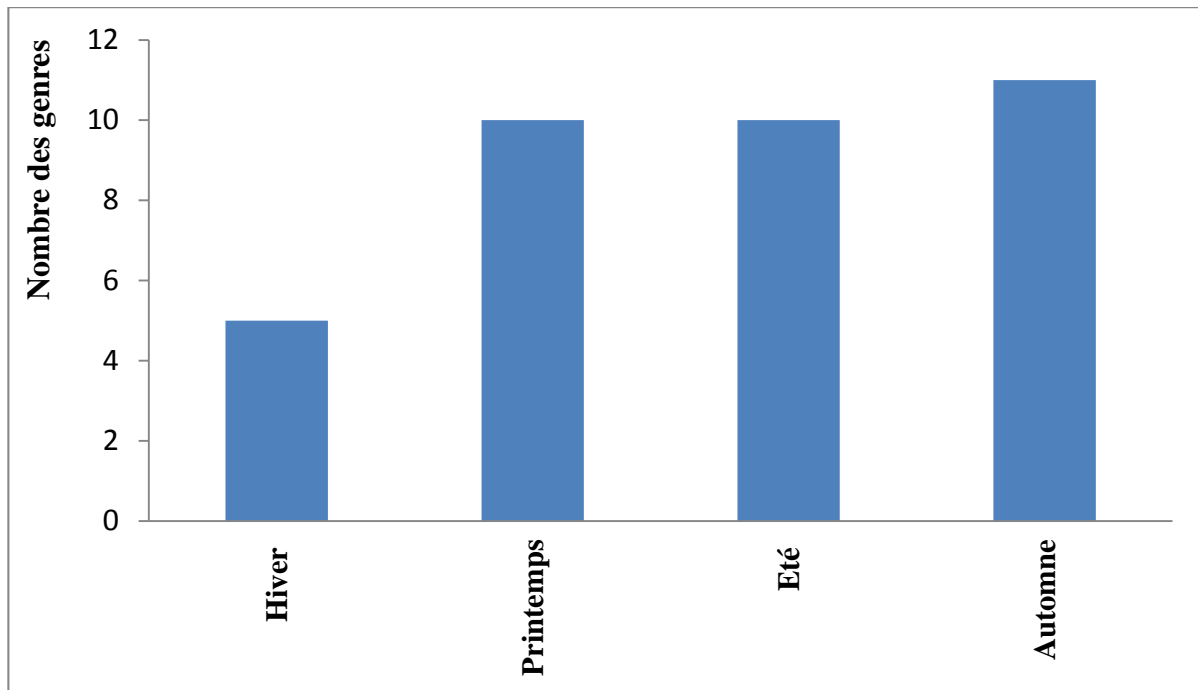


Figure 28: Variation du nombre des genres des mycoflores en fonction de la saison.

Pour évaluer la diversité des mycoflores entre les bassins de prélèvement, on a choisi la saison de printemps, l'été et l'automne vu qu'elles sont plus favorables au développement des genres fongiques (figure 28).

Selon les **figures (29), (30) et (31)** ci-dessous; l'analyse de l'indice de diversité (Shannon) et celui d'équitabilité (E) dans les trois bassins de la station pendant les trois saisons concernant l'automne, printemps et l'été ont montré que les bassins 05 et 06 ont une similarité d'abondance, à l'exception du bassin 03 qui a montré une richesse spécifique plus élevée.

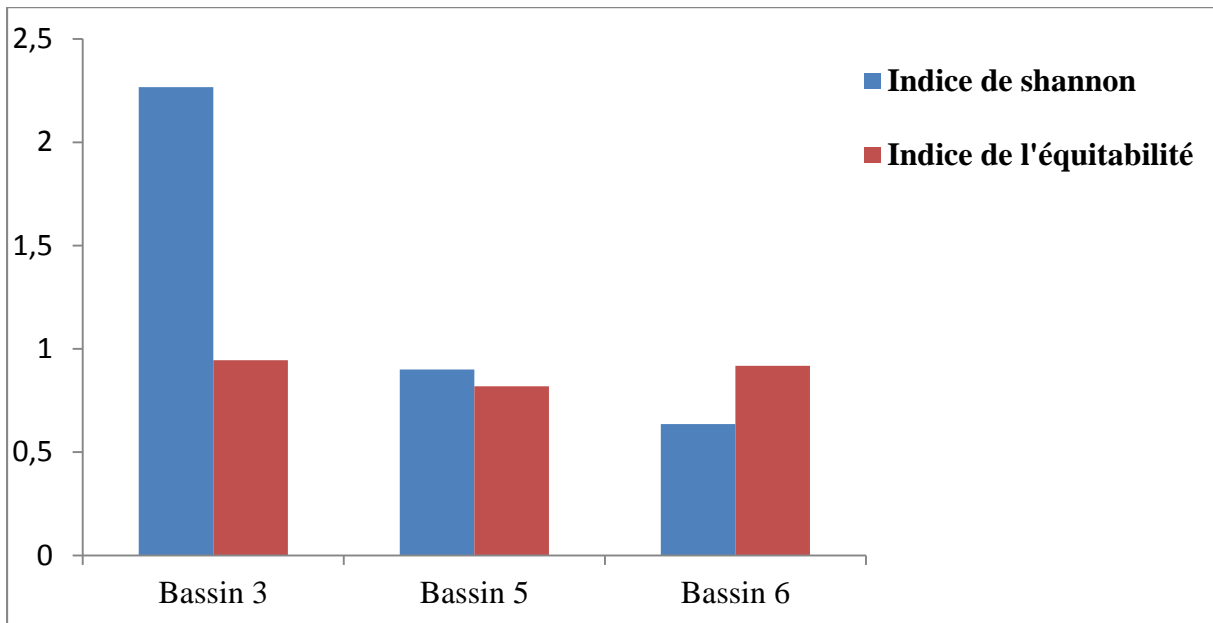


Figure 29: Indice de Shannon-Wiener (H) et indice d'équitabilité de Pielou (E) de trois bassins du lagunage en saison d'automne.

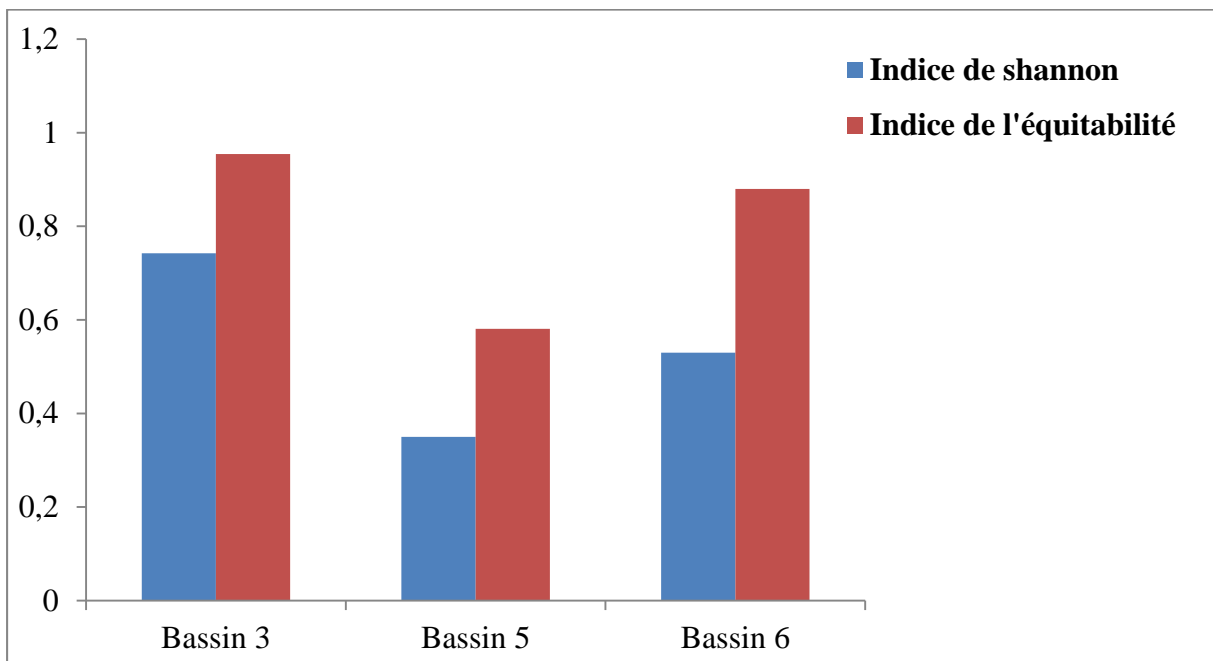


Figure 30 : Indice de Shannon-Wiener (H) et indice d'équitabilité de Pielou (E) de trois bassins du lagunage au printemps.

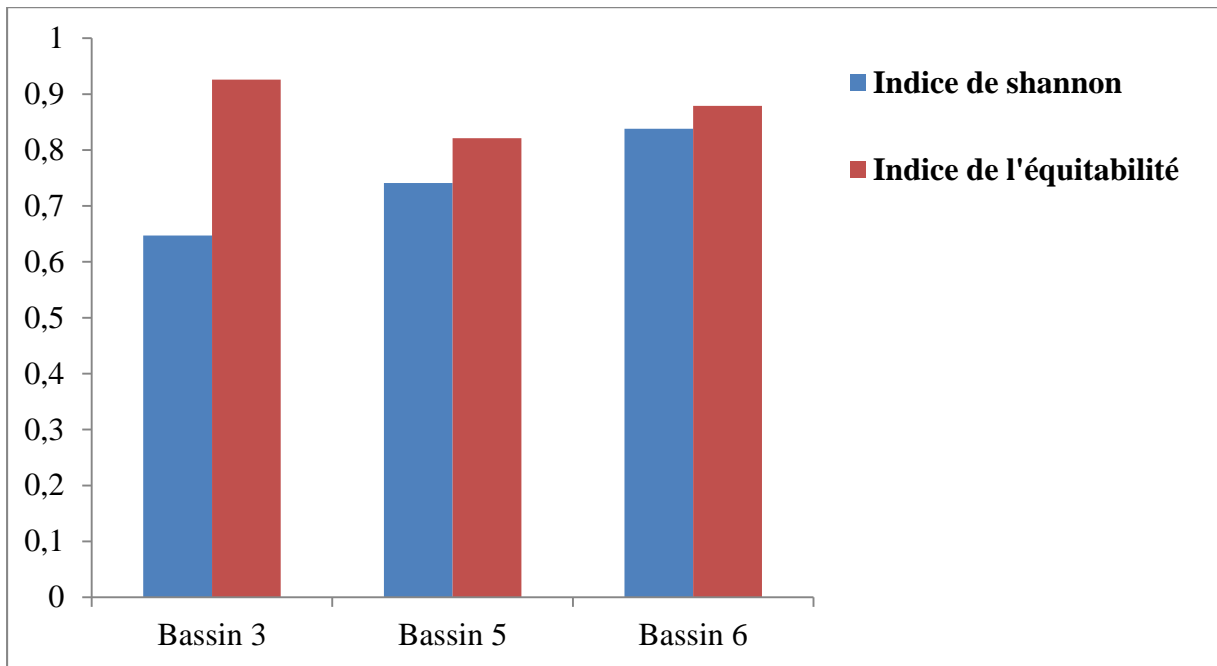


Figure 31 : Indice de Shannon-Wiener (H) et indice d'équitabilité de Pielou (E) de trois bassins du lagunage en été.

Selon les **figures (32), (33) et (34)** et le **tableau (08)** ci-dessous; la richesse spécifique des genres de mycoflores dans les trois bassins pendant la période d'étude est variée en fonction de strate et du temps. Elle diminue dans les bassins de la maturation (05 et 06) où les eaux usées sont épurées et la pollution des eaux est faible, donc la diminution des nutriments organiques et minérales, provoque la diminution de la richesse des genres mycoflores dans les deux derniers bassins de la station durant les deux saisons ; automne et printemps. Mais pendant la saison de l'été, on remarque que la richesse spécifique augmente dans le dernier bassin (06). En conséquence la qualité des eaux et les conditions environnementales influencent la biodiversité des champignons.

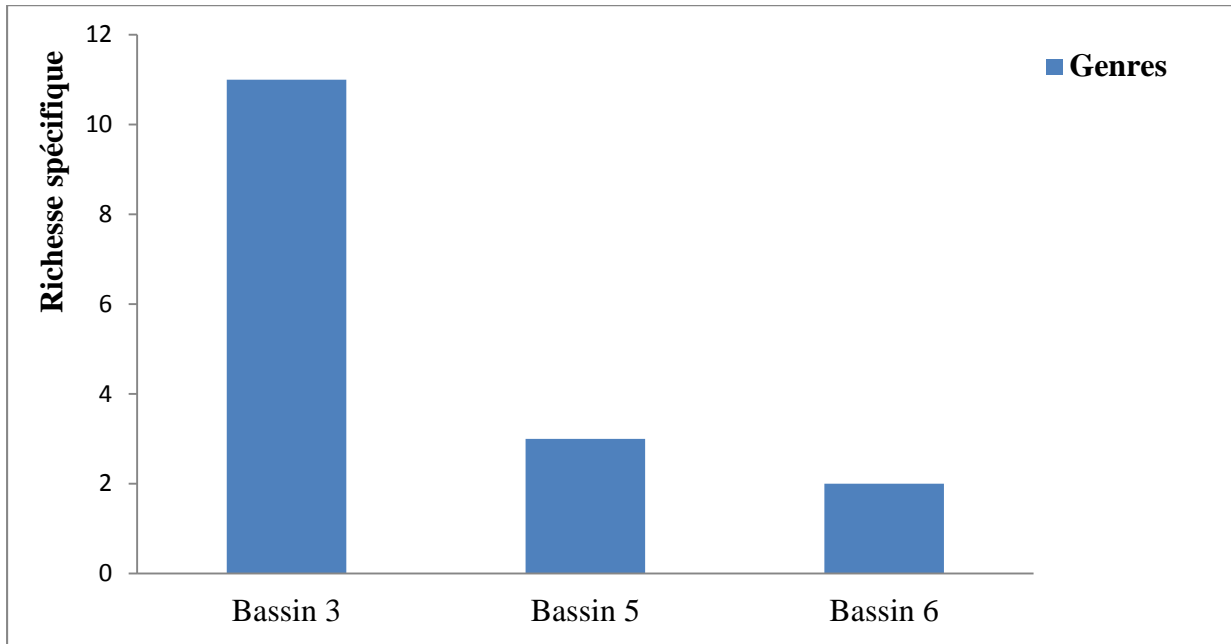


Figure 32: Richesse spécifique des genres de mycoflores dans les trois bassins d'étude en automne.

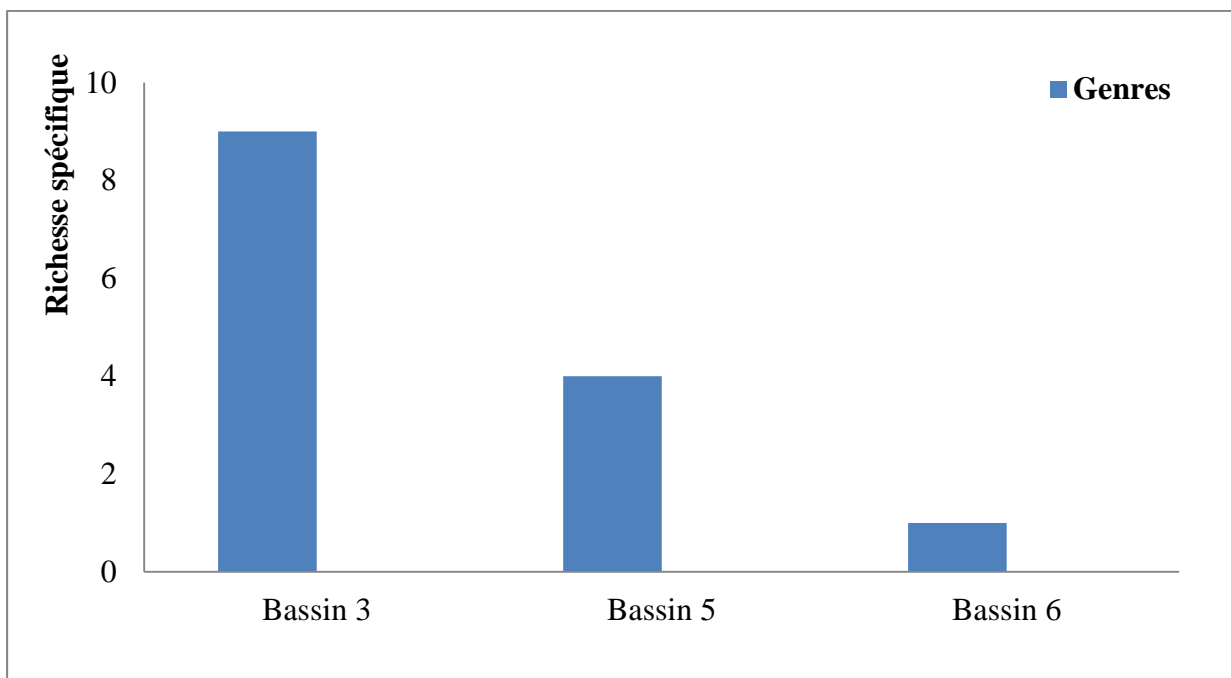


Figure 33: Richesse spécifique des genres de mycoflores dans les trois bassins au printemps.

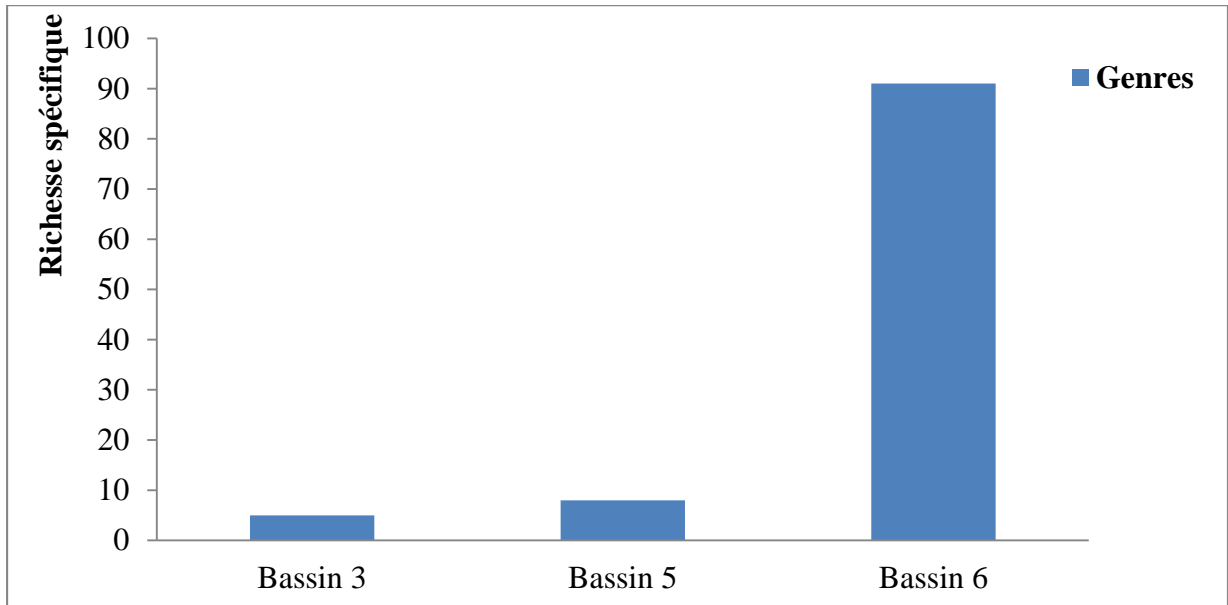


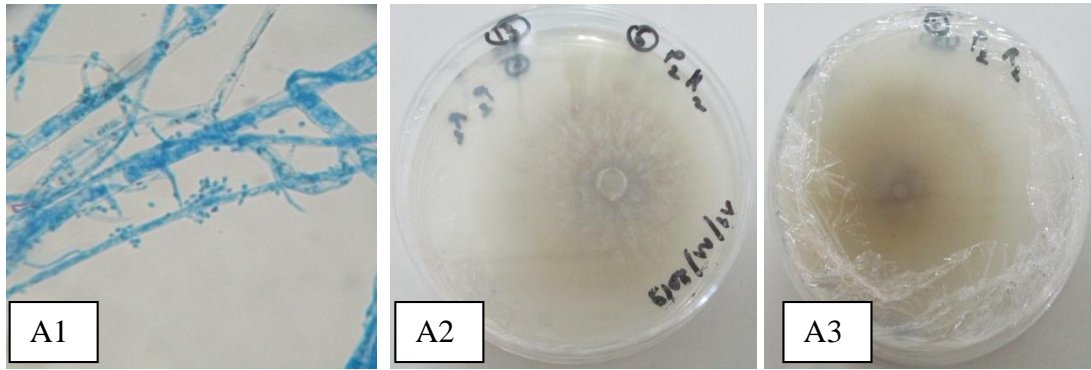
Figure 34: Richesse spécifique des genres de mycoflores dans les trois bassins en été.

Résultats et discussion

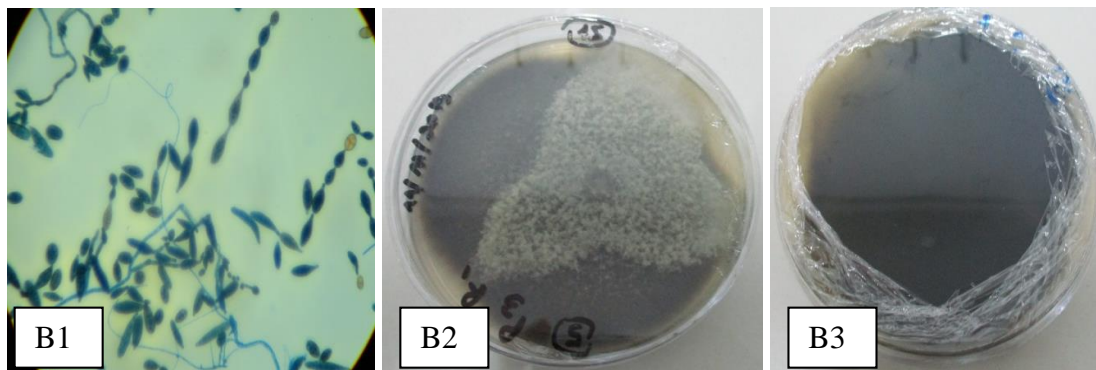
Tableau 07: Les genres des mycoflores dénombrées dans trois bassins du lagunage étudié en saisons automne, printemps et l'été.

| Saisons | Automne | | | Printemps | | | Eté | | |
|-------------------------|---------|-----|-----|-----------|-----|-----|-----|-----|-----|
| Bassins Genres | B 3 | B 5 | B 6 | B 3 | B 5 | B 6 | B 3 | B 5 | B 6 |
| <i>Acremonium</i> | + | + | + | + | | | + | + | + |
| <i>Alternaria</i> | + | | | + | + | + | | + | |
| <i>Arthrotrrys</i> | + | | | | | | | | |
| <i>Aspergillus</i> | + | | | + | | | + | + | + |
| <i>Cladosporium</i> | | | | | | | + | + | + |
| <i>Cheatomium</i> | | | | + | | | | | |
| <i>Fusarium</i> | | | | + | | | | + | + |
| <i>Helminthosporium</i> | + | + | | | + | | | | |
| <i>Gliocladium</i> | | | | | | | | | + |
| <i>Mucor</i> | + | | | + | + | | + | + | + |
| <i>Penicillium</i> | + | | + | + | + | | + | + | + |
| <i>Papularia</i> | + | | | | | | | | |
| <i>Pythium</i> | | | | | | | | | |
| <i>Rhizopus</i> | + | | | | | | | | |
| <i>Scopularopsis</i> | | | | | | | | | + |
| <i>Stemphylium</i> | + | | | | | | | | |
| <i>Trichoderma</i> | + | + | | + | + | | | + | + |
| <i>Verticillium</i> | | | | + | | | | | |

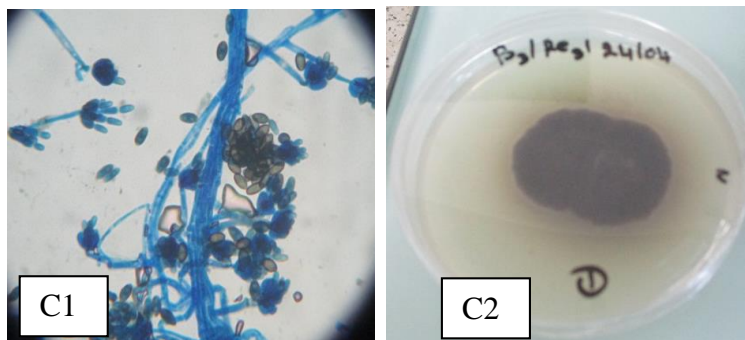
Résultats et discussion



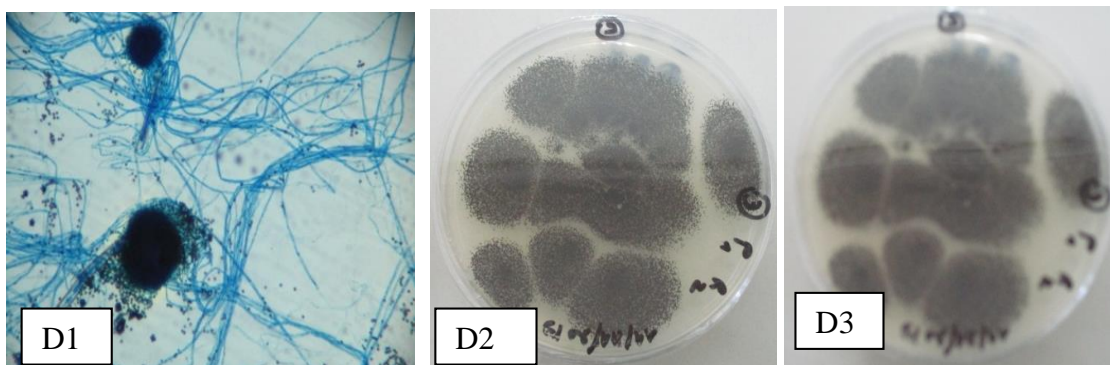
A. *Acremonium* sp



B. *Alternaria* sp



C. *Arthrotrrys* sp

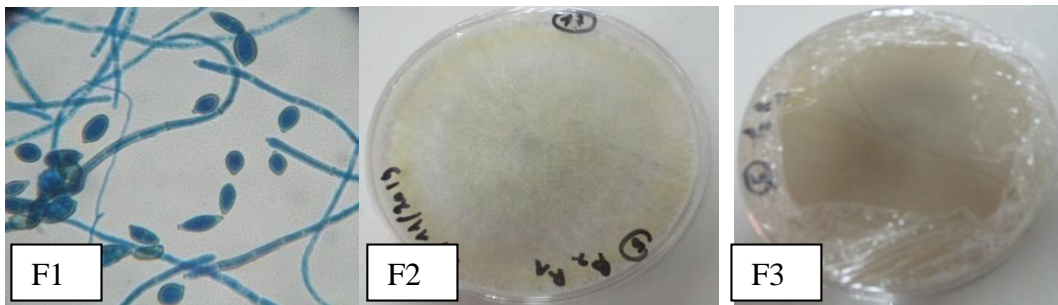


D. *Aspergillus* sp

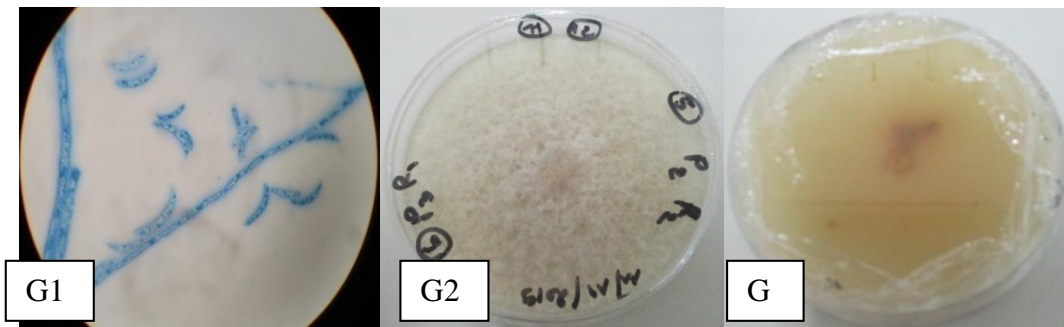
Résultats et discussion



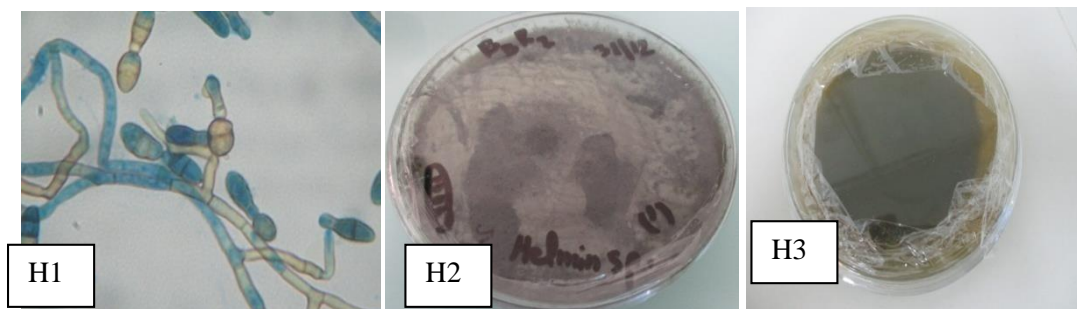
E. *Cheatomium* sp



F. *Chladosporium* sp

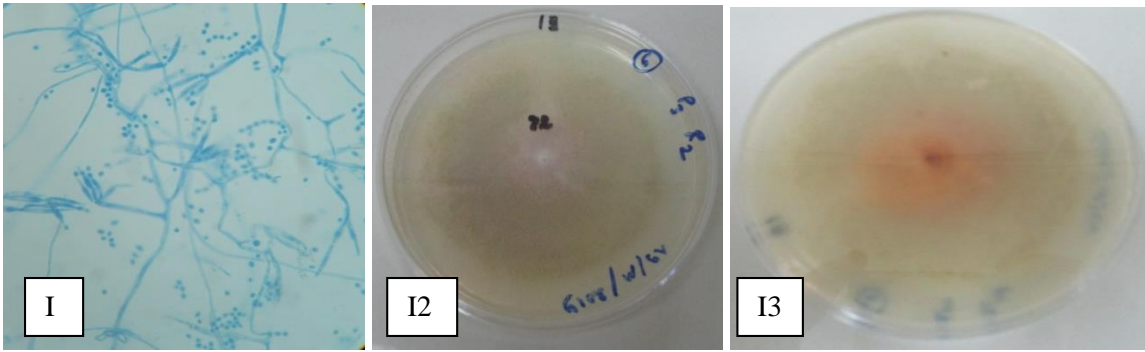


G. *Fusarium* sp

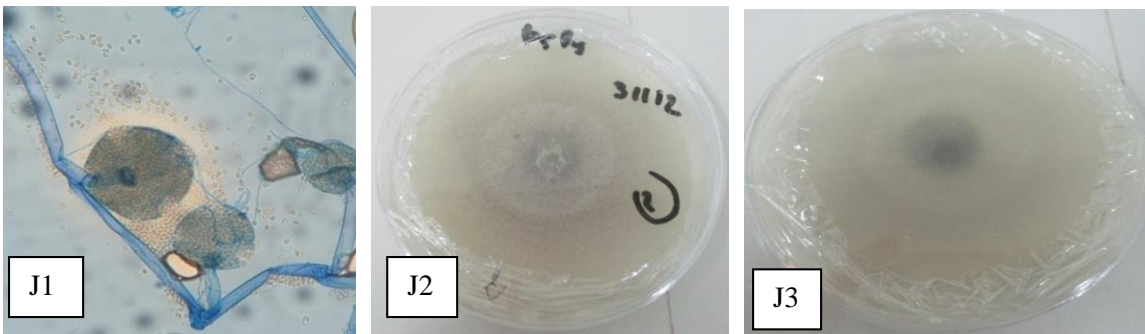


H. *Helminthosporium* sp

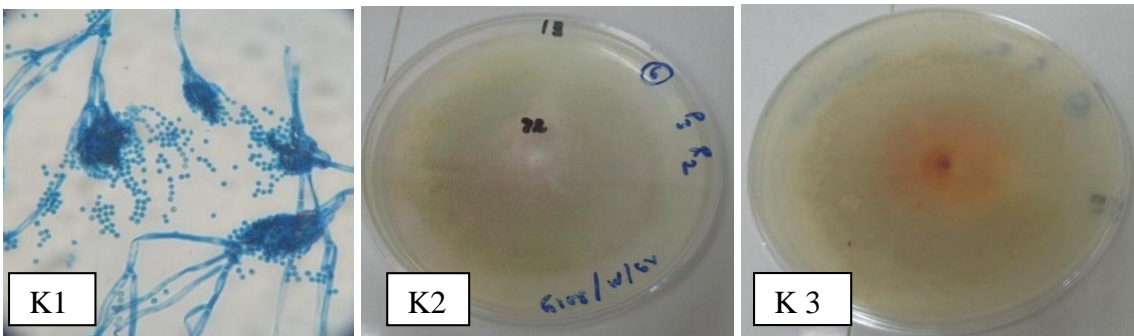
Résultats et discussion



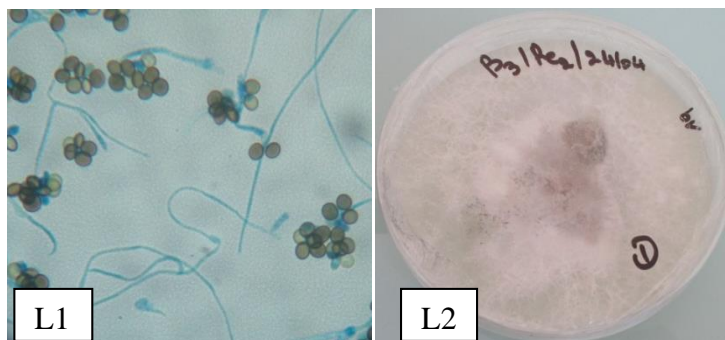
I. *Gliocladium* sp



J. *Mucor* sp

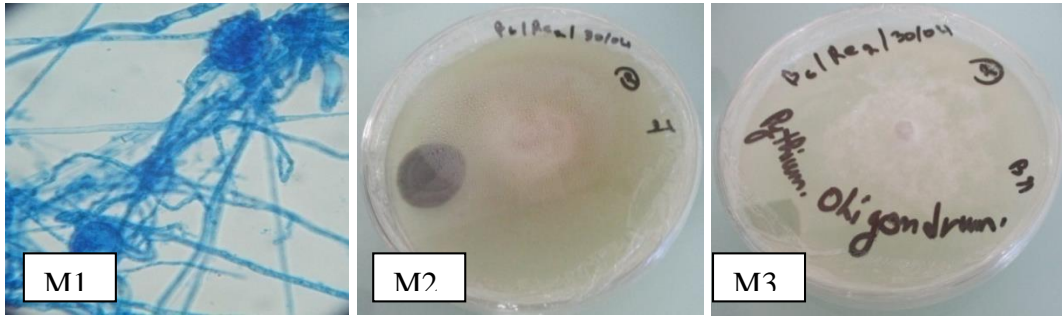


K. *Penicillium* sp

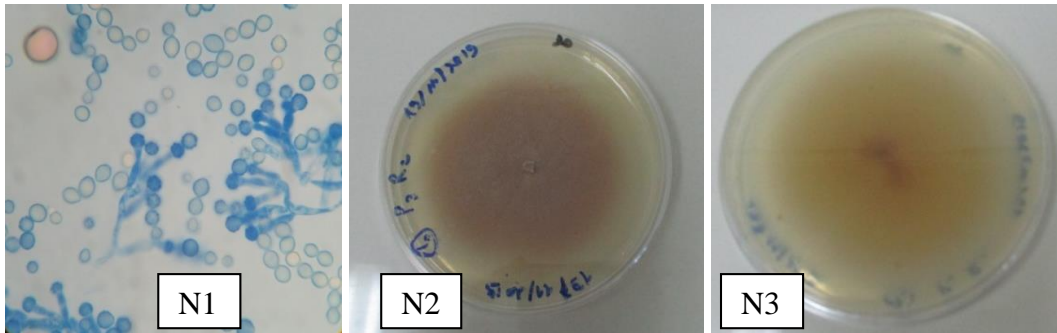


L. *Papularia* sp

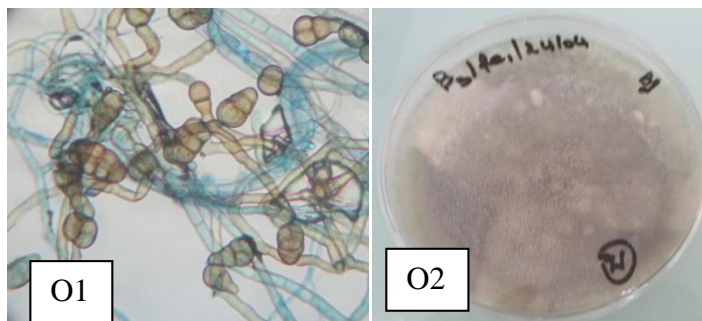
Résultats et discussion



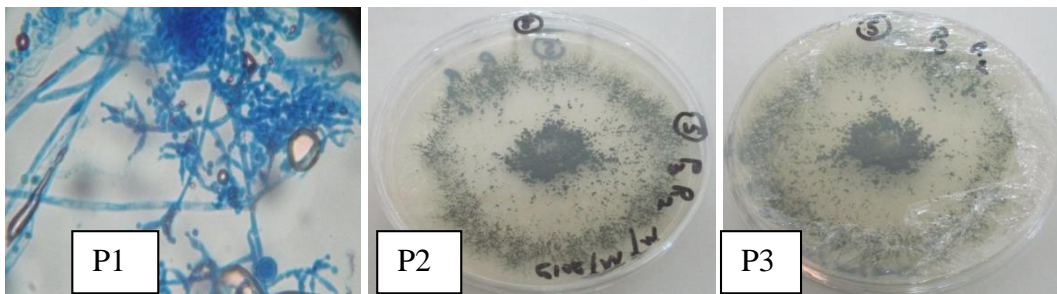
M. Pythium sp



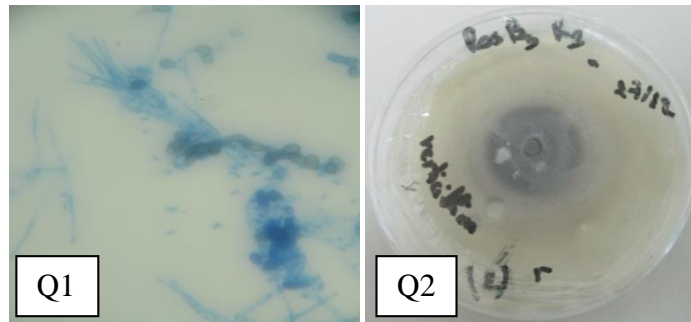
N. Scopulariopsis sp



O. Stemphylium sp



P. Trichoderma sp



Q. *Verticillium s*

Figure 35: Aspect macroscopiques et microscopiques (1) des genres de champignons isolés. Photos descriptives des champignons isolés. (1) Aspects microscopique (2) Aspects macroscopique recto de la boîte Pétri (2) ; Aspects macroscopique verso de la boîte Pétri (3).

A: *Acremonium sp*; B: *Alternaria sp*; C: *Arthrobotrys sp* ; D: *Aspergillus sp* ; E : *Cheatomium sp*; F: *Chladosporium sp*; G: *Fusarium sp*; H: *Helminthosporium sp*; I: *Gliocladium sp*; J: *Mucor sp* ; K: *Penicillium sp*; *Papularia sp*; M: *Pythium sp*; N: *Scopulariopsis sp*; O: *Stemphylium sp*; P: *Trichoderma sp*; Q: *Verticillium sp*. G x 40.

Conclusion

Conclusion

Conclusion

Dans notre étude nous avons choisi la station de lagunage à macrophyte pour l'épuration des eaux usées, ce procédé apparaît avantageux ; moins coûteux, plus simple à exploiter que les autres systèmes d'épuration et respectant l'environnement, il constitue une alternative crédible avec une contribution au traitement des eaux usées dans de petites et moyennes agglomérations inférieure à 100 000 habitants (cas de la commune de Beni Fouda).

Ce procédé utilise des phytoépurations de type roseaux (*Phragmites australis*) et la massette (*Typha latifolia*) en aval pour le traitement de finition. Les racines de ces macrophytes supportent des microorganismes susceptibles de dégrader la matière organique et nitrifier l'azote ammoniacal.

L'objectif principal de cette recherche est d'évaluer les performances de purification des eaux usées domestiques de cette ville par la technique de la phyto épuration. D'autre part d'estimer la flore fongique des racines de roseaux (*Phragmites australis*) de ce lagunage et évaluer leurs biodiversités.

Les résultats des principaux indicateurs physico-chimiques tels que : $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ et $\text{NO}_3\text{-N}$, P-PO_4 ont révélé des valeurs très faibles et certains sont presque nuls. Par ailleurs, des rendements épuratoires élevés sont remarquables pour les MES, la DBO_5 , la DCO et les phosphates, mais les valeurs de ces derniers paramètres sont supérieures aux normes algériennes des eaux traitées.

Nos résultats suggèrent que ce procédé étudié a réussi de diminuer la quantité des dérivés polluants à des valeurs faibles pour minimiser le risque sur les milieux récepteurs.

Les analyses mycologiques montrent qu'il y a une grande diversité des mycoflores fongiques avec 18 genres trouvés aux niveaux des racines de la phyto-épuration (*Phragmites australis*) qui varient selon la fonction de temps et de la strate et bien selon la qualité des eaux usées. L'étude des indices écologiques, nous a permis de conclure qu'il existe des genres dits constants, car ils se rencontrent dans les différentes saisons étudiées cas du genre *Trichoderma sp* et *Acremonium sp*. Le reste des genres est apparu accidentellement avec des pourcentages différents maximaux et minimaux selon l'existence des conditions climatiques favorables de leurs développements.

Conclusion

Le genre de *Penicillium sp* est prédominant, suivi par les genres *Aspergillus sp*, *Acremonium sp* et *Trichoderma sp* en deuxième position. Tandis que les autres genres sont trouvés à des pourcentages faibles.

Les indices de la diversité et la richesse spécifique confirment qu'une grande variation des genres de mycoflores marquée au printemps et dans la strate où les eaux sont riches de nutriments et sels minéraux là où elles peuvent trouver leurs besoins nutritionnels. Ce qui indique que les conditions climatiques et la qualité des eaux usées influencent la diversité et l'abondance des genres mycologiques des racines de *Phragmites australis*.

En générale les résultats révèlent que ce lagunage naturel réalise un bon rendement épuratoire de la pollution organique et particulaire au niveau des bassins en aval ce qui indique l'importance du rôle des plantes épuratrices dans la diminution de cette charge polluante, en plus de leur participation à la diversité des flores fongiques à partir de leur systèmes racinaires.

Perspectives

- Après présentation des résultats d'analyses de l'épuration des eaux usées par phyto épuration, nous recommandant ce procédé biologique naturel ou artificiel pour une large application au niveau national où les conditions se réunissent.
- Une étude plus approfondie de la mycoflore est recommandée pour déterminer les espèces qui interviennent dans la dégradation de la pollution surtout organique.

Références bibliographiques

Références Bibliographiques

-A-

- Ababsa, N., Kribaa, M., Tamrabet, L., Addad, D., Hallaire, V., Ouldjaoui, A. (2020).** Long-term effects of wastewater reuse on hydro physicals characteristics of grassland grown soil in semi-arid Algeria. *Journal of King Saud University-Science*, 32(1), 1004-1013.
- Abissy, M., & Mandi, L. (1999).** The use of rooted aquatic plants for urban wastewater treatment: case of *Arundodonax*. *Revue des Sciences de l'Eau/Journal of Water Science*, 12 (2), 285-315.
- Abouelouafa, M., El Halouani, H., Kharboua, M., Berrichi, A. (2002).** Caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux usées brutes de la ville d'Oujda: canal principal et Oued Bounaïm. *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*, 22(3), 143-15. *arrakesh, Morocco*.
- AFNOR, R. N., & Environnement, R. (2005).** Qualité de l'eau.
- Ahmad, I., Zafar, S., et Ahmad, F. (2005).** Heavy metal biosorption potential of *Aspergillus* and *Rhizopus sp.* isolated from wastewater treated soil.
- ANOFEL. (2014).** « Aspergillose et autres champignons filamenteux opportunistes ». (Association Française des Enseignants de Parasitologie et Mycologie)
- APS. (2014).** L'Algérie aura 200 station d'épuration d'eau en 2015 Algérie presse service.
- Arienzo, M., Christen, E. W., Quayle, W. C. (2009).** Phytotoxicity testing of winery wastewater for constructed wetland treatment. *Journal of hazardous materials*, 169(1-3), 94-99.
- Arienzo, M., Christen, E. W., Quayle, W., Kumar, A. (2009).** A review of the fate of potassium in the soil-plant system after land application of wastewaters. *Journal of Hazardous Materials*, 164 (2-3), 415-422.

-B-

- Bagnouls, F., & Gaussen, H. (1957).** Les climats biologiques et leur classification. In *Annales de géographie* (Vol. 66, No. 355, pp. 193-220). Armand Colin.
- Barbault, R. (1981).** *Ecologie des populations et des peuplements*. Masson.
- Barnett, H. L., Hunter, B. B. (1998).** *Illustrated genera of imperfect fungi* (No. Ed. 4). American Phytopathological Society (APS Press).

Baumont, S., Camard, J. P., Lefranc, A., Franconi, A. (2004). Réutilisation des eaux usées: risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. *Rapport ORS*, 220p.

Bedouh Y. (2014). Evaluation de la toxicité des eaux usées traitées par la station d'épuration de Guelma et son impact sur l'oignon «*Allium cepa*», thèse de doctorat, université de Annaba, Algérie, 128p.

Ben Messaoud, H. (2010). Biodiversité fongique du sable de quatre Plages (Beau Séjour, Eden, les Andalouses et Madagh) du Littoral ouest Algérien, thèse magistère, université d'Oran, Algérie, 190P.

Ben Moussa, A., Chahlaoui, A., & Chahboune, M. (2018). Typologie des eaux superficielles de l'Oued Khoumane. Moulay Idriss Zerhoun, Maroc.

Bennabou M. El Haji M., Zemzami M., Bougarne L., Fadil F. (2014). International Journal of Innovation and Scientific Research (IJISR), 10, 2 (2014) 282-294.

Bernier, J. S., Clement, V., Brunet, M. H. (2001). Analyse de la qualité de l'eau-Terrain de golf de Nominique. *Rapport préparé par Biofilia pour la Municipalité de Nominique*.

Bessadat, N. (2014). Isolement, identification et caractérisation des *Alternaria* responsable de la détérioration des plantes maraichères par des systèmes enzymatiques et moléculaire, thèse doctorat, université d'Oran, 213P.

Bissan, A. T., Iken, M., Doumbia, M., Ou-Khedda, N., El Alaoui, M., Lmimouni, B. (2017). Fusarioses superficielles à *Fusarium solani* chez un immunocompétent et un immunodéprimé diagnostiquées à l'Hôpital militaire de Rabat. *Journal de Mycologie Médicale*, 27(3), 382-386.

Blanic, R., Benneton, J. P. (1989). Caractérisation d'effluents d'assainissement individuel et essai de matériels d'assainissement autonome. *TSM. Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural*, (11), 573-584.

Blondel, J. (1979). Biogéographie et écologie. Masson.

Bochenek, M., Witalis, J., Macura, A. B. (2008). The occurrence and pathogenicity of the genus *Scopulariopsis*. *Mikologia Lekarska*, 15, 104-108.

Bondon, D., et Pietrasanta, Y. (1994). Le lagunage écologique. Ed. *ECONOMICA*. Paris, 112p.

Bouchaala, L., Charchar, N., Gherib, A. (2017). Ressources hydriques: traitement et réutilisation des eaux usées en Algérie. *Algerian journal of arid environment*, 7(1), 84-95.

Boutin, C., & Dutartre, A. (2014). Note. Des macrophytes pour épurer les eaux?. *Sciences Eaux & Territoires*, (15), 70-73.

Brisson, J. (2014). Roseau commun : le Dr Jekyll et Mr Hyde du monde végétal 1^{er} édition, Québec, Institut de recherche en biologie végétale, 71 p.

Brouillet, J. L., Picot, B., Sambuco, J. P., Gaillard, L., Soteras, G., Valarié, I. (2008). Ecotechniques d'assainissement des eaux usées domestiques: évolution et perspectives. *XIII^e Congrès Mondial de l'Eau, 1^{er} au, 4.*

Burgess, L. W., Summerell, B. A., Bullock, S., Gott, K. P., Backhouse, D. (1994). Laboratory Manual for Fusarium Research, 3rd. Edition Dept. of Crop Sciences, University of Sidney.



Cauchi, H., Nakache, S. D., Zagury, B., Carré, C., Denis, D., Larbaigt, D., Martigne, S. (1996). Dossier: la réutilisation des eaux usées après épuration. *TSM*, 2, 81-118.

Chachoua, M., Seddini, A. (2013). Étude de la qualité des eaux épurées par le lagunage naturel en Algérie. *Afrique Science: Revue Internationale des Sciences et Technologie*, 9(3), 113-121.

Chagas, J. F. R., da Costa, R. V., dos Santos, G. R. (2018). Sanitary analysis of asymptomatic and damaged grains of maize in Tocantins, Brazil. *Embrapa Milho e Sorgo- Artigo periódico indexado (ALICE)*.

Chellé, F., Dellale, M., Dewachter, M., Mapakou, F., Vermey, L. (2005). L'épuration des eaux: pourquoi et comment épurer. *Office international de l'eau*, P15.

Chennafi, H et Chenafi, A. (2018). Préservation de l'environnement par lagunage naturel de gestion des eaux usées. Biannual journal, edited by Ferhat Abbas University, Sétif1, Algérie. Consulté: 12/12/2013.

Cox, H. L. (1952). The elasticity and strength of paper and other fibrous materials. *British journal of applied physics*, 3(3), 72.

CPEPESC. (2004). Poccusus et conséquences de la dégradation de la pollution organique. <http://www.cpepesc.org/PROCESSUS-et-CONSEQUENCES-de-la.html>.

Dajoz, R. (1996). Précis d'écologie 2ème et 3ème cycle universitaires. Dunod université. Sixième édition. Dunod Paris.

De Hoog, G. S., Guarro, J., Gené, J., & Figueras, M. J. (2000). *Atlas of clinical fungi* (No.Ed. 2). CentraalbureauvoorSchimmelcultures (CBS).

De Nardi, F. (2009). Excès de Phosphore et de Matières organiques naturelles dans les eaux de retenues : diagnostic et remèdes *Cas du lac de Ribou à Cholet, (Maine-et-Loire, France)*, thèse doctorat, Université d'Angers, France, 279P.

Dedi, J. K., Allou, K. R., & Otchoumou, A. (2015). Inventaire de la flore fongique et identification des différents horizons du profil au sein de la bananeraie de TADMAIT. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 9(3), 1419-1430.

Degrémont, S. A. (2005). Mémento technique de l'eau. Le tome 1, 2. *Degrémont Suez*.

Derradji, M. (2014). Contribution à l'étude de la tolérance des plantes épuratrices dans l'épuration des eaux usées : stratégie et application, thèse doctorat, université Badji Mokhtar-Annaba, Algérie, 140P.

Devaux, I. (1999). Intérêts et limites de la mise en place d'un suivi sanitaire dans le cadre de la réutilisation agricole des eaux usées traitées de l'agglomération clermontoise (Doctoral dissertation, Université Joseph Fourier (Grenoble)).

Dhaouadi, H. (2008). Traitement des Eaux Usées Urbaines, Université Virtuelle de Tunis, 34P.

Diallo, B. (1996). Analyse et contrôle de la pollution des eaux du fleuve Niger par les rejets liquides urbains et industriels du district de Bamako. *Mémoire DEA de Biologie, Ensup Bamako*.

Djebali, N. (2008). Etude des mécanismes de résistance de la plante modèle *Medicago truncatula* vis-à-vis de deux agents pathogènes majeurs des légumineuses cultivées: *Phoma*.

medicaginis et *Aphanomyces euteiches* (Doctoral dissertation, Université de Toulouse, Université Toulouse III-Paul Sabatier).

Djeddi, H. (2006). Utilisation des eaux d'une station d'épuration pour irrigation des essences forestières urbaines, Magistère en Écologie et Environnement, Université Mentouri Constantine, 157P.

Djermakoye, H. (2005). Les eaux résiduaires des tanneries et des teintureries; Caractéristiques physico-chimiques, bactériologiques et impact sur les eaux de surface et les eaux souterraines. *Mémoire de Thèse, Faculté de Médecine, Pharmacie et d'Odontostomatologie, Université de Bamako.*

Dossa, J. S., Togbe, E. C., Pernaci, M., Agbossou, E. K., & Ahohuendo, B. C. (2019). Effet des facteurs de l'environnement sur les *Fusarium* pathogènes des plantes cultivées. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 13(1), 493-502.

Downward, S. R., & Taylor, R. (2007). An assessment of Spain's Programa AGUA and its implications for sustainable water management in the province of Almería, southeast Spain. *Journal of environmental management*, 82(2), 277-289.

Duncan, M. (2003). Domestic wastewater treatment in developing countries. Duncan Mara. UK.

-E-

Eckenfelder, W. W. (1982). Gestion des Eaux Usées Urbaines et Industrielles TEC & DOC.

Ecosse, D. (2001). Techniques alternatives en vue de subvenir à la pénurie d'eau dans le monde. *Mémoire du DESS «Qualité et Gestion de l'Eau», Faculté des Sciences, Amiens.*

El Hachemi, O. (2012). Traitement des eaux usées par lagunage naturel en milieu désertique (Oasis de figuig): Performances épuratoire et aspect phytoplanctonique, thèse doctorat, Université Mohammed Premier Oujda, Maroc, 140P.

El Hachemi, O., El Halouani, H., Meziane, M., Torrens, A., Salgot, M., & Sbaa, M. (2012). Etude des performances épuratrices dans une station de traitement des eaux usées par lagunage en climat désertique (oasis de figuig-maroc): aspect bactérien et organique. *Rev. Microbiol. Ind. San et Environn*, 6(1), 84-97.

El Haite, H. (2010). Traitement des eaux usées par les réservoirs opérationnels et réutilisation pour l'irrigation, thèse doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, 204 P.

El Haite, H., Lafort, V., & Bourgois, J. (2010). Des réservoirs opérationnels pour la valorisation des eaux d'épuration urbaines. In *Colloque Eau, Déchets et Développement Durable* (pp. 69-74).

EL Jouhari, F. Z. (2008). Particularisme des champignons dits «émergents» en pathologie humaine (Doctoral dissertation).

EL Omari, H. (2016). Matériaux lignocellulosiques fonctionnels à partir de plantes vivaces marocaines et de pâtes commerciales, thèse doctorat, université Cadi Ayyad et université Québec à Trois-Rivières, 191P.

El Youssefi, L. (2013). Durabilité d'un système de cultures non conventionnel irrigué par les eaux usées traitées dans la région d'Agadir, thèse doctorat, université Ibn Zohr Agadir, Maroc, 181P.

El-Morsy, E. M. (2000). Fungi isolated from the endorhizosphere of halophytic plants from the Red Sea Coast of Egypt. *Fungal Diversity* 5: 43–54.

El-Tarabily, K. A., & Sivasithamparam, K. (2006). Potential of yeasts as biocontrol agents of soil-borne fungal plant pathogens and as plant growth promoters. *Mycoscience*, 47(1), 25-35.

Ernst, M., Mendgen, K. W., & Wirsal, S. G. (2003). Endophytic fungal mutualists: seed-borne *Stagonospora* spp. Enhance reed biomass production in axenic microcosms. *Molecular Plant-Microbe Interactions*, 16(7), 580-587.

Et, M. B., Centeleghe, J. L. and Milliere, J. B. (1972). Etude d'un accident en fromagerie de type « Camembert » causé par des mucorales. *Le Lait* 52, 141–148.

-F-

Faby, J. A., & Brissaud, F. (1997). L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. *Office International de l'eau*, 76.

Fadli, M. (2003). *Etude malacologique; vecteurs intermédiaires de bilharziose urinaire dans le bassin du Loukkos, la plaine du Gharb et la plaine de Tadla (Maroc)* (Doctoral dissertation, Thèse de Doctorat d'Etat Université Ibn Tofail, Kenitra, Maroc, 148 p).

FAO. (1992). Wastewater treatment and use in agriculture. Bulletin FAO d'irrigation et de drainage n° 47. Rome.

Fartas, T., Zeggane, H., Sadaoui, F., & Bencheikh, K. (2011). Etude des performances épuratoires d'une station d'épuration pilote par macrophytes dans la commune de Temacine.

Felzines, J. C., Loiseau, J. E., & Pierrot, R. B. (1998). *Bryum demaretianum* Arts dans le Morvan nivernais. *Bulletin de la société botanique du Centre-Ouest*, 473-476.

Fogle, M. R., Douglas, D. R., Jumper, C. A., & Straus, D. C. (2007). Growth and mycotoxin production by *Chaetomium globosum*. *Mycopathologia*, 164(1), 49-56.



- Gadd, G. M. (2010).** Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation. *Microbiology*, 156(3), 609-643.
- García-Martínez, M., Osornio-Berthet, L. J., Solís-Correa, H. E., López-Chuken, U. J., Beltrán-Rocha, J. C., & Barceló-Quintal, I. D. (2017).** Determination of Hydrodynamics in Municipal Waste Water by a Lagoon System with Screen. *Journal of Environmental Protection*, 8(3), 330-343.
- Gherib, A., Boufendi, M., Temime, A., & Bedouh, Y. (2016).** Applications of phytoremediation in wastewater treatment in Algeria. *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, (27), 23-37.
- Ghorri, S. (2015).** Isolement des microorganismes possédant une activité anti- *Fusarium*, thèse doctorat, université Université frères Mentouri Constantine, Algérie, 118P.
- Gloyna, E. F., & World Health Organization. (1971).** *Waste stabilization ponds*. World Health Organization.
- Gomella, C., & Guerrée, H. (1978).** Les Eaux usées dans les agglomérations urbaines ou rurales: Le Traitement. Eyrolles.
- Górzyńska, K., & Węgrzyn, E. Sandecki R., Lembicz M. (2019).** Endophytic fungi and latent pathogens in the sedge *Carex secalinensis* (Cyperaceae), a critically endangered species in Europe. *Plant Protect. Sci*, 55, 102-108.
- Guergueb, S. (2016).** Etude des niveaux de concentration de l'azote et du phosphore minéraux et leur incidence d'eutrophisation à l'embouchure de l'Oued El-Kébir Est (Wilaya d'El-Tarf) (Doctoral dissertation, Université Badji Mokhtar Annaba).
- Guillon-Philippe, A. (2014).** Phyto-épuration de mélanges de polluants organiques et métalliques pour la préservation des zones humides méditerranéennes, thèse doctorat, université d'Aix-Marseille, 346P.

-H-

HACH Lange (2005). United for water quality. DR 5000 Spectrophotomètre, DOC022.77.00667. Édition 1.

Hannachi, A., Gharzouli, R., & Tabet, Y. D. (2014). Gestion et valorisation des eaux usées en Algérie. *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, (19).

Hartani, T. (2004). La réutilisation des eaux usées en irrigation: cas de la Mitidja en Algérie. In *Séminaire sur la modernisation de l'agriculture irriguée* (pp. 11-p). IAV Hassan II.

Herteman, M. (2010). Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site pilote de Malamani, Mayotte, thèse doctorat, université de Toulouse, France, 329P.

Heuchert, B., Braun, U., & Schubert, K. (2005). Morphotaxonomic revision of fungicolous *Cladosporium* species (hyphomycetes). *Schlechtendalia*, 13, 1-78.

Hoffmann, K., Pawłowska, J., Walther, G., Wrzosek, M., De Hoog, G. S., Benny, G. L., & Voigt, K. (2013). The family structure of the Mucorales: a synoptic revision based on comprehensive multigene-genealogies. *Persoonia: Molecular Phylogeny and Evolution of Fungi*, 30, 57.

Hryniewicz, K., & Baum, C. (2012). The potential of rhizosphere microorganisms to promote the plant growth in disturbed soils. In *Environmental protection strategies for sustainable development* (pp. 35-64). Springer, Dordrecht.

-J-

Jean-Claude Felzines, Pierre Baccot, Alain Chiffaut, Michel Couturier, Bernard Frochot, Michel Joly, Jean Roché. (1998). Conservatoire des Sites Naturels Bourguignons - Patrimoine Naturel de Bourgogne - n° 6 – 1998, 36P.

Jones, E. B. G., Sakayaroj, J., Suetrong, S., Somrithipol, S., & Pang, K. L. (2009). Classification of marine Ascomycota, anamorphic taxa and Basidiomycota. *Fungal Diversity*, 35(1), 187.

Julve, P. H. (1998). Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France. *Institut Catholique de Lille, Lille*.

-K-

Kachour, L. (2005). Identification des moisissures isolées à partir des eaux du lac Oubeira (PNEK) et impact des eaux usées sur leur diversité (Doctoral dissertation, Université de Annaba-Badji Mokhtar).

Kahim, L., & Idabdellah, H. (2013). Impact des dysfonctionnements rencontrés au niveau des bassins d'aération de la station d'épuration et de réutilisation des eaux usées de Marrakech sur la qualité des eaux traitées. *Bachelor dissertation. Cadi Ayyad University, M*

Kern, J., & Idler, C. (1999). Treatment of domestic and agricultural wastewater by reed bed systems. *Ecological Engineering, 12* (1-2), 13-25.

Khan, N. N., & Wilson, B. L. (2003). An environmental assessment of mold concentrations and potential mycotoxin exposures in the greater Southeast Texas area. *Journal of Environmental Science and Health, Part A, 38*(12), 2759-2772.

Khattabi, H. (2002). Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Etuefont (Belfort, France), Institut des Sciences de l'Environnement, thèse doctorat, 167P.

Kubicek, C. P., Bissett, J., Druzhinina, I., Kullnig-Gradinger, C., & Szakacs, G. (2003). Genetic and metabolic diversity of Trichoderma: a case study on South-East Asian isolates. *Fungal genetics and biology, 38* (3), 310-319.

Kurt, Stuber, (2007). http://biblio.mpipz.mpg.de/thome/band1/tafel_065_small.jpg.

-L-

Laabassi, A. (2016). L'épuration des eaux usées par le système de lagunage à macrophytes, Thèse de doctorat, université Ferhat Abbas Sétif 1, 107.

Laabassi, A., Harzallah, D., & Boudehane, A. (2015). Performances of a constructed wetland treating planted with emergent and floating macrophytes under Algerian semi-arid climate. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, 10* (4), 65-74.

Landreau, A. (2001). Metabolites d'une souche de *trichoderma* koningii isolée du milieu marin: étude chimique, biologique et risques pour les coquillages en culture (doctorat chimie biologie) (Doctoral dissertation, Nantes).

Lazarova, V., & BRISSAUD, F. (2007). Intérêt, bénéfices et contraintes de la réutilisation des eaux usées en France: Réutilisation des eaux usées. *L'eau, l'industrie, les nuisances*, (299), 29-39.

Lecompt, M. (1997). La détermination des moisissures (Deutéromycètes). Traduction et adaptation par Marcel Lecompte de la clé. Université de Toronto, 36.

Levetin, E., & Dorsey, K. (2006). Contribution of leaf surface fungi to the air spora. *Aerobiologia*, 22(1), 3-12.

Logrieco, A., Moretti, A., & Solfrizzo, M. (2009). Alternaria toxins and plant diseases: an overview of origin, occurrence and risks. *World Mycotoxin Journal*, 2(2), 129-140.



Maait, J. (1997). The Reuse of Wastewater for Irrigation. *Literature Review, ENGREF Montpellier*.

Maiga, A. H., Konate, Y., Wethe, J., Denyigba, K., Zoungrana, D., & Togola, L. (2006). Performances épuratoires d'une filière de trois étages de bassins de lagunage à microphytes sous climat sahélien: cas de la station de traitement des eaux usées de l'EIER.

Martin, G. (1979). Le problème de l'azote dans les eaux. Technique et documentation. *Lavoisier. Paris*.

Martin, G. (1985). L'épuration et le Traitement des Effluents (eau et Air). *TEC & DOC*.

Masleard, E., & Perennou C.M. (1996). La végétation aquatique émergente. *Ecologie & gestion*, 86 p.

Merghem, K. A., El Halouani, H., Alnedhary, A. A., Dssouli, K., Gharibi, E., Alansi, R. Q., & al-Nahmi, F. (2016). Etude de l'impact des rejets d'eaux usées brutes et épurées sur la qualité de l'Oued Bani Houat (Bassin de Sanaa): Etude spatio-temporelle (Impact of.

Merzoug, A., Taleb, M., & Sahla, A. (2018). Identification des principaux agents fongiques responsables du dépérissement vasculaire et pourriture racinaire des oliviers en pépinières dans le nord-ouest Algérien.

Metahri, M.S. (2012). Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées par des procédés mixtes. Cas de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou, Thèse de doctorat, université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou, 172p.

Mimeche, L. (2014). Etude de faisabilité de l'installation de station d'épuration des rejets urbains par les filtres plantés en milieu aride -Application à la région de Biskra, thèse de doctorat, Université Mohamed Khider – Biskra, 164.

Morel, M., Rumeau, M., Pontie, M., Ahmed, A., Abdoulaye, D. (1994). Nouveaux procédés économiques de désinfection et de dessalement des eaux. *La Tribune de l'eau*, 47(571), 31-38.

Morin-Sardin, S. (2016). Etudes physiologiques et moléculaires de l'adaptation des *Mucor* aux matrices fromagères (Doctoral dissertation, Brest).

Mouni, L., Merabet, D., Arkoub, H., & Moussaceb, K. (2009). Study and physicochemical characterization of Soummam water river (Algeria). *Science et changements planétaires/Sécheresse*, 20(4), 360-366.

MRE. (2003). Le secteur de l'eau en Algérie. Ministère des Ressources en Eau, Algérie, 2003.

-N-

Nedjah, N. (2016). Déphosphatation physico-chimique et biologique des eaux usées, thèse de doctorat, université Badji Mokhtar Annaba, Algérie, 113P.

Nelson, P. E., Toussoun, T. A., & Marasas, W. F. O. (1983). *Fusarium* species: an illustrated manual for identification.

Nordbring-Hertz B, Jansson HB, Tunlid, A. (2002). Nematophagous fungi. In: Encyclopedia of Life Sciences. Macmillan Publishing Group/www.els.net. pp. 681–690.

-O-

Oliveira, E. F. D., Santos, P. R. R. D., & Santos, G. R. D. (2018). Seeds of weeds as an alternative host of phytopathogens. *Arquivos do Instituto Biológico*, 85.

Oliveira, R. S., Dodd, J. C., & Castro, P. M. (2001). The mycorrhizal status of *Phragmites australis* in several polluted soils and sediments of an industrialised region of Northern Portugal. *Mycorrhiza*, 10 (5), 241-247.

ONA. (2014). Manuel d'exploitation de la station de lagunage naturel de la ville de Boughrara

Saoudi dans la wilaya d'Oum el bouaghi, Direction de l'Exploitation et de la Maintenance, département épuration, office national d'assainissement (ONA), 12 P.

ONA . (2011). Système de Management Environnemental ISO 14001. Manuel environnemental, doc, 41p. http://ona-dz.org/IMG/pdf/MANUEL_JUIN_2012.pdf.

-P-

Packer, J. G., Meyerson, L. A., Skalova, H., Pyšek, P., &Kueffer, C. (2017). Biological flora of the British isles: *Phragmitesaustralis*. *Journal of Ecology*, 105 (4), 1123-1162.

Papadopoulos, A., Parissopoulos, G., Papadopoulos, F., etKarteris, A. (2001).Variations of COD/BOD5 ratio at different units of a wastewater stabilization pond pilot treatment facility. In *Proceeding of 7th International Conference on Environmental Science and Technology Ermoupolis* (pp. 16-19).

Pasquini, L. (2013). Micropolluants issus de l'activité domestique dans les eaux urbaines et leur devenir en station d'épuration, thèse doctorat, université de Lorraine, France, 298P.

Poulet, J. B., Terfous, A., Dap, S., &Ghenaim, A. (2004). Stations d'épuration a lits filtrants plantes de macrophytes. *Institut National des Sciences Appliquées de Strasbourg, France*.

-Q-

Québec. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (2011). Les Graminées (Poacées). In MAPAQ. <http://www.mapaq.gouv.qc.ca/dgpar/arico/herbierv/gramfond.htm> (Page consultée le 8 mai 2015).

Quezel, P., & Santa, S. (1963). Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales (No. 581.965 Q8).

-R-

Racault, Y. (1997). Le lagunage naturel: les leçons tirées de 15 ans de pratique en France. Editions Quae.

Racault, Y., & Boutin, C. (2004). Le lagunage naturel en France—État de l'art et tendances. *Ingénieries, n spécial*.

Ramade, F. (1984). Eléments D'écologie Fondamentale Mg. *Graw. Hill. Paris*. 397 p.

Ramade, F. (2000). *Dictionnaire encyclopédique des populations: les polluants: de l'environnement à l'homme.* Ediscience international.

Raweh, S., Belghyti, D., Al-Zaemey, A. B., El Guamri, Y., & Elkharrim, K. (2011). Qualité physico-chimique des eaux usées de la station d'épuration de la ville de S'Anaa (Yemen). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 5(1).

Rebbah, A, C. (2019). Inventaire et écologie des oiseaux forestiers de Djebel Sidi Reghis (Oum El Bouaghi), thèse doctorat, université Laarbi Ben M'hidi Oum El Bouaghi, Algérie, 233P.

Redecker, D., Kodner, R., & Graham, L. E. (2000). Glomalean fungi from the Ordovician. *Science*, 289(5486), 1920-1921.

Redfield, A. C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *American scientist*, 46(3), 230A-221.

Rejsek, F. (2002). Analyse des eaux aspects réglementaires et techniques CRDP d'Aquitaine. *Bordeaux (France)*.

Rieuf, P., &Teasca, G. (1973). Etude sur les Helminthosporium des céréales du Maroc. *Al Awamia*, 46, 29-58.

Rodier, J., Bazin, C., Broutin, J. P., Chambon, P., Champsaur, H., &Rodi, L. (2005). Water analysis: natural waters, residual waters, sea waters. Dunod.

Rodier, J., Legube, B., &Merlet, N. (2009). L'Analyse de l'eau 9e édition. *Entièrement mise à jour, Dunod, Paris*.



Salimi, F., Alizadeh, A., MirzadiGohari, A., & Javan-Nikkhah, M. (2019). Endophytic fungus, *Radulidiumsubulatum* from *Phragmitesaustralis* in Iran. *MycologiaIranica*, 6(1), 41-47.

San Miguel, A. (2011). Phytoremédiation des organochlorés. Etude mécanistique et fonctionnelle des capacités épuratrices du système plante-rhizosphère, thèse doctorat, Université de Grenoble, Français, 314P.

Schubert, K. (2005). Taxonomic revision of the genus *Cladosporium*.lat. 3. A revision of *Cladosporium* species described by JJ Davis and HC Greene (WIS). *Mycotaxon*.

Selim, K.,A., El-Beih, A. A., AbdEl-Rahman, T. M., &El-Diwany, A. I. (2011). Biodiversity and antimicrobial activity of endophytes associated with Egyptian medicinal plants. *Mycosphere*, 2(6), 669-678.

Sevrin-Reyssac, J., de la Noue, J., & Proulx, D. (1995). Le recyclage du lisier de porcs par lagunage Lavoisier.

Shalla, G., Johan, K., Paul, R., Angus, M. (2000). The nutrient assimilative capacity of maerl as a substrate in constructed wetland systems for waste treatment. *Water Research*, 34, 2183-2190.

Steffek, R., Spornberger, A., Altenburger, J. (2006). Detection of *Microsclerotia* of *Verticillium dahliae* in Soil Samples and Prospects to Reduce the Inoculum Potential of the Fungus in the Soil. *Agriculturae conspectus scientificus*, 71(4), 145-148.

Stoddard, A., Harcum, J. B., Simpson, J. T., Pagenkopf, J. R., Bastian, R. K. (2003). *Municipal wastewater treatment: evaluating improvements in national water quality*. John Wiley & Sons.

Suschka, J., Ferreira, E. (1986). Activated sludge respirometric measurements. *Water research*, 20(2), 137-144.

-T-

Tiglyene, S., Jaouad, A., Mandi, L. (2008). Mobilité et spéciation du chrome dans un système à *Phragmites australis* de traitement des eaux usées de tanneries. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 21(1), 1-16.

-U-

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (2004). Guidelines for water use. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, Ohio (USA).

Urbanc-Berčić, O., Gaberšček, A. (2004). The relationship of the processes in the rhizosphere of common reed *Phragmites australis*, (Cav.) Trin. Ex Steudel to water fluctuation. *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology*, 89(5-6), 500-507.

-V-

Vaillant J.R. (1974). Perfectionnement et nouveautés pour l'épuration des eaux résiduaires: eaux usées urbaines et eaux résiduaires industrielles. Ed. Eyrolles. Paris, 413p.

Van Ryckegem, G., Verbeken, A. (2005). Fungal diversity and community structure on *Phragmites australis* (Poaceae) along a salinity gradient in the Scheldt estuary (Belgium). *Nova Hedwigia*, 80(1-2), 173-197.

Voigt, K., Wolf, T., Ochsenreiter, K., Nagy, G., Kaerger, K., Shelest, E., & Papp, T. (2016). 15 Genetic and Metabolic Aspects of Primary and Secondary Metabolism of the Zygomycetes. In *Biochemistry and Molecular Biology* (pp. 361-385). Springer, Cham.

-W-

Wachira, P., Mibey, R., Okoth, S., Kimenju, J., & Kiarie, J. (2009). Diversity of nematode destroying fungi in Taita Taveta, Kenya. *fungus ecology*, 2(2), 60-65.

Walther, G., Pawłowska, J., Alastruey-Izquierdo, A., Wrzosek, M., Rodriguez-Tudela, J. L., Dolatabadi, S., de Hoog, G. S. (2013). DNA barcoding in Mucorales: an inventory of biodiversity. *Persoonia: Molecular Phylogeny and Evolution of Fungi*, 30, 11.

Wentzel, M. C., Ekama, G. A. (1997). Principles in the design of single-sludge activated-sludge systems for biological removal of carbon, nitrogen, and phosphorus. *Water environment research*, 69(7), 1222-1231.

-Y-

You, Y. H., Yoon, H., Kang, S. M., Shin, J. H., Choo, Y. S., Lee, I. J., & Kim, J. G. (2012). Fungal diversity and plant growth promotion of endophytic fungi from six halophytes.

Annexe

Annexes

Annexes

Tableau 01 : Les normes Algérienne extrêmes limite aux eaux usées.

| Paramètres | | Unité | Concentration maximale admissible |
|-------------------|---------------------------------|-------|-----------------------------------|
| Physiques | Température | °C | 30 |
| | pH | | $6.5 \leq \text{pH} \leq 8.5$ |
| Chimiques | MES | Mg/l | 30 |
| | CE | Ds/m | 3 |
| | Infiltration le SAR= 0-3CE | Ds/m | 0,2 |
| | 3-6 | | 0,3 |
| | 6-12 | | 0,5 |
| | 12-20 | | 1,3 |
| | 20-40 | | 3 |
| Eléments toxiques | DBO ₅ | mg/l | 30 |
| | DCO | mg/l | 90 |
| | Chlorure (Cl) | mg/l | 10 |
| | Azote (NO ³ -N) | mg/l | 30 |
| | Phosphates | Mg/l | 2 |
| | Bicarbonate (HCO ₃) | mg/l | 8.5 |
| | Aluminium | mg/l | 20 |
| | Arsenic | mg/l | 2 |
| | Béryllium | mg/l | 0.5 |
| | Bore | mg/l | 2 |
| | Cadmium | mg/l | 0.05 |
| | Chrome | mg/l | 1 |
| | Cobalt | mg/l | 5 |
| | Cuivre | mg/l | 5 |
| | Cyanures | mg/l | 0.5 |
| | Fluor | mg/l | 15 |
| | Fer | mg/l | 20 |
| Phénols | mg/l | 0.002 | |

Annexes

| | | | |
|--|-----------|------|------|
| | Plomb | mg/l | 10 |
| | Lithium | mg/l | 2.5 |
| | Manganèse | mg/l | 10 |
| | Mercure | mg/l | 0.01 |
| | Molybdène | mg/l | 0.05 |
| | Nickel | mg/l | 2 |
| | Sélénium | mg/l | 0.02 |
| | Vanadium | mg/l | 1 |
| | Zinc | mg/l | 10 |

Tableau 02: Valeurs moyennes des variables mesurées sur l'eau épurées.

| Effets | T | pH | CE | DBO ₅ | DCO | NH ₄ -N | NO ₂ -N | NO ₃ -N | MES | P-PO ₄ |
|-----------------|-------------------------|--------------------|---------------------------|---------------------|-------------------|---------------------|--------------------|--------------------|-------------------|--------------------|
| Entrée | 21.58 a | 7.88 ^a | 1731.41 6 ^a | 642.91 ^a | 1036.16 a | 171.65 ^a | 7.645 ^a | 1.65 ^a | 426.25 a | 46.84 ^a |
| Sortie | 20.60 8 ^b | 8.013 ^a | 1546.5 ^b | 68 ^b | 204.9 b | 88.75 ^a | 7.01 ^a | 1.85 ^a | 74.30 b | 37.87 ^b |
| LSD | 0.78 | 0.15 | 182.24 | 113.88 | 112.63 | 151.48 | 1.175 | 1.16 | 75.10 | 4.45 |
| Décembre | 14.65 ^f | 8.15 ab | 1598.5 bcd | 322.7 ^{ab} | 640.5 ab | 103 ^b | 0.37 ^b | 2 ^{cd} | 218.33 ab | 60 ^a |
| Janvier | 10.35 g | 8.09 abc | 1320 ^d | 189.9 b | 381 ^b | 34.6 b | 0.09 ^b | 0.21 d | 180 ^b | 50.5 ^a |
| Février | 18.8 de | 8.31 a | 1828 ^{bc} | 341.3 ab | 517 ^{ab} | 35.62 ^b | 0.09 ^b | 0.30 d | 252.5 ab | 57 ^a |
| Mars | 19.15 de | 7.56 de | 1375 ^d | 299.5 ab | 602.5 ab | 57.25 b | 0.105 ^b | 0.22 d | 141.25 b | 54.5 ^a |
| Avril | 20.5 ^{cd} | 7.96 abc | 1493 ^{cd} | 300 ^{ab} | 785 ^a | 56.87 b | 0.33 b | 0.11 d | 315 ^{ab} | 52 ^a |

Annexes

| | | | | | | | | | | |
|------------------|--------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|--------------------|--------------------|------------------|-------------------|--------------------|
| Mai | 24.05 ^b | 8.11 ^{abc} | 1664 ^{bcd} | 318.8 ab | 757 ^a | 101 ^b | 0.19 ^b | 0.1 ^d | 286.25 ab | 60 ^a |
| Juin | 25.3 ^b | 8.12 abc | 2450 ^a | 327.2 ab | 633 ^{ab} | 61.97 ^b | 0.095 ^b | 0.12 d | 217.5 ab | 50 ^a |
| Juillet | 29.9 ^a | 7.94 abcd | 1957.5 ^b | 327.2 ab | 772.5 ^a | 83.12 ^b | 0.085 b | 0.11 d | 262.5 ab | 51.5 ^a |
| Août | 29.9 ^a | 7.96 ^{abc} | 1586 ^{bcd} | 311.3 ab | 593.5 ^{ab} | 70.87 ^b | 0.09 b | 0.11 d | 297.5 ab | 50.5 ^a |
| Septembre | 21.55 ^c | 7.54 ^e | 1463.5 cd | 522.4 a | 522.4 ab | 788.5 a | 86.5 a | 4.75 bc | 300 ^{ab} | 11.73 ^b |
| Octobre | 20 ^{cde} | 7.75 cde | 1655 ^{bcd} | 409.7 ^{ab} | 575.5 ab | 88.25 b | 0 ^b | 7.85 a | 167.5 b | 8.05 b |
| Novembre | 18.2 ^e | 7.89 bcde | 1277 ^d | 538 ^a | 666.5 a | 81.375 b | 0 ^b | 5.2 ab | 365 ^a | 2.5 ^b |
| LSD | 1.91 | 0.37 | 446.41 | 278.97 | 275.89 | 371.05 | 2.879 | 2.85 | 183.95 | 10.90 |