

Université Ferhat Abbas Sétif 1
Faculté des Sciences de la
Nature et de la Vie



جامعة فرحات عباس، سطيف 1
كلية علوم الطبيعة و الحياة

DEPARTEMENT DES SCIENCES AGRONOMIQUES

N°..... /SNV/2015

THÈSE

Présentée par

Laabassi Ayache

Pour l'obtention du diplôme de

Doctorat en Sciences

Option: Biotechnologie Végétale

THÈME

**L'épuration des eaux usées par le système de lagunage à
Macrophytes**

Soutenue publiquement le **14/03/2016**

DEVANT LE JURY

Présidente	Chennafi Houria	Pr. UFA Sétif 1
Directeur	Harzallah Daoud	Pr. UFA Sétif 1
Examineurs	Boudour Leila	Pr. UMC1 Constantine 1
	Gherroucha Hocine	Pr. UMC1 Constantine 1
	kribaa Mohamed	Pr. Univ.LBM O.El Bouaghi

Année universitaire 2015/2016

Dédicaces

A ceux qui ont fait de moi ce que je suis et qui sont toujours présents
pour me soutenir à tout moment. A tous ceux qui m'ont toujours porté
dans leurs cœurs.

A mon père pour son orientation

A ma mère pour ça tendresse

A ma femme qui m'a beaucoup soutenu

A mes frères et sœurs chacun pour leur amour, compréhension et de leurs encouragements
continus.

Toute ma famille

A toute mes amies, particulièrement Dr Fercha Azzedine

A tous ceux qui m'encourageaient.

Laabassi Ayache

Remerciements

Au nom d'Allah, le Clément, le Miséricordieux

Premièrement, je remercie Allah, le bon Dieu, qui m'a donné l'ambitieux, le défi, la santé et le courage pour terminer cette thèse. Comme je remercie infiniment mes parents pour leur soutien et leur encouragement depuis toujours.

J'exprime ma profonde gratitude et mes sincères remerciements à mon directeur de thèses le Professeur **Harzallah Daoud**, sans le soutien duquel ce travail n'aurait pas abouti.

Je tiens à remercier vivement Madame **Chennafi. Houria**, Professeur à l'Université de Sétif 1, , pour avoir accepté de présider le jury de cette thèse. Une très grande reconnaissance va au Monsieur **Gherroucha Hocine**, Professeur à l'Université de Constantine 1 et Madame **Boudour Leila** Professeur à l'université de Constantine 1 qui ont bien voulu accepter de faire partie du jury de cette thèse. Je leur présente mes vifs remerciements.

Mes profonds remerciements vont également à Monsieur le Docteur **Fercha Azzedine**, Docteur à l'Université de Khenchela, de m'avoir guidé et aidé dans les différentes étapes de mes travaux de recherche.

Enfin, je n'oublierai pas de remercier ma famille et mes amis qui m'ont beaucoup encouragé et soutenu, ainsi que tout ceux qui ont contribué, de près ou de loin, à l'accomplissement de ce travail

الملخص

عرفت معالجة مياه الصرف بواسطة النباتات المائية انتشارا واسعا لغرض سقي الأراضي الفلاحية في المناطق الريفية والمجتمعات السكنية الصغيرة. أثبت عديد الدراسات أن استعمال أكثر من نبات لمعالجة مياه الصرف الصحي يسمح بزيادة جودة المياه المعالجة. انطلاقا من هذه النتيجة، قمنا بإنجاز هذا البحث و المتمثل في معالجة مياه الصرف في ظروف مناخية محلية (مناخ شبه جاف) من خلال النظام الذي يستخدم خزانات مزروعة، حيث قمنا باختيار نوعين من النباتات المائية: النوع الأول (*Phragmites australis*) وهو من الأنواع النادرة جدا أما النوع الثاني فهو نبات القصب (*salvinia natans*) وقد تمت زراعتهما بشكل منفصل أو مجتمعة. بينت النتائج المتحصل عليها أن النظام المستعمل سمح بإزالة كميات هامة من الملوثات الآزوتية خاصة في الخزانات ذات الزراعة المجتمعة وهذا مقارنة بتلك المزروعة بشكل فردي: نيتروجين كلداهل الكلي (93 %)، الأمونيوم (87.9 %)، النتريت (52.8 %). كما لوحظ انخفاض معتبر في نسبة الطلب الكيميائي الحيوي للأكسجين، حيث تراوحت النسبة ما بين 95.7% إلى حوالي 98 % وهي الأعلى و التي سجلت في الخزانات ذات الزراعة المجتمعة. كما سجل الطلب الكيميائي للأكسجين ا سجل نسبة إزالة جد معتبرة فاقت 95 %. أما فيما يخص الفسفور فقد حقق نسبة انخفاض متوسطة لم تتجاوز 40%. وتراوح الانخفاض في تعداد البكتريا السبحية البرازية و بكتريا القولون البرازية بين 91 % إلى 98 % على التوالي. أوضحت هذه الدراسة بشكل عام، أن نوعية مياه الصرف الصحي المعالجة تلي معايير المعتمدة في تصريف النفايات السائلة الجزائرية.

الكلمات المفتاحية: معالجة مياه الصرف الصحي، المناخ شبه الجاف، إزالة الملوثات، *Phragmites australis*, *Salvinia natans*

ABSTRACT

Macrophyte pond has developed strongly in the field of wastewater treatment for irrigation in rural areas and small communities. Their association allows, in some cases, to increase the hydraulic capacity while maintaining the highest level of quality. The present work is devoted to the treatment of domestic wastewater under Algeria climatic conditions (semi-arid) through a system using tanks planted where we have selected and tried two aquatic plant species : Floating (*Salvinia natans*) and emergent (*Phragmites australis*) which is planted separately or in combination. The performance and treatment efficiency of the system overall shows that the latter provides a significant removal of nitrogen pollution especially in mixed *Phragmites australis* and *Salvinia natans* cultures as compared to individual culture of *Phragmites australis* and *Salvinia natans*: total Kjeldahl nitrogen NTK (93%), Ammonium NH₄-N (87.9%), Nitrite NO₂-N (52.8%). A major meaningful reduction of biochemical oxygen demand BOD₅ was observed at the output of all system (95.7 % for *Phragmites australis*, 96.9 % for *Salvinia natans* and 97.3 % for mixed plant culture). As BOD₅, the chemical oxygen demand (COD) removal was higher than 95 % at the exit of each tank. A moderately low yield of phosphate-phosphorus (PO₄-P) was achieved with values not exceeding 40 %. The reduction in the concentrations of fecal streptococci (FS) and fecal coliform (FC) ranged from 91 to 98% respectively. In general, the quality of treated effluent meets the Algerian standard of discharge.

Keywords: Wastewater treatment, Nutrient removal, *Phragmites australis*, *Salvinia natans*, semi-arid climate.

RÉSUMÉ

Le lagunage à macrophytes est plus approprié dans le domaine du traitement des eaux usées pour l'irrigation dans les zones rurales et les petites communautés. Leur association permet, dans certains cas, d'augmenter la capacité hydraulique tout en maintenant le haut niveau de qualité. Le présent travail est consacré pour le traitement des eaux usées domestiques dans les conditions climatiques de l'Algérie (semi-aride) grâce à un système utilisant des bacs plantés où nous avons sélectionné deux espèces de plantes aquatiques: Flottante (*Salvinia natans*) et émergente (*Phragmites australis*) qui sont plantées séparément ou en combinaison. L'efficacité du système utilisé montre que ce dernier fournit une élimination significative de la pollution azotée en particulier dans la culture mixte (*Phragmites australis* et *Salvinia natans*) par rapport à la culture individuelle: azote total Kjeldahl NTK (93%), ammonium $\text{NH}_4\text{-N}$ (87,9%), les nitrites $\text{NO}_2\text{-N}$ (52,8%) aussi, une réduction significative importante de la demande biochimique en oxygène (DBO_5) a été observée à la sortie de l'ensemble du système (95,7% pour *Phragmites australis*, 96,9% pour *Salvinia natans* et 97,3% pour la culture mixte) .Comme pour la DBO_5 , on observe clairement que l'élimination de la demande chimique en oxygène (DCO) est supérieure à 95% à la sortie de chaque bacs. Un rendement modérément faible des orthophosphates ($\text{PO}_4\text{- P}$) a été obtenu avec des valeurs ne dépassant pas 40%. La réduction des concentrations de streptocoques fécaux (SF) et les coliformes fécaux (CF) varient de 91 à 98% respectivement. En général, la qualité des effluents traités répondent aux normes algériennes de rejet des effluents.

Mots-clés: traitement des eaux usées, rendement épuratoire, *Phragmites australis*, *Salvinia natans*, climat semi-aride.

Table des matières

Dédicaces	i
Remerciements.....	ii
Résumé en Arabe.....	iii
Résumé en Anglais	iv
Résumé en Français.....	v
Table des Matières	vi
Liste des Tableaux.....	vii
Liste des Figures	viii
Liste des Abréviations.....	ix
Introduction générale	x

Chapitre I : Synthèse Bibliographique

1. Définition d'une eau usée	1
2. Origine des eaux usées	1
2.1. Origine industrielle	1
2.2. Origine domestique.....	2
2.3. Origine agricole	3
3. Composition des eaux usées	3
4. Caractérisation des eaux usées	4
4.1 Les paramètres physico-chimiques	5
4.1.1 La température	5
4.1.2 Le potentiel d'hydrogène (pH)	5
4.1.3 La turbidité.....	5
4.1.4 Les matières en suspension (MES)	5
4.1.5 L'Oxygène Dissous.....	6
4.1.6 La demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	6
4.1.7 La demande chimique en oxygène (DCO).....	6
4.1.8 L'azote	7
4.1.9 Le Phosphore	8
4.2 Les paramètres biologiques	8
A. Les virus	9
B. Les bactéries	10
C. Les protozoaires	10
D. Les helminthes	11
5. Différents procédés d'épuration	12

5.1 Procédés d'épuration physiques.....	13
5.1.1 Le relevage.....	13
5.1.2 Le dégrillage	13
5.1.3 Le dessablage	14
5.1.4 Déshuilage – Dégraissage	15
5.1.5 La décantation.....	16
5.2 Procédés d'épuration biologiques	16
5.2.1 Procédés biologiques naturels.....	17
5.2.2 Procédés biologiques artificiels	22
5.2.2.2 Boues activées	23
6. Le lagunage à macrophytes et le mécanisme de fonctionnement	27
7. Choix des plantes Macrophytes	28
8. Les différentes variétés de Macrophytes	29
8.1 Les macrophytes aquatiques émergents ou héliophytes :	29
8.2 Les macrophytes aquatiques flottants ou hydrophytes flottants :	31
9. L'efficacité de lagunage à Macrophytes.....	33
10 La combinaison de plusieurs phénomènes.....	33
10.1 Le rôle physique des micro-organismes.....	34
10.2 Le rôle physique du substrat	35
10.3 Le rôle bénéfique des végétaux.....	36
11. Reutilisation des eaux usées en agriculture en ALGERIE.....	36
11.1 Situation actuelle des ressources en eau.....	36
11.2 Situation de l'assainissement.....	37
11.3 Potentialités de reutilisation des eaux usées.....	38
1. Site expérimental	39
1.1 Pluviométrie.....	40
1.2 Température	40
2. Matériel végétal	41
2.1. <i>Phragmites australis</i> (Roseau commun).....	41
Systématique.....	43
2.2. <i>Salvinia natans</i>	43
Systématique.....	44
3. Dispositif expérimental et alimentation.....	44
4. Conditions de fonctionnement.....	46

5. Rendements épuratoires	46
6. Analyses chimiques	46
7. Analyses statistiques.....	48
II Résultats et discussion	49
I Résultats.....	49
1. Variations moyennes des paramètres physico-chimiques	49
2. Rendement épuratoire et efficacité d'élimination des nutriments.....	52
2.1 Évolution de l'azote	52
2.1.1 Évolution de l'azote ammoniacal (NH ₄ -N).....	53
2.1.2 Évolution des nitrates (NO ₃ -N).....	54
2.1.3 Évolution des nitrites (NO ₂ -N).....	54
2.1.4 Évolution de l'azote de Kjeldahl (NTK).....	55
2.2 Évolution des orthophosphates (PO ₄ -P).....	56
2.3 Évolution de la demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	56
2.4 Évolution de la demande chimique en oxygène (DCO).....	57
3. L'analyse de corrélation.....	58
4. Etude bactériologique	58
II. Discussion.....	62
Conclusion générale	72
Perspectives.....	74
Références bibliographiques	68

Liste des Tableaux

Tableau	Page
Tableau 01: Concentrations de polluants dans les eaux usées urbaines	04
Tableau 02 : Les virus dans les eaux usées	09
Tableau 03 : Les bactéries pathogènes dans les eaux usées	10
Tableau 04 : Les parasites pathogènes dans les eaux usées	11
Tableau 05 : Avantages et inconvénients des filtres plantées de roseaux	19
Tableau 06 : Rôles majeurs des macrophytes dans les marais artificiels	31
Tableau 07 : Moyenne mensuelle des précipitations pendant la période d'essai	40
Tableau 09 : Moyenne mensuelle de la température pendant la période d'essai	41
Tableau 09 : Principaux paramètres étudiés et méthodes d'analyse pour chaque échantillon d'eau	47
Tableau 10 Caractéristiques physico-chimiques des eaux usées avant le traitement	50
Tableau 11: Paramètres physicochimiques à l'entrée et la sortie de chaque unité	51
Tableau 12 : Rendement d'épuratoire (%) des différents nutriments pour les trois unités	52
Tableau 13 : Analyse de corrélation	58
Tableau 14: Caractéristiques bactériologiques des eaux usées avant et après le traitement	59
Tableau 15 : variation saisonnière de la concentration et le taux d'enlèvement bactérien	59

Liste des Figures

Figure	page
Figure 01 :Les différents procédés d'épuration des eaux usées	12
Figure 02 :Le Dégrillage	14
Figure 03 :Le Dessablage	15
Figure 04 :Déshuilage par écumage des graisses	15
Figure 05 :Décanteurs primaires circulaires alimentés par le centre	16
Figure 06 : Organisation d'un système d'assainissement par lagunage naturel	18
Figure 07 : Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement Horizontal	20
Figure 08 : Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement Vertical	21
Figure 09 :_Les jardins filtrants	22
Figure 10 : Boues activées	24
Figure 11: Variante du procédé à boues activées	25
Figure 12 :_Disques biologiques	26
Figure 13 Principe de fonctionnement de la phytoépuration	28
Figure 14 :Les hélophytes (à gauche) et photo de <i>phragmites australis</i> à droite	30
Figure 15 :Les hydrophytes flottants(a gauche) et photo de <i>lemna(a droite)</i>	32
Figure 16 :Fonctionnement schématisé des filtres végétalisés qui fait interagir les plantes, les microorganismes, et le substrat	34
Figure 17 :Carte de localisation de la zone d'étude	39
Figure 18 :Roseau (<i>Phragmites australis</i>)	42
Figure 19 : <i>Salvinia natans</i> (L.) All	44
Figure 20 :Le dispositif expérimental de traitement des eaux usées	45
Figure 21:Évolution temporelle des valeurs de la température	49
Figure 22:Evolution temporelle des valeurs du pH	50
Figure 23: Évolution temporelle de l'azote ammoniacal (NH ₄ -N)	53
Figure 24: Évolution temporelle des nitrates (NO ₃ -N)	54
Figure 25:Évolution temporelle des nitrites (NO ₂ -N)	55
Figure 26: Évolution temporelle de l'azote de Kjeldahl (NTK)	55
Figure 27: Évolution temporelle des orthophosphates (PO ₄ -P)	56
Figure 28: Évolution temporelle de la demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	57
Figure 29: Évolution temporelle de la demande chimique en oxygène (DCO)	57
Figure 30: Evolution saisonnière des rendements éliminatoires des coliformes fécaux	60
Figure 31: Evolution saisonnière des rendements éliminatoires des streptocoques fécaux	61

Liste des abréviations

CF : Coliformes fécaux.

DBO₅ : Demande biochimique en oxygène.

DCO : Demande chimique en oxygène.

MES : matières en suspension

NH₄-N : l'Azote ammoniacal

NO₂-N: Nitrites

NO₃-N: Nitrates

NTK : azote total de Kjeldahl.

pH : potentiel hydrogène.

PO₄-P : orthophosphates.

SF : streptocoques fécaux

T° : température.

UBFCM : unité de bio-filtration planté par culture mixte.

UBFPA : unité de bio-filtration planté par *Phragmites australis*.

UBFSN : unité de bio-filtration planté par *Salvinia natans*

Introduction générale

Dans la plupart des pays du monde, on assiste à un intérêt croissant et irréversible du grand public pour la protection de l'environnement. Le problème de pollution des eaux est de moins en moins tolérées et les techniques d'épuration dont le traitement par les filtres plantés à macrophytes sont largement utilisées et deviennent aujourd'hui une alternative intéressante pour le traitement des eaux usées vues les grands avantages qu'ils présentent. Ils sont moins coûteux à réaliser et à exploiter; sont construits directement sur le site de rejet des eaux usées, nécessitent peu d'équipements mécanisés et finalement sont moins sensibles aux variations des charges polluantes .

Les filtres plantés à macrophytes peuvent être utilisés pour le traitement primaire, secondaire ou tertiaire des eaux usées urbaines, domestiques, des eaux pluviales, des eaux usées agricoles et des eaux usées industrielles (Kadlec et *al.*, 2000).

Au fil des années, l'utilisation de ces marais artificiels pour le traitement des eaux usées a augmenté considérablement (Tripathi et Shukla, 1991). La pratique générale fournit la preuve que les milieux humides retirent les nutriments et les matières solides des eaux usées. Le problème est de maximiser leur efficacité au plus bas coût possible (Zimmels et *al.*, 2007).

Le choix des plantes est un enjeu important dans les filtres plantés à macrophytes, car ils doivent survivre aux effets toxiques potentiels des eaux usées et de leur variabilité. L'utilisation de végétaux locaux à intérêt économique et environnemental sur ces systèmes, comme *Phragmites australis* les rend plus captivant (Brix, 1993; Vymazal, 2007). Les végétaux aquatiques, enracinés ou en flottation libre, acquiert de plus en plus d'importance dans le monde et particulièrement dans les pays à climat chaud où le rendement photosynthétique est important. La biomasse produite peut être valorisée par compostage, par biométhanisation ou par incorporation dans la nutrition animale.

Plusieurs études ont montré que les plantes aquatiques flottantes ou enracinées, comme la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes* [Mart] Solms), la laitue d'eau (*Pistia stratiotes* L.), *Salvinia natans* (L.) ,quenouilles (*Typha latifolia* L.), jonc (*Scirpus validus* L.), le roseau commun (*Phragmites australis*) sont capables de traiter les eaux usées, en donnant des rendements épuratoires élevés (Reddy et *al.*, 1982; Jampeetong et Brix, 2009a ; Vymazal, 2005).

L'Algérie dispose actuellement de plus de 130 stations d'épuration (STEP et lagunes) en fonctionnement avec une capacité installée estimée à 12 millions EQH (équivalent habitant) soit 800 hm³/an (Hannachi *et al*, 2014). Cependant, selon un diagnostic établi sur 49 stations urbaines, 18 % sont abandonnées et 63 % sont à réhabiliter. Les stations restantes, qui sont de réalisation récente, ne fonctionnent pas d'une façon satisfaisante. Ces chiffres alarmants, donnent une idée sur l'état réelle de notre environnement, une situation qui est d'autant plus préoccupante que les rejets des agglomérations et des industries, situées en amont des réserves d'eau, ne sont pas et/ou non plus traitées. Ceci explique les problèmes d'eutrophisation que connaissent certains barrages. Il est de même pour les eaux côtières qui sont affectées par la pollution des cours d'eau.

Pourtant l'Algérie offre en ce qui concerne les formations aquatiques, un champ d'investigation très étendu, vu la variable physico-chimique et les conditions extrêmement fluctuantes dans le temps et dans l'espace. Dans ces conditions, il est donc impératif de réagir et de procéder à une politique efficace pour la protection de l'environnement.

Notre projet constitue une nouvelle approche de valorisation biotechnologique des capacités épuratrices des macrophytes. L'objectif recherché consiste à la mise en évidence des performances épuratoires de deux filtres plantés de macrophytes enracinés (*Phragmites australis*) et flottantes (*Salvinia natans*) pour le suivi de l'abattement des principaux paramètres de la pollution des eaux usées. L'intégration des analyses obtenues à la sortie d'une station de lagunage prototype implanté dans la région de Merouana (Est de l'Algérie) permettra une lecture comparée des résultats et le choix du procédé le mieux approprié sous climat semi-aride, surtout lorsque l'on sait qu'en Algérie, il existe très peu d'études dans le domaine du traitement des eaux usées par filtres plantés à macrophytes.

1. Définition d'une eau usée

L'eau usée est la combinaison de liquides ou déchets transportés dans l'eau provenant de diverses sources y compris les zones résidentielles, l'industrie et les activités agricoles. Des concentrations élevées de la demandes en oxygène, des matières organiques et inorganiques sont généralement associés avec les eaux usées (Sonune et Ghate, 2004). Les eaux usées sont considérées comme polluées et doivent être traitées avant tout rejet dans les milieux récepteurs pour résoudre les différents problèmes de la pollution de ces milieux.

2. Origine des eaux usées

D'après Rodier *et al*, (2005), elles peuvent 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 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. Peuvent s'y ajouter suivant les cas les eaux d'origine industrielle et agricole.

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.

2.1. Origine industrielle

Les déchets et les effluents industriels définissent largement la qualité et le taux de pollution de ces eaux usées. Les établissements industriels utilisent une quantité importante d'eau qui tout en restant nécessaire à leur bonne marche, n'est réellement consommée qu'en très faible partie le reste est rejeté. On peu néanmoins faire un classement des principaux rejets industriels suivant la nature des inconvénients qu'ils déversent :

- Pollution due aux matières en suspension minérales (Lavage de charbon, carrière, tamisage du sable et gravier, industries productrices d'engrais phosphatés....) ;

- Pollution due aux matières en solution minérales (usine de décapage, galvanisation...)
- Pollution due aux matières organiques et graisses (industries agroalimentaires, équarrissages, pâte à papier...);
- Pollution due aux rejets hydrocarbonés et chimiques divers (raffineries de pétrole, porcherie, produits pharmaceutiques.....);
- Pollution due aux rejets toxiques (déchets radioactifs non traités, effluents radioactifs des industries nucléaires....).

Les eaux résiduaires d'origine industrielle ont généralement une composition plus spécifique et directement liée au type d'industrie considérée. Indépendamment de la charge de la pollution organique ou minérale, de leur caractère putrescible ou non, elles peuvent présenter des caractéristiques de toxicité propres liées aux produits chimiques transportés. (Rodier *et al.*, 2005).

2.2. Origine domestique

Les effluents domestiques sont un mélange d'eaux contenant des déjections humaines : urines, fèces (eaux vannes) et eaux de toilette et de nettoyage des sols et des aliments (eaux ménagères). Ces eaux sont généralement constituées de matières organiques dégradables et de matières minérales, ces substances sont sous forme dissoute ou en suspension. Elles se composent essentiellement par des eaux de vanne d'évacuation de toilette et des eaux ménagères d'évacuation des cuisines, salles de bains.

Elles proviennent essentiellement :

- Des eaux de cuisine qui contiennent des matières minérales en suspension provenant du lavage des légumes, des substances alimentaires à base de matières organiques (glucides, lipides, protides) et des produits détergents utilisés pour le lavage de la vaisselle et ayant pour effet la solubilisation des graisses ;
- Des eaux de buanderie contenant principalement des détergents ;
- Des eaux de salle de bain chargées en produits utilisés pour l'hygiène corporelle, généralement des matières grasses hydrocarbonées ;
- Des eaux de vannes qui proviennent des sanitaires (w.c), très chargées en matières organiques hydrocarbonées, en composés azotés, phosphatés et microorganisme.

(Rejsek, 2002)

2.3. Origine agricole

Ce sont des eaux qui ont été polluées par des substances utilisées dans le domaine agricole. Dans le contexte d'une agriculture performante et intensive, l'agriculteur est conduit à utiliser divers produits d'origine industrielle ou agricole dont certains présentent ou peuvent présenter des risques pour l'environnement et plus particulièrement pour la qualité des eaux. Il s'agit principalement :

- Des fertilisants (engrais minéraux du commerce ou déjections animales produites ou non sur l'exploitation);
- Des produits phytosanitaires (herbicides, fongicides, insecticides,...). (Grosclaude, 1999).

Donc ces eaux sont issues :

- Des apports directs dus aux traitements des milieux aquatiques et semi aquatiques tels que le désherbage des plans d'eau, des zones inondables (faucardage chimique) et des fossés, ainsi que la démolition des plans d'eau et des zones inondables (étangs et marais).
- Des apports indirects dus en particulier à l'entraînement par ruissellement, aux eaux de rinçage des appareils de traitement, aux résidus présents dans des emballages non correctement rincés ou détruits, aux eaux résiduelles des usines de fabrication et de conditionnement. (Grosclaude, 1999).

3. Composition des eaux usées

Les eaux usées urbaines contiennent des matières minérales et des matières organiques. Ces contaminants peuvent être quantifiés par le biais des mesures telles métaux lourds (cuivre, zinc, plomb, cadmium), matières en suspension totales (MEST), solides dissous totaux (SDT), les composés nitrogénés et phosphatés (N total, P total), les composés ammoniacaux (N-NH₄) (Tardat-Henry, 1984 ; Gray et Becker, 2002).

Selon Lester (1987), les métaux sont présents dans de nombreux produits à usage domestique susceptibles d'être rejetés à l'égout tels que les cosmétiques, les produits d'entretien, les médicaments, les peintures. Les eaux de nettoyage et notamment celles des vêtements seraient la principale source de métaux dans les eaux usées domestiques (Grommaire-Mertz, 1998). Ces auteurs donnent des concentrations moyennes métalliques

dans les eaux usées strictement domestiques : 3 µg/l de cadmium, 150 µg/l de cuivre, 100 µg/l de plomb, 500 µg/l de zinc.

Les eaux noires (eaux des toilettes) sont les principales sources de composés azotés, phosphorés et ammoniacaux dans les eaux usées urbaines. Les eaux domestiques sont responsables de l'augmentation de la demande en oxygène, 60% pour les eaux de toilettes et 40 % pour les eaux grises (eaux de cuisine, de douche, de lessive) (Eriksson *et al.*, 2002 ; Gray et Becker, 2002 ; Dyer *et al.*, 2003). Le Tableau 1 présente des concentrations moyennes en DCO, DBO₅, et en métaux pour les eaux usées de temps sec à l'exutoire des réseaux unitaires.

Les eaux usées contiennent tous les micro-organismes excrétés avec les matières fécales. Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grands groupes, par ordre croissant de taille : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes (Baumont *et al.*, 2004).

Tableau 1 : Concentrations de polluants dans les eaux usées urbaines (Grommaire-Mertz, 1998)

Paramètres	Concentrations
MES	100 à 500 mg/L
DCO	250 à 1000 mg/L
DBO ₅	100 à 400 mg/L
Cadmium	1 à 10 µg/L
Cuivre	83 à 100 µg/L
Plomb	5 à 78 µg/L
Zinc	100 à 570 µg/L

4. Caractérisation 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, ainsi que de nombreux micro-organismes. En fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques et du danger sanitaire qu'elles représentent, ces substances peuvent être classées en quatre groupes : les micro-organismes, les matières en suspension, les éléments traces minéraux ou organiques, et les substances nutritives.

4.1 Les paramètres physico-chimiques

Pour un bon traitement des eaux usées il faut connaître la quantité, la qualité et les variations temporelles de la composition de l'effluent. Pour cela certaines analyses sont utilisées pour mesurer la pollution de l'effluent : la température , pH, DCO, DBO et les MES...

4.1.1 La température

Il est important de connaître la température de l'eau avec une bonne précision. En effet, celle-ci 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 et des mélanges éventuels,...etc. (Rodier *et al.*, 2005).

4.1.2 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. En général, l'activité biologique se situe entre 6.5 et 8.5 unités de pH. En dehors de cet intervalle, le pH affecte la vie aquatique et par conséquent influence l'auto-épuration du milieu naturel (Metahri, 2012).

4.1.3 La turbidité

La turbidité est inversement proportionnelle à la transparence de l'eau, elle est de loin le paramètre de pollution indiquant la présence de la matière organique ou minérale sous forme colloïdale en suspension dans les eaux usées. Elle varie suivant les matières en suspension (MES) présentes dans l'eau (Metahri, 2012).

4.1.4 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 l'activité photosynthétique et une chute de la productivité du phytoplancton.

Les MES s'expriment par la relation suivante : $\text{MES} = 30\% \text{ MMS} + 70\% \text{ MVS}$

Les matières volatiles en suspension (MVS):

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

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

4.1.5 L'Oxygène Dissous

L'oxygène dissous est un composé essentiel de l'eau car il permet la vie de la faune et il conditionne les réactions biologiques qui ont lieu dans les écosystèmes aquatiques.

La solubilité de l'oxygène dans l'eau dépend de différents facteurs, dont la température, la pression et la force ionique du milieu. La concentration en oxygène dissous est exprimée en $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (Rejsek, 2002).

4.1.6 La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

Pratiquement, la 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).

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

4.1.7 La demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène est la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les matières organiques y compris les matières biodégradables et non biodégradables par voie chimique. Vu la simplicité de mesure de DCO et sa précision, il s'est avéré nécessaire de développer des corrélations entre la DBO₅ et la DCO ainsi le rapport DCO/ DBO₅ des eaux

usées urbaines est proche de 2 (Gomella et Guerree, 1978), le rapport DCO/ DBO₅ des effluents domestiques est de 1,9 à 2,5. (Hamdani, 2002).

La DCO peut être réalisée plus rapidement que la DBO (oxydation forcée) et donne une image de la matière organique présente, même quand le développement de micro-organismes est impossible (présence d'un toxique par exemple) Pour les eaux usées domestiques le rapport DCO/DBO₅ donne une estimation de la biodégradabilité des eaux usées. La notion de la biodégradabilité représente la capacité d'une substance ou son aptitude à être décomposée par les microorganismes.

- $2 < DCO/DBO_5 < 5$: traitement biologique avec adaptation de souche.
- $DCO/DBO_5 > 5$: traitement physico-chimique.
- $DCO/DBO_5 \sim 2$: traitement biologique.

4.1.8 L'azote

L'azote présent dans l'eau peut avoir un caractère organique ou minéral. L'azote organique est principalement constitué par des composés tels que des protéines, des polypeptides, des acides aminés, de l'urée. Le plus souvent, ces produits ne se trouvent qu'à de très faibles concentrations. Quant à l'azote minéral (ammoniaque, nitrate, nitrite), il constitue la majeure partie de l'azote total. (Rodier *et al.*, 2005).

4.1.8.1 Les nitrates

Les nitrates se trouvant naturellement dans les eaux provenant en grande partie de l'action de l'écoulement des eaux sur le sol constituant le bassin versant. Leurs concentrations naturelles ne dépassent pas 3 mg /L dans les eaux superficielles et quelques mg/L dans les eaux souterraines. La nature des zones de drainage joue donc un rôle essentiel dans leur présence et l'activité humaine accélère le processus d'enrichissement des eaux en nitrates. La teneur en nitrates est en augmentation ces dernières années, de l'ordre de 0,5 à 1 mg/l/an, voire 2 mg/l/an dans certaines régions. Cette augmentation a plusieurs origines :

- Agricole : agriculture intensive avec utilisation massive d'engrais azotés ainsi que rejets d'effluents d'élevage. Cette source représente les 2/3 de l'apport en nitrates dans le milieu naturel ;
- Urbaine : rejet des eaux épurées des stations d'épuration où l'élimination de l'azote

n'est pas total et qui peuvent rejeter des nitrates ou des ions ammonium qui se transformeront en nitrates dans le milieu naturel. Cette source représente les 2/9 des apports ;

- Industrielle : rejet des industries minérales, en particulier de fabrication des engrais azotés. Cette source représente 1/9 des apports. (Rejsek, 2002)

4.1.8.2 L'azote ammoniacal

Pour désigner l'azote ammoniacal, on utilise souvent le terme d'ammoniaque qui correspond aux formes ionisées (NH_4^+) et non ionisées (NH_3) de cette forme d'azote.

L'ammoniaque constitue un des maillons du cycle de l'azote. Dans son état primitif, l'ammoniac (NH_3) est un gaz soluble dans l'eau, mais suivant les conditions de pH, il se transforme soit en un composé non combiné soit sous forme ionisée (NH_4^+). Les réactions réversibles avec l'eau sont fonction également de la température et sont les suivantes :
 $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{NH}_4\text{OH} \rightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$ (Rejsek, 2002).

4.1.9 Le Phosphore

Le phosphore peut exister dans les eaux en solution ou en suspension, à l'état minéral ou organique. Les composés phosphorés qui, sans hydrolyse ou minéralisation, répondent au test spectrophotométrique sont considérés comme étant des orthophosphates.

L'hydrolyse en milieu acide fait apparaître le phosphore hydrolysable et minéralisation, le phosphore organique. 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 (1mg/L de $\text{PO}_4 = 0,747$ mg/L de $\text{P}_2\text{O}_5 = 0,326$ mg/L de P) (Rodier *et al.*, 2005).

4.2 Les paramètres biologiques

Les micro-organismes qui se trouvent dans l'eau usée sont à l'origine du traitement biologique. Ils comprennent, par ordre croissant de taille : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes.

A. Les virus

Ce sont des micro-organismes infectieux de très petite taille (10 à 350 nm) qui se reproduisent en infectant un organisme hôte.

Les virus ne sont pas naturellement présents dans l'intestin, contrairement aux bactéries (Tableau 2). Ils sont présents soit intentionnellement (après une vaccination contre la poliomyélite, par exemple), soit chez un individu infecté accidentellement. L'infection se produit par l'ingestion dans la majorité des cas, sauf pour le Coronavirus où elle peut aussi avoir lieu par inhalation (CSHPF, 1995).

On estime leur concentration dans les eaux usées urbaines comprise entre 10³ et 10⁴ particules par litre. Leur isolement et leur dénombrement dans les eaux usées sont difficiles, ce qui conduit vraisemblablement à une sous estimation de leur nombre réel.

Les virus entériques sont ceux qui se multiplient dans le trajet intestinal, parmi les virus entériques humains les plus importants, il faut citer les entérovirus (exemple : polio), les rotavirus, les retrovirus, les adénovirus et le virus de l'hépatite A (Asano, 1998).

Tableau 2 : Les virus dans les eaux usées

Agent pathogène	Symptômes, maladie	Nombre pour un litre d'eau usée	Voies de contamination principales
Virus de l'hépatite A	Hépatite A		Ingestion
Virus de l'hépatite E	Hépatite E		Ingestion
Rotavirus	Vomissement, diarrhée	400 à 85 000	Ingestion
Virus de Norwalk	Vomissement, diarrhée		Ingestion
Adénovirus	Maladie respiratoire, conjonctivite, vomissement, diarrhée		Ingestion
Astrovirus	Vomissement, diarrhée		Ingestion
Calicivirus	Vomissement, diarrhée		Ingestion
Coronavirus	Vomissement, diarrhée		Ingestion / inhalation
Réovirus	Affection respiratoire bénigne et diarrhée		Ingestion
Entérovirus :			
Poliovirus	Paralyse, méningite, fièvre	182 à 492 000	Ingestion
Coxsackie A	Méningite, fièvre, pharyngite, maladie respiratoire		Ingestion
Coxsackie B	Myocardite, anomalie congénitale du cœur (si contamination pendant la grossesse), éruption cutanée, fièvre, méningite, maladie respiratoire		Ingestion
Echovirus	Méningite, encéphalite, maladie respiratoire, rash, diarrhée, fièvre		Ingestion
Entérovirus 68-71	Méningite, encéphalite, maladie respiratoire, conjonctivite hémorragique aiguë, fièvre.		Ingestion

Source : adapté d'Asano (1998) et du site Internet du ministère de la Santé du Canada (www.hc-sc.gc.ca)

B. Les bactéries

Les bactéries sont des organismes unicellulaires simples et sans noyau (Tableau 3). Leur taille est comprise entre 0,1 et 10 µm. La quantité moyenne de bactéries dans les fèces est d'environ 10¹² bactéries/g (Asano, 1998).

Les eaux usées urbaines contiennent environ 10⁶ à 10⁷ bactéries/100 ml dont 10⁵ *Proteus* et entérobactéries, 10³ à 10⁴ streptocoques et 10² à 10³ *Clostridium*. Parmi les plus communément rencontrés, on trouve les salmonelles dont on connaît plusieurs centaines de sérotypes différents, dont ceux responsables de la typhoïde, des paratyphoïdes et des troubles intestinaux. Des germes témoins de contamination fécale sont communément utilisés pour contrôler la qualité relative d'une eau ce sont les coliformes thermotolérants (Faby, 1997).

Tableau 3 : Les bactéries pathogènes dans les eaux usées

Agent pathogène	Symptômes, maladie	Nombre pour un litre d'eau usée	Voies de contamination principales
<i>Salmonella</i>	Typhoïde, paratyphoïde, salmonellose	23 à 80 000	Ingestion
<i>Shigella</i>	Dysenterie bacillaire	10 à 10 000	Ingestion
<i>E. coli</i>	Gastro-entérite		Ingestion
<i>Yersinia</i>	Gastro-entérite		Ingestion
<i>Campylobacter</i>	Gastro-entérite	37 000	Ingestion
<i>Vibrio</i>	Choléra	100 à 100 000	Ingestion
<i>Leptospira</i>	Leptospirose		Cutanée/Inhalation/Ingestion
<i>Legionella</i>	Légionellose		Inhalation
<i>Mycobacterium</i>	Tuberculose		Inhalation

Source : adapté d'Asano (1998) et du site Internet du ministère de la Santé du Canada (www.hc-sc.gc.ca).

C. Les protozoaires

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires munis d'un noyau plus complexes et plus gros que les bactéries (Tableau 4). La plupart des protozoaires pathogènes sont des organismes parasites, c'est-à-dire qu'ils se développent aux dépens de leur hôte.

Certains protozoaires adoptent au cours de leur cycle de vie une forme de résistance, appelée kyste. Cette forme peut résister généralement aux procédés de traitements des eaux usées (Baumont *et al.*, 2004). Parmi les protozoaires les plus importants du point de vue sanitaire, il faut citer *Entamoeba histolytica*, responsable de la dysenterie amibienne et *Giardia lamblia* (Asano, 1998).

D. Les helminthes

Les helminthes sont des vers multicellulaires. Tout comme les protozoaires, ce sont majoritairement des organismes parasites (Tableau 4). La concentration en œufs d'helminthes dans les eaux usées est de l'ordre de 10 à 10^3 œufs/l. Il faut citer, notamment, *Ascaris lumbricades*, *Oxyuris vermicularis*, *Trichuris trichuria*, *Taenia saginata* (CSHPF, 1995).

Beaucoup de ces helminthes ont des cycles de vie complexes comprenant un passage obligé par un hôte intermédiaire. Le stade infectieux de certains helminthes est l'organisme adulte ou larve, alors que pour d'autres, ce sont les œufs. (Faby, 1997). Les œufs d'helminthes sont très résistants et peuvent notamment survivre plusieurs semaines voire plusieurs mois sur les sols ou les plantes cultivées (Baumont *et al.*, 2004).

Tableau 4 : Les parasites pathogènes dans les eaux usées

Organisme	Symptômes, maladie	Nombre pour un litre	Voies de contamination principales
Protozoaires			
<i>Entamoeba histolytica</i>	Dysenterie amibienne	4	Ingestion
<i>Giardia lamblia</i>	Diarrhée, malabsorption	125 à 100 000	Ingestion
<i>Balantidium coli</i>	Diarrhée bénigne, ulcère du colon	28-52	Ingestion
<i>Cryptosporidium</i>	Diarrhée	0,3 à 122	Ingestion
<i>Toxoplasma gondii</i>	Toxoplasmose : ganglions, faible fièvre		Inhalation / Ingestion
<i>Cyclospora</i>	Diarrhée, légère fièvre, perte de poids		Ingestion
<i>Microsporidium</i>	Diarrhée		Ingestion
Helminthes			
<i>Ascaris</i>	Ascariase : diarrhée, troubles nerveux	5 à 111	Ingestion
<i>Ancylostoma</i>	Anémie	6 à 188	Ingestion / Cutanée
<i>Necator</i>	Anémie		Cutanée
<i>Taenia</i>	Diarrhée, douleurs musculaires		Ingestion de viande mal cuite
<i>Trichuris</i>	Diarrhée, douleur abdominale	10 à 41	Ingestion
<i>Toxocora</i>	Fièvre, douleur abdominale		Ingestion
<i>Strongyloïdes</i>	Diarrhée, douleur abdominale, nausée		Cutanée
<i>Hymenolepis</i>	Nervosité, troubles digestifs, anorexie		Ingestion

Source : adapté d'Asano (1998) et du site Internet du ministère de la Santé du Canada (www.hc-sc.gc.ca)

5. Différents procédés d'épuration

Le traitement des eaux usées peut être effectué par divers procédés. Tous ces procédés reposent sur des phénomènes physiques, chimiques et biologiques. Les mécanismes d'épurations peuvent être modulés de telle façon qu'on obtient inévitablement diverses puissances d'épuration. L'échelonnement des frais d'investissement est également en fonction de choix du degré d'épuration nécessaire.

En générale, l'épuration des eaux usées, aussi bien les eaux usées communales, que pour les eaux usées industrielles comprend :

- La retenue des matières polluantes, toxique et réutilisables contenues dans les eaux résiduaires.
- Le traitement séparé des eaux usées.
- Le traitement séparé des boues.

Les caractéristiques des eaux épurées et des boues dépendent de la nature des eaux usées à traiter et du procédé de traitement.

Pour le traitement des eaux usées, domestiques, trois procédés sont appliquées selon le principal mode d'action : procédé mécaniques, chimiques et biologiques (Figure 1); on les désigne également sous le nom de traitement conventionnel.

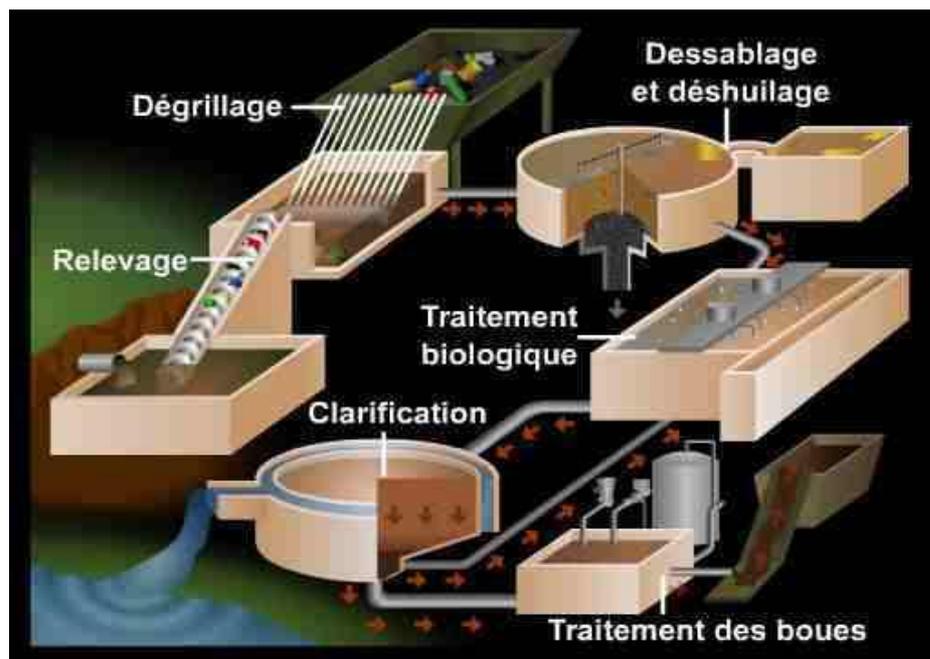


Figure 1 : Les différents procédés d'épuration des eaux usées (ENSAIA, 2010)

5.1 Procédés d'épuration physiques

Les composants du traitement préliminaire sont : Dégrillage, dessablage, dégraissage déshuilage, ils ont une triple fonction :

- Protéger les équipements avals contre le colmatage, le blocage de certaines pompes ou encore éviter des conditions médiocres d'aération.
- Protéger le milieu récepteur contre des risques esthétiques ou des dépôts intempestifs, ou la formation de filtre d'huile gênant la réaération naturelle.

5.1.1 Le relevage

Le transport des eaux usées dans les collecteurs se fait généralement par gravité, sous l'effet de leur poids. Seulement cela n'est plus possible une fois que les eaux usées atteignent la station d'épuration et que celle-ci se trouve à un niveau plus élevé. Le relevage consiste alors à faire monter l'eau dans les canalisations soit par un système de pompes soit grâce à des vis d'Archimède (DEGREMONT, 1978).

5.1.2 Le dégrillage

Le dégrillage est une opération indispensable. L'opération est plus ou moins efficace, en fonction de l'écartement des barreaux des grilles et l'on distingue :

- Le dégrillage fin pour un écartement de 3 à 10 mm;
- Le dégrillage moyen pour un écartement de 10 à 25 mm;
- Le prédégrillage pour un écartement de 50 à 100 mm.

Techniquement de nombreux types de grilles existent, dont les grilles :

- A barreaux droit, à nettoyage manuel, inclinés à 60-80° sur l'horizontale (Figure 2);
- A barreaux droit, à nettoyage automatique, par râteau ou brosses, montés sur câble crémaillère ou chaîne sans fin;
- La grille courbée, à nettoyage par peigne, dont la surface utile est la plus importante pour une même section mouillée du canal d'alimentation.

Le dimensionnement des grilles est fait de façon à ce que la vitesse horizontale dépasse 30 cm/s pour éviter la sédimentation des matières organiques et que la vitesse entre les

barreaux soit inférieure à 100 cm/s pour éviter que les déchets arrêtes ne soient entraînés (DEGREMONT, 1978).



Figure 2 : Le Dégrillage, (Anonyme 2, 2006)

5.1.3 Le dessablage

Le dessablage a pour but d'extraire des eaux brutes les graviers, sables et particules minérales plus ou moins fines, de façon à éviter le dépôt dans les canaux et conduites, à protéger les pompes et autres appareils contre l'abrasion et à éviter de surcharger les stades de traitement suivants.

Le domaine usuel du dessablage porte sur les particules de granulométrie supérieure à 200 microns ; une granulométrie inférieure sera du ressort de la décantation, on distingue divers types de dessaleurs, on citera :

- Dessableur à couloir simple : Sont utilisés pour les petites stations d'épuration, le sable est extrait manuellement d'une cuvette longitudinale, d'une capacité de stockage d'environ 4 à 5 jours (Figure 3).
- Dessableur à couloir à vitesse d'écoulement constante comportant un ou deux canaux équipés d'un déversoir de sortie à équation linéaire, généralement prévus avec les cuvettes de stockage a nettoyage manuel, comportant un dispositif mécanique d'extraction (de l'ordre de 0.30m/s)...
- Dessableurs circulaires : Dans lesquels la vitesse de balayage de fond crée et maintenue sensiblement constante quelque soit le débit, le sable est stocké dans une trémie centrale et extrait par pompe ou par émulseur d'air, le temps de séjours est d'environ 2 à 3 mn.

- Dessableurs rectangulaires aérés : Dans lesquels l'air provoque une rotation de liquide est donne une vitesse constante de balayage de fond perpendiculaire à la vitesse de transit qui est plus faible, peut alors varier sans inconvénient, l'extraction du sable est réalisée mécaniquement par rauchage de fond, ou par une pompe suceuse.



Figure 3 : Le Dessablage, (Anonyme 2, 2006)

5.1.4 Déshuilage – Dégraissage

C'est une opération destinée à réduire les graisses et huiles non émulsionnées par simple sédimentation physique en surface (Figure 4). Il est évident que les huiles et les graisses présentent de multiples inconvénients dans le traitement biologique ultérieur, tels qu'une mauvaise diffusion de l'oxygène dans le floc bactérien.

Les anciennes stations concevaient le dégraissage uniquement par un phénomène statique en jouant simplement sur la différence de densité entre les graisses et huiles, et le milieu. Il existe différents dispositifs de déshuilage – dégraissage conçus suivant la nature de l'eau à traiter et les concentrations à éliminer (DEGREMONT, 1978).



Figure 4 : Déshuilage par écumage des graisses, (Anonyme 2, 2006)

5.1.5 La décantation

L'élimination des matières en suspension présentes dans le milieu liquide est réalisée par sédimentation, en utilisant uniquement les forces de gravité.

La vitesse lente d'eau permettra le dépôt des matières en suspension au fond du décanteur constituant des boues primaires fraîches celles-ci doivent rapidement éliminées afin d'éviter la fermentation. Elles rejoindront alors les boues secondaires (provenant du traitement secondaire) qui seront traitées par la suite.

La décantation s'effectue dans des ouvrages rectangulaires ou circulaires (Figure 5), muni de racleurs de fond et de surface pour extraire les boues recueillies.

Les rendements qu'on peut espérer sont les suivants : Matières décantables : 90 %, Matières en suspension : 60 % et DBO₅: 35 % (DEGREMONT, 1978).



Figure 5 : décanteurs primaires circulaires alimentés par le centre, (Anonyme 2, 2006)

5.2 Procédés d'épuration biologiques

Généralement, le taux d'épuration exigé pour le rejet des effluents dans le milieu naturel n'est pas atteint après une simple épuration préliminaire. Les traitements secondaires ont pour objet de poursuivre l'épuration de l'effluent provenant du décanteur primaire, par voie biologique. Les procédés les plus couramment utilisés mettent en œuvre des installations biologiques ; quand classe généralement en (Deshayes, 2008):

- Procédés biologiques naturels.
- Procédés biologiques artificiels.

5. 2.1 Procédés biologiques naturels

Procédés biologiques naturels réalisent l'épuration par le sol, le bassin de lagunage ou l'étang de stabilisation.

5.2.1.1 Epannage sur le sol

C'est un procédé d'épuration des eaux usées qui consiste à faire absorber la charge polluante contenue dans ces dernières par un système sol-culture spécialement prévu.

Le sol par sa nature, doit être obligatoirement perméable à l'aire en surface là ou se situe l'activité microbienne. L'épandage proprement dit est une combinaison de l'irrigation et d'un drainage artificiel (Deshayes, 2008).

Les volumes d'eaux usées en m³ susceptibles d'être déversées par hectare et par an sont :

Céréales	: 3000 m ³ /an.
Cultures maraichères	: 10000 m ³ /an.
Prairie	: 100000 m ³ /an.
Terrains nus	: 200000 m ³ /an.

5.2.1.2 Lagunage naterel

Selon Valiron, (1983), le procédé de traitement à lieu dans de vaste bassins dits lagunes et qui consiste à faire passer des effluents d'eaux usées dans des étangs où la pollution est dégradée par :

- L'activité bactérienne.
- L'activité photosynthétique et l'assimilation des substances minérales.
- Le pouvoir germicide de la lumière et de certaines algues.

Les effluents admis dans les étangs sont soit :

- Des effluents bruts
- Des effluents ayant subit un prétraitement physique plus ou moins poussé.
- Soit des effluents ayant subit un prétraitement physico – chimique.

Le lagunage naturel est un procédé d'épuration naturelle, utilisé depuis le début du 20^{ème} siècle (Boutin *et al.*, 2000) qui prend en compte les capacités de filtration et d'auto-épuration des microorganismes, des algues et des végétaux aquatiques (Figure 9) . Son efficacité est d'autant plus appréciée dans les petites agglomérations (Ruochuan et Heinz, 1995) et semble être le plus conseillé pour des climats chauds (Gloyna, 1972 ; Sauze, 1973 ; El Hachemi, 2012).

Cette technique a fait l'objet de plusieurs études sous différents climats (Marais et Shaw, 1961 ; Gloyna, 1972 ; Ringuet, 1973 ; Sauze, 1973 ; Walker et Leclerc, 1973 ; Mara, 1975 ; Berhet, 1979 ; Fritz *et al.*, 1980 ; Bucksteeg, 1983 ; Schleypen, 1983 ; Soumiya et Fujii, 1984 ; Aizaki *et al.*, 1986 ; Mara et Pearson, 1986 ; Santos et Oliviera, 1987 ; El Hachemi, 2012).

Le lagunage consiste en une succession de bassins (minimum 2 mais 3 bassins en séries semblent nécessaires selon Racault *et al.*, 2004) peu profonds et généralement rectangulaires. L'eau usée est d'abord prétraitée (dégrillage) puis s'écoule gravitairement de lagune en lagune. Dans un système de lagunage, la surface et la profondeur des bassins influencent le type de traitement (aérobie ou anaérobie) et confèrent un rôle particulier à chaque bassin. Le soleil fournit naturellement chaleur et lumière et favorise ainsi la croissance rapide des microorganismes aérobies et anaérobies nécessaires à la dégradation de la MO. Ce processus épuratoire naturel qui s'établit dans une lagune est particulièrement intéressant (Herteman, 2010).

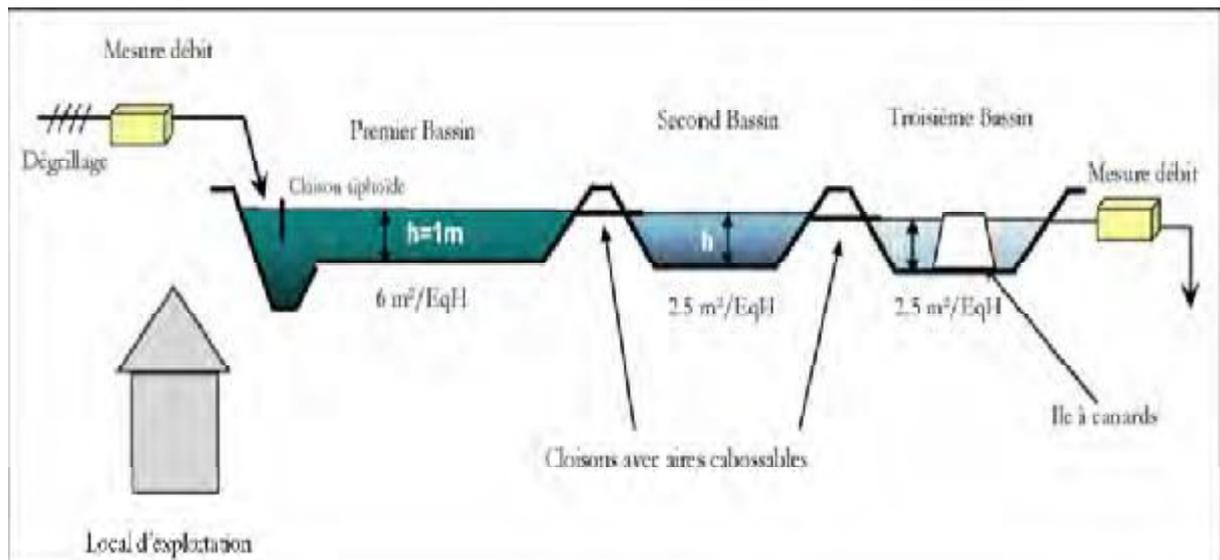


Figure 6 : Organisation d'un système d'assainissement par lagunage naturel (Anonyme 2, 2006)

5.2.1.3 Les filtres plantés de roseaux

Les filtres plantés de roseaux sont développés dans les années 1990. Le principe de fonctionnement est basé sur les capacités filtrantes mécaniques d'un sol (matériaux comme les graviers, l'argile expansée et le sable) et la dégradation aérobie biologique assurée par les microorganismes fixés sur les particules du sol (Boutin *et al.*, 2007). L'originalité de ces filtres réside dans la présence de roseaux qui, grâce à leurs rhizomes, aèrent le massif filtrant et évitent aussi le colmatage (Herteman, 2010). Il existe deux sortes de filtres plantés : à écoulement vertical et horizontal dont les avantages et les inconvénients sont illustrés dans le Tableau 5.

Tableau 5 : Avantages et inconvénients des filtres plantés de roseaux (Rivière, 2005)

Avantages	Inconvénients
Dispositif d'épuration efficace (très bonnes performances épuratoires)	Il faut y consacrer une surface inutilisable pour autre chose
Pas de production de boues	Ce dispositif n'est pas encore réglementaire (normalisation en cours, cf. Rappel de la réglementation)
Valorisation des végétaux faucardés, production de compost de qualité	Visite régulière nécessaire pour alterner l'alimentation des filtres verticaux et vérifier que tout fonctionne bien
Aucun risque d'odeurs	Besoin d'un entretien minimum régulier (fauçardage des roseaux chaque année)
Bonne intégration paysagère	
Entretien facile	
Faible coût d'exploitation (pas de besoin en énergie ni en produit chimique)	
Faible technicité de la maintenance (entretien facile)	
Bonne adaptation aux variations de charges	
Sensibilise et responsabilise les usagers vis-à-vis de leurs eaux usées, puisque ce système est visible.	

a. Filtres plantés de roseaux à écoulement horizontal

Un filtre planté à écoulement horizontal sous surface est un grand canal rempli de gravier et de sable sur lequel la végétation aquatique est plantée. Comme l'eau usée coule horizontalement à travers le canal, le matériau filtrant filtre les particules et les micro-organismes dégradent la matière organique (Figure 10).

Le niveau d'eau dans un filtre planté à écoulement sous surface est maintenu de 5 à 15 cm en dessous de la surface pour assurer un écoulement souterrain. Le lit devrait être

large et peu profond de sorte que le chemin d'écoulement de l'eau soit maximisé. Une zone d'admission devrait être utilisée pour distribuer également l'écoulement. Le traitement primaire est essentiel pour éviter le colmatage et assurer un traitement efficace (Tilley et *al.*, 2008). La variété la plus utilisée est le roseau « *Phragmites Australis* » en raison de sa vitesse de croissance et de développement racinaire et de sa résistance aux conditions de saturation du sol, la plantation peut se faire à l'aide de graines, de jeunes pousses ou de rhizomes avec une densité de l'ordre de 4 par m² (Aba Aaki, 2012).

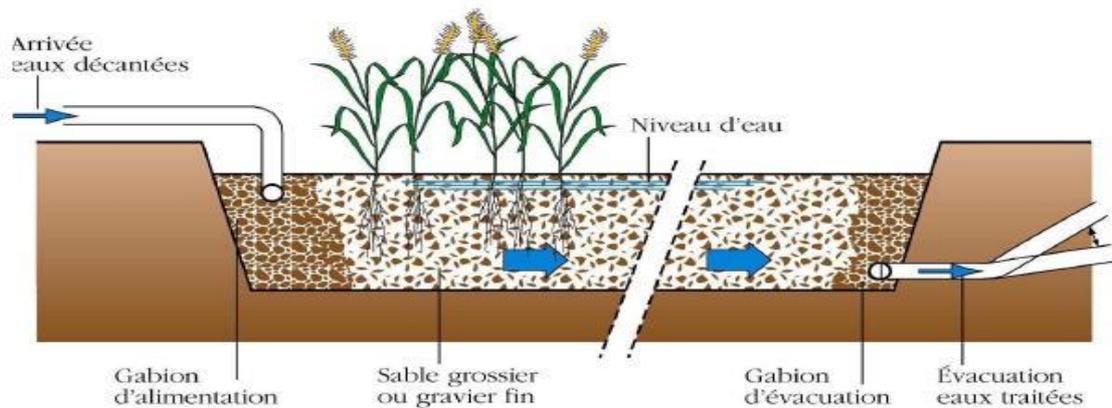


Figure 07 : Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement Horizontal.

(Anonyme 2, 2006)

b. Filtres plantés de roseaux à écoulement vertical

Le principe des filtres verticaux consiste à admettre les eaux usées, sans traitement préalable, sur un massif de gravier planté de roseaux (Figure 11). Les bactéries épuratrices sont fixées sur les grains de sable, sur les rhizomes des roseaux et la couche de boue de surface. Elles se développent et dégradent la pollution.

Le filtre planté de roseaux est généralement composé de deux étages : le premier retient les particules solides et débute le traitement, le second affine l'épuration. Le dispositif est alimenté de façon séquentielle grâce à la présence d'un réservoir de chasse placé en tête permettant d'assurer une alimentation homogène sur l'ensemble de la surface du filtre. Cette filière a de bon rendement sur la matière organique et traite partiellement l'azote (Aba Aaki, 2012).

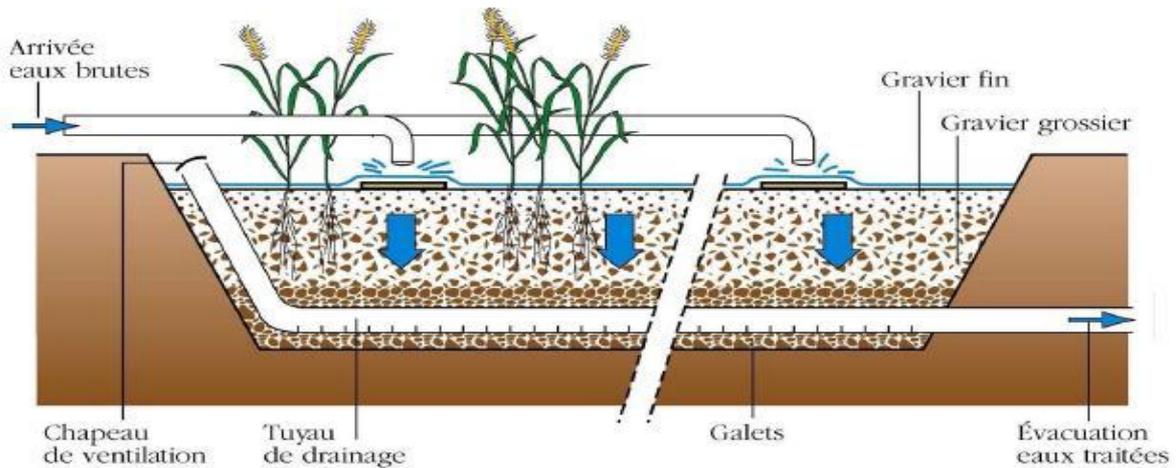


Figure 08 : Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement vertical. Source (Anonyme 2, 2006)

5.2.1.4 Les jardins filtrants

Les jardins filtrants utilisent les capacités épuratoires du sol : végétaux, substrat et microorganismes forment un écosystème en équilibre. En combinant plusieurs variétés de plantes et d'arbres, les jardins filtrants permettent d'atteindre de bons niveaux de rejet (Figure 12). La surface utile de dimensionnement est évaluée à $10 \text{ m}^2/\text{EH}$.

Ces filières sont adaptées au traitement des eaux usées des petites collectivités, mais aussi les eaux pluviales et les effluents agricoles ou industriels. Elles peuvent également intervenir en affinage de stations intensives de traitement des eaux usées. Les nombreuses opérations de taille, curage, ... sont nécessaires pour entretenir ces grands espaces plantés (Molle *et al.*, 2004).

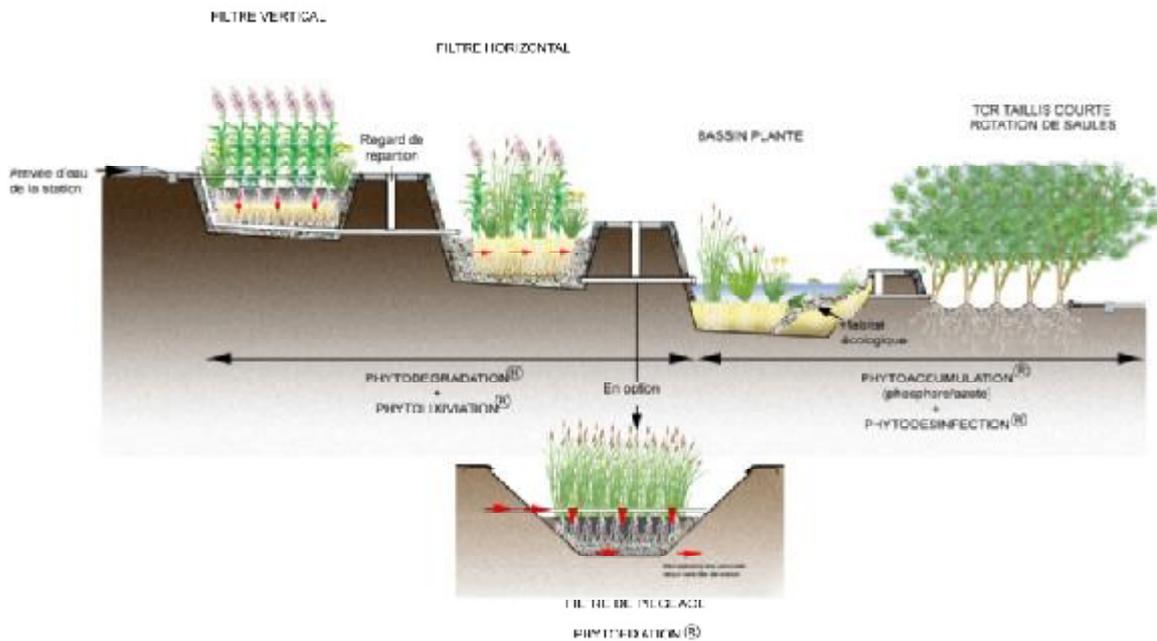


Figure 09: Les jardins filtrants (Anonyme 2, 2006)

5.2.2 Procédés biologiques artificiels

Ces procédés biologiques artificiels comprennent des dispositifs qui permettent de localiser sur des surfaces réduites et d'intensifier les phénomènes de transformation et de destruction des matières tels qu'ils se produisent en milieu naturel, on utilise de grands types de procédés employant l'un des lit bactériens, l'autre mettant en œuvre le principe des boues activées, d'autres systèmes apparentés à ces deux procédés, les disques biologiques tournants, le lagunage aéré etc...(Deshayes, 2008).

5.2.2.1 Lits bactériens

Le principe de la méthode consiste à créer un sol artificiel beaucoup mieux adapté à ce rôle d'épuration, dans le quel les échanges entre l'effluent, l'aire et les bactéries soit facilités. Pour cela on constitue un support neutre poreux et perméable, sur une hauteur variant de 1.5 à 5 mètres, aux moyens de matériaux filtrant peu onéreux.

L'arrosage de ce sol artificiel par l'eau à traiter fait apparaître quelques semaines de nombreuses colonies microbiennes aérobies ; la bonne aération du lit bactérien ainsi constitué contribue à l'activité intense de ces colonies et donc à une oxydation suffisamment rapide de l'effluent (Bonnin, 1986).

- **Lits Bactériens à faible charge :**

Dans ce type de lits, l'apport de la matière organique est faible. Dans ce cas, les bactéries présentes sur les matériaux proches de l'état endogène. Elles se minéralisent donc progressivement et colmatent le lit si elles ne sont pas chassées à fort débit. Le rendement d'épuration est de l'ordre de 90% en DBO₅. L'effluent traité possède une DBO₅ variable de 20 à 30 mg/L .la charge hydraulique se situe entre 1 et 5 m³/m².J. (Deshayes, 2008).

- **Lits Bactériens à forte charge :**

La charge organique, dans ce cas, est largement supérieure à celle de lits à faible charge, contrairement au précédent, le matériau n'est revêtu que d'une mince couche de pellicule macrobienne.

Les rendements d'épuration sont de l'ordre de 60%. La charge hydraulique admissible est d'environ 0.8 m³/m².h .

Cependant, pour augmenter l'efficacité du lit on établit une recirculation d'une partie de l'effluent traité (Deshayes, 2008).

5.2.2.2 Boues activées

Ce traitement a pour but d'éliminer les matières organiques biodégradables (solides, colloïdes ou dissoutes), contenues dans une eau usée par l'action de micro-organismes essentiellement des bactéries, en présence d'oxygène dissous, de plus, il peut transformer l'azote organique et ammoniacal en nitrate. Le procédé consiste à alimenter, à brasser et à aérer (bassin d'aération) avec l'eau à épurer. Une culture bactérienne dispersée sous forme de flocons (Figure N°06) se développe et forme avec l'eau usée une liqueur mixte ; après un temps de contacts suffisant, permettant la fixation et l'assimilation de matières organiques. Cette liqueur mixte est envoyée dans un clarificateur (ou décanteur secondaire) dans lequel s'effectue la séparation de l'eau épurée et des boues (Asano *et al.*, 2007).

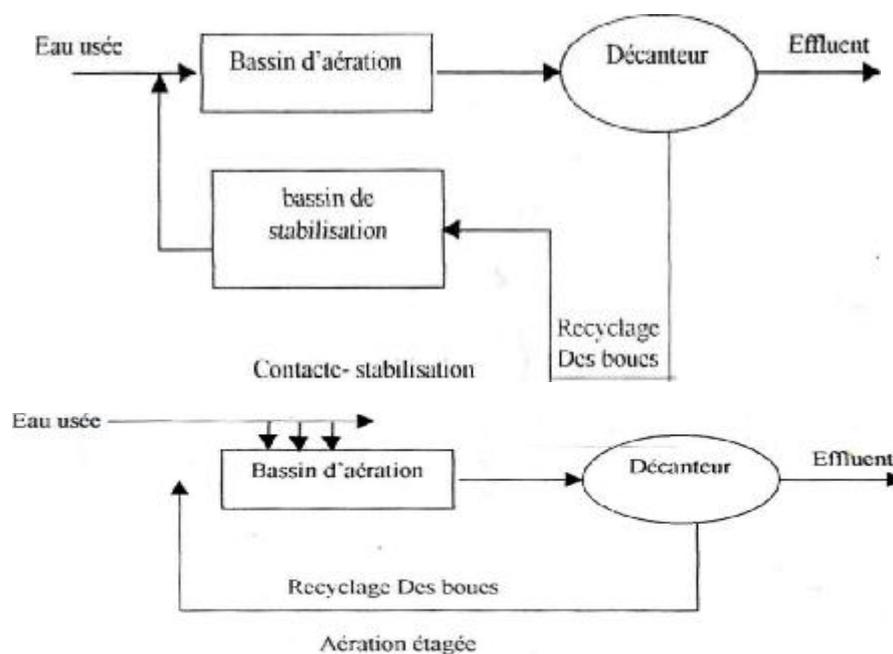
Les boues décantées sont réintroduites en partie dans le bassin d'aération (recirculation des boues) pour maintenir un équilibre constant entre la quantité de pollution à traiter et la masse de bactéries épuratrices ; les boues excédentaires sont évacuées du système vers le traitement des boues (Figure 7).



Figure 10 : Boues activées, (Anonyme 2, 2006)

Le traitement par boues activées est généralement utilisé :

- Pour le traitement des effluents urbains.
- Pour le traitement des effluents d'industries agro-alimentaires.
- Pour le traitement spécifique des effluents de certaines industries nécessitant pour la plupart un traitement physico-chimique préalable (neutralisation, oxydation).



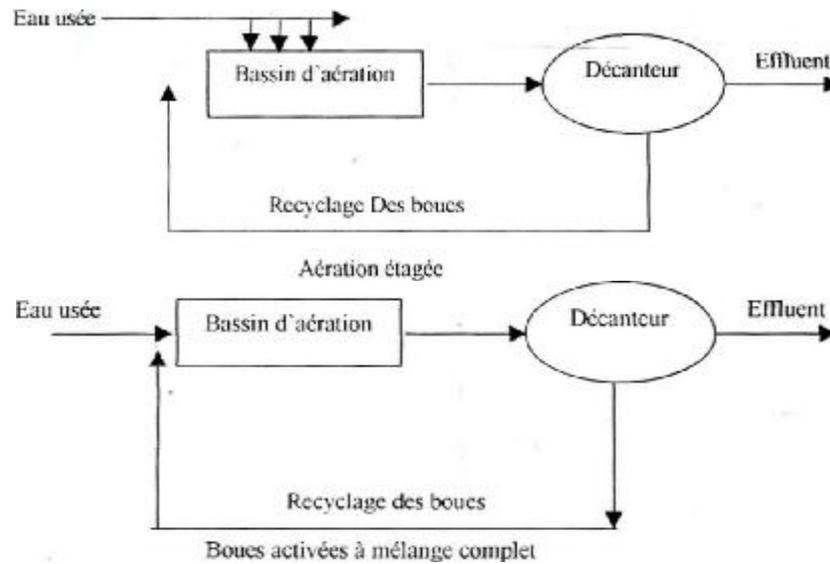


Figure 11 : Variante du procédé à boues activées

5.2.2.3 Disques biologiques

Ce procédé peut être rangé parmi les systèmes d'épuration biologiques aérobie où la culture bactérienne est fixée sur un support. Il est également appelé procédé d'épuration par biodisques.

Le support solide est constitué ici, par un ensemble de disques parallèles régulièrement espacés par un axe commun pour constituer un tambour demi-immergé (environ 40 %) qui tourne autour de cet axe (Figure 8). Actuellement les tambours mis en œuvre comptent 10 à 200 disques de tambour.

Un biofilm dont, l'épaisseur varie de 1 à 4 mm se développe sur les disques. La rotation des disques assure à la fois l'oxygène et le contact avec l'eau usée, la biomasse en excès se détache de la façon que dans les lits bactériens et est dans un décantateur secondaire. Les disques sont actuellement en polyéthylène, présentant une surface spécifique de $121 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (Andersson et al., 1994).

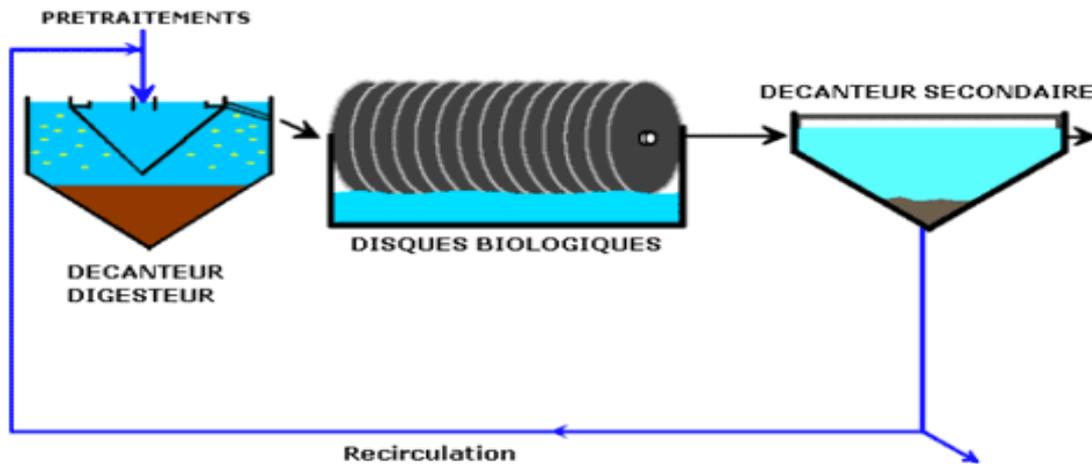


Figure 12 : Disques biologiques (Anonyme 1, 2015)

5.2.2.4 Lagunage aéré

Une lagune aérée est un bassin relativement profond (3 à 4 m) dans lequel l'oxygénation est réalisée par des aérateurs mécaniques ou par diffuseurs, le fond à côtés du bassin est recouvert d'une toile de caoutchouc épaisse et imperméable. Le rendement est fortement augmenté (de 1000 à 1500 Kg/hab/J de DBO élimine). (Nameche et Vasel, 1998)

Il existe deux types de lagunes aérées :

- Les lagunes aérobies dans lesquelles l'oxygène et les matières en suspension sont uniformément réparties dans tout le bassin. La teneur en matières en suspension de l'effluent est donc identique à celle de bassin aéré, il est donc nécessaire d'adjoindre à la lagune aérée, un bassin de décantation et un traitement des boues.
- Les lagunes facultatives dans lesquelles l'oxygène n'est présente que dans les couche supérieures et ou seule une partie des matières solides sont maintenues en suspension. Une partie de ces M.E. S se décante au fond et entre en fermentation anaérobie.

Dans le premier cas (lagune aérobie) la puissance installée doit être suffisamment élevée pour maintenir les matières solides en suspension; cette puissance varie de 3 à 5 W/ m³ du bassin.

Dans le deuxième cas (lagune facultative), la puissance installée doit uniquement assurer la dispersion et le mélange de l'oxygène dans le bassin, généralement la puissance est de 0.8 à 1 w/ m³ du bassin.

6. Le lagunage à macrophytes et le mécanisme de fonctionnement

La technique de lagunage à Macrophytes est une ancienne technique, connaissant un intérêt de réhabilitation et de modernisation très sollicité par les petites et moyennes collectivités (Benslimane *et al.*, 2013). Ce type de traitement nécessite des plantes macrophytes originaires des zones humides naturelles (phragmites, typha, joncs, etc), sur un support filtrant (granulats). Il s'agit d'un complexe faisant intervenir le mode d'écoulement des eaux aux fonctions biologiques des plantes (apport d'oxygène, fixations de microorganismes, digestion microbienne, etc.) (Figure 13).

Cette filière d'épuration s'appuie sur le pouvoir épuratrices des végétaux hydrophytes ou héliophytes. Les eaux usées séjournent simplement dans des séries des bassins à ciel ouvert peuplés de ces végétaux. Les rôles des végétaux macroscopiques dans l'épuration des eaux usées sont importants dans le traitement des eaux usées:

- Elles sont le support des bactéries: les plantes épuratrices abritent une flore bactérienne importante ;
- Elles récupèrent les matières minérales dégradées par les bactéries ;
- Elles stabilisent les substrats, tout en améliorant leur perméabilité et limite la vitesse des flux d'eau, ce qui permet à la matière en suspension, le carbone, les éléments nutritifs et les oligo-éléments d'intégrer les tissus végétaux ;
- Elles aèrent le substrat en apportant de l'oxygène entre leur tige et les racines.
- Elles améliorent aussi considérablement la valeur esthétique du site.

Dans ce système, les effluents s'écoulent lentement dans des étangs artificiels peu profonds (d'ordre d'un mètre) peuplés de végétaux aquatiques (Chaïb, 2002). Dans ces étangs se prolifèrent naturellement des bactéries, algues et autres organismes vivants. Ceux-ci se nourrissent des matières organiques et des sels minéraux contenus dans ces eaux usées. Elles les transforment alors en matière minérale assimilable par les plantes. En retour, les plantes aquatiques fournissent de l'oxygène aux bactéries par leurs racines. Suivant le temps de rétention des eaux résiduaires dans cette lagune, les microorganismes pathogènes diminuent sous l'action des ultraviolets grâce à l'exposition au soleil (pour le lagunage aéré). Simultanément, le nombre des agents pathogènes tels que certaines bactéries, virus, parasites est considérablement réduit, notamment en raison de la longue période de rétention dans les réservoirs qui entraîne un dépôt par décantation puis leur mort (Degrémont, 1989).

Ainsi, les fonctions attribuées à chacune des composantes du système, se résume comme suit :

- Le *substrat de gravier et galet* joue le rôle de filtration, captant les matières solides présentes dans les eaux (Boutin, 1987).
- Les *végétaux*, développent la faculté de transférer l'oxygène vers le système racinaire, où se développe un métabolisme assurant l'assimilation de certaines substances nutritives (N, P).
- Les *micro-organismes* colonisant les racines, complètent le mécanisme de dégradation de la matière organique, par les différents processus d'oxydation et de réduction (Benslimane *et al.*, 2013).

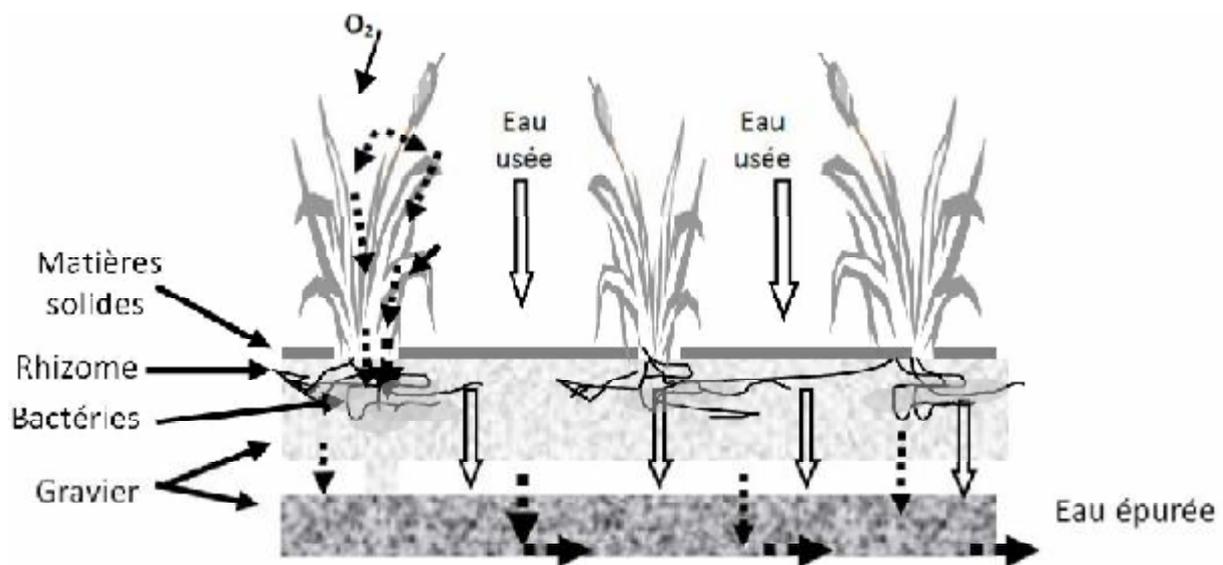


Figure 13 : Principe de fonctionnement de la phytoépuration (Benslimane *et al.*, 2013)

7. Choix des plantes Macrophytes

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. En parallèle, les capacités épuratoires « naturelles » de certains milieux aquatiques vis-à-vis de ces eaux usées chargés en matières organiques ont été mieux appréciées et, 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» et les premiers bassins de lagunage ont été créés vers le début du vingtième siècle, les développements ultérieurs ont permis la mise en place de plusieurs types d'installations les plus connus sont les filtres plantés de roseaux (ou FPR) (Molle, 2004). Plus récemment, des zones de rejet végétalisées ou ZRV ont été installées à l'aval immédiat de stations d'épuration. Ces ZRV peuvent être de différents types, installées sur des sols en place avec ou sans surcreusement ou sur des matériaux rapportés mais la plupart, prairies, bassins, fossés et noues, abritent des macrophytes et certains les utilisent clairement comme éléments paysagers attractifs (Boutin, Prost-Boucle, 2012). Brix (1993) a proposé une classification des divers «marais artificiels» selon les types de macrophytes utilisées, c'est-à-dire enracinées et émergentes, enracinées et immergées et flottantes librement à la surface des eaux. Les macrophytes immergées ou hydrophytes sont celles qui sont les moins utilisées car leur efficacité est directement liée à une transparence des eaux suffisante pour assurer la photosynthèse. Ces espèces sont donc réservées à des effluents peu chargés en matières en suspension et en nutriments ou dans la partie qui fait suite aux stations d'épuration comme les ZRV. En revanche, les deux autres types de macrophytes sont beaucoup plus largement utilisés (Boutin et Dutartre, 2014).

8. Les différentes variétés de Macrophytes

Il existe de très nombreuses variétés de macrophytes se développant dans des milieux humides ou aquatiques. On peut les classer en deux groupes selon leur morphologie.

8.1 Les macrophytes aquatiques émergents ou héliophytes :

Ces plantes ont des racines ancrées dans la vase au fond de l'eau, mais dont les tiges et les feuilles émergent à l'air libre. Les roseaux (*phragmites australis*) sont un bon exemple de ce type de macrophytes (Figure 14).



Figure 14 : Les hélophytes (à gauche) et photo de *phragmites australis* à droite (sources : www.gardensandplants.com)

Les hélophytes sont les espèces les plus communément employées au sein des filières d'épuration dans lesquelles les écoulements hydrauliques diffèrent : plantes installées en eau libre (ou «lagunes à macrophytes») ou sur des supports variés (gravier, sable) dans des systèmes à écoulements soit verticaux, soit horizontaux (filtres plantés de roseaux à écoulement vertical: FPRv, ou horizontal: FPRh). Les rôles que peuvent jouer les macrophytes dans ces divers types d'installations sont très divers (Tableau 6). En revanche, leurs rôles physiques comme maintien des écoulements dans les dépôts de surface est indéniable en FPRv (si le système est alimenté en eaux usées brutes, les roseaux font partie intégrante de la filière technique); le rôle de supports de périphyton de leurs tiges ou de communautés bactériennes de leurs racines ou rhizomes est effectif et contribue à créer une mosaïque bactérienne diversifiée dont le bénéfice n'est pas quantifié précisément par les analyses chimiques caractéristiques de la qualité d'une eau usée traitée (Boutin et Dutartre, 2014). L'oxygène transporté dans la plante vers les racines est émis en faibles quantités, créant une couche de contact micro-oxydée à la surface des racines. Ces systèmes racinaires peuvent s'enfoncer dans les sédiments de quelques centimètres à plus d'un mètre. Le fonctionnement bactérien aérobie localisé créé par ces flux d'oxygène facilite la nutrition de la plante. L'assimilation de nutriments par les macrophytes et leur stockage dans la biomasse sont variables selon les espèces (Racault *et al.*, 1997).

Tableau 6 : Rôles majeurs des macrophytes dans les marais artificiels (Vymazal, 2013)

Partie des plantes	Rôle	LAG	FPRv	FPRh
Partie aérienne	Atténuation de la lumière, réduction de la photosynthèse dans les eaux	×		
	Influence du microclimat, isolation (hiver ou été)	×	×	×
	Réduction de la vitesse du vent et du risque de remise en suspension des sédiments	×		
	Évapotranspiration estivale	×	×	×
	Aspect esthétique positif du système	En été		
	Stockage d'éléments nutritifs	En cycle végétatif		
Partie immergée	Réduction de la vitesse du courant et augmentation du taux de sédimentation, réduction du risque de remise en suspension	×		×
	Production d'oxygène photosynthétique	×		×
	Absorption des éléments nutritifs	×		×
	Augmentation de surface de fixation du périphyton	×		×
Racines et rhizomes dans les sédiments ou les dépôts de surface	Stabilisation de la surface des sédiments, réduction de l'érosion	×		
	Prévention du colmatage dans les systèmes à écoulements verticaux, effet de filtre des gros déchets		×	
	Augmentation de surface de contact pour les développements bactériens		×	×
	Libération d'oxygène augmentant la nitrification et la dégradation bactérienne	×	×	×
	Absorption des éléments nutritifs	×	×	×
	Production d'antibiotiques, de phyto-metallophores* et de phytochélatines*	×	×	×

LAG : lagune à macrophytes ; FPRv : filtre planté de roseaux à écoulement vertical ; FPRh : filtre planté de roseaux à écoulement horizontal.
*exsudats racinaires assurant la tolérance des plantes aux ions métalliques.

Dans un bilan récent sur les systèmes utilisant des plantes émergées, Vymazal, (2013) listait près de 150 espèces dans 643 sites répartis sur 43 pays. Par ordre décroissant, les plantes les plus utilisées appartiennent aux genres *Typha* (massettes), *Scirpus* (scirpes), *Phragmites* (roseaux), *Juncus* (joncs) et *Eleocharis* (éléocharis).

8.2 Les macrophytes aquatiques flottants ou hydrophytes flottants :

Ces plantes ont des racines totalement libres et flottantes. Certaines espèces flottantes des zones tempérées comme certaines lentilles d'eau (Figure 15) ou tropicales telles que la laitue d'eau (*Pistia stratiotes*) ou la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) présentent des productivités élevées.

Les lentilles d'eau, indigènes ou exotiques, des zones tempérées produisent des biomasses assez importantes et se développent très facilement à la surface des eaux. De plus grande taille, les deux espèces tropicales sont capables de produire d'importantes quantités de biomasse et, en colonisant de très nombreux milieux stagnants quelquefois très vastes, sont considérées comme des espèces invasives dans la plupart des pays où elles sont installées. Dans des conditions optimales, c'est-à-dire dans des milieux sans facteur limitant (lumière, nutriments) et avec des récoltes permanentes, la jacinthe d'eau peut ainsi produire plus de 150

tonnes de matières sèches par hectare et par an, ce qui en fait une des plantes les plus productives au monde. Dans le courant des années 1970, cette capacité de production a amené la NASA (National Aeronautics and Space Administration) à mettre en place un vaste programme de recherche sur les capacités de cette espèce à extraire les polluants des eaux et sur les possibilités de transformer la plante produite en source de nourriture. L'objectif de ces recherches était d'évaluer les potentialités d'utilisation de cette espèce dans des systèmes clos tels que les stations spatiales permanentes envisagées à l'époque (Wolverton et McDonald, 1978). Les résultats publiés de ces travaux, montrant par exemple des rendements épuratoires en zone tropicale de plus de 70% pour l'azote et de près de 60% pour le phosphore, ont déclenché des programmes de recherche dans d'autres pays du monde (Boutin et Dutartre, 2014).

Dès le début des années 1980, des études ont été notamment réalisées par le Cemagref (désormais Irstea) pour évaluer les capacités d'absorption de ces espèces, montrant des rendements épuratoires dépassant 30% pour l'azote et 40% pour le phosphore (Hubac *et al.*, 1984).

Une des facilités d'utilisation des plantes flottantes dans les installations destinées à épurer des effluents est le fait qu'il leur suffit de bassins en eaux, même peu profonds, pour se développer. À notre connaissance, la jacinthe d'eau a seulement été utilisée dans quelques sites industriels en métropole pour épurer des eaux résiduaires provenant par exemple de papeteries (Boutin et Dutartre, 2014).

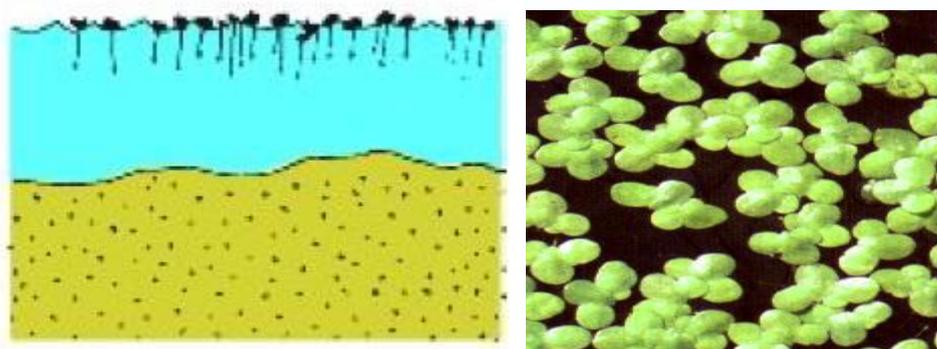


Figure 15 : Les hydrophytes flottants(a gauche) et photo de lemna(a droite) (source : www.lesbeauxjardins.com)

9. L'efficacité de lagunage à Macrophytes

D'après Korboulewsky *et al.*, (2012), Les filtres plantés permettent généralement de répondre aux critères fixés pour le traitement des eaux usées et aux objectifs de qualité en vigueur . L'efficacité épuratoire d'un système dépend de nombreux paramètres, tant physiques (hydraulicité, temps de passage dans les zones de traitement, granulométrie du substrat, etc.), chimiques (qualité du substrat, niveau de pollution, etc.) que biologiques (espèce végétale, flore microbienne, etc.). Mais elle dépend surtout du dimensionnement et de la gestion des bassins. On estime qu'il est nécessaire de mettre en place 1-5 m² de filtres plantés pour traiter la pollution journalière émise par un habitant. Pour des volumes importants (station d'épuration), plusieurs étages de filtres différents sont installés. Par exemple, un premier étage est constitué de trois filtres à flux vertical alimentés successivement tous les 2-3 jours, dont les effluents se déversent au niveau inférieur dans deux filtres à flux horizontal. En moyenne, l'efficacité des filtres plantés est de:

- 80 à 98% pour la charge organique,
- 50 à 90% pour l'azote (nitrification / dénitrification),
- 20 à 90% pour le phosphore selon les caractéristiques du substrat,
- un abattement de 10 à 104 unités de microorganismes pathogènes selon le climat.

10 La combinaison de plusieurs phénomènes

Le principe de fonctionnement des filtres repose sur le complexe substrat-microorganismes-plantes dans un contexte climatique donné (Figure 16). Les polluants sont éliminés grâce à la combinaison de phénomènes physiques, chimiques, et biologiques, tels la sédimentation, la précipitation, l'adsorption sur les particules de substrat (ou des racines), la transformation microbienne, l'assimilation par les végétaux, l'évaporation et la dégradation par les rayons UV du soleil (Korboulewsky *et al.*, 2012).

Toutefois, ce sont les microorganismes du sol qui sont et de loin les principaux acteurs, de l'épuration. Ils sont présents naturellement dans le sol, au niveau de la rhizosphère et dans l'effluent à traiter. En conséquence et pour le bon fonctionnement des systèmes il est important d'éviter d'utiliser des produits bactéricides et fongicides en amont (comme l'eau de javel pour le nettoyage domestique) (Bhupinder *et al.*, 2009).

Le substrat et les végétaux ont néanmoins leur rôle à jouer et peuvent très significativement améliorer le traitement.

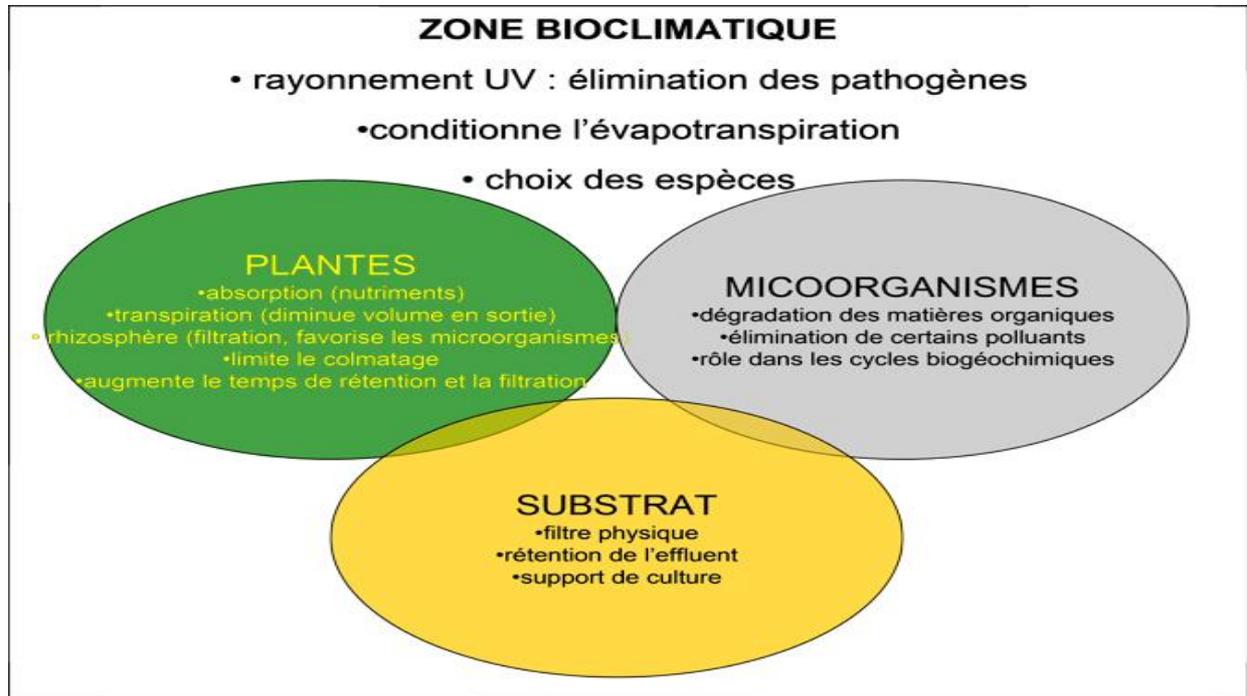


Figure 16 : Fonctionnement schématisé des filtres végétalisés qui fait interagir les plantes, les microorganismes, et le substrat (Korboulewsky *et al*, 2012).

10.1 Le rôle physique des micro-organismes

Une multitude de microorganismes vivent dans les marais. Ceux-ci se composent généralement de bactéries, d'algues, de mycètes, de protozoaires, des zooplanctons, de virus et de nématodes (Hench *et al.*, 2003; Vymazal, 2008). Toutefois, les microorganismes les plus étudiés sont principalement les bactéries, car ce sont surtout elles qui sont impliquées dans les processus épuratoires. Le principal rôle des micro-organismes est, comme dans tout procédé de traitement biologique, la dégradation de la matière organique. Ce sont eux qui assurent les différents processus d'oxydation et de réduction. Ils génèrent grâce à la dégradation de la matière organique l'énergie nécessaire à la biosynthèse. Ils minéralisent les composés azotés et phosphorés, et les rendent ainsi assimilables par les plantes. Ils assurent également les réactions de nitrification/ dénitrification (Mimeche, 2014).

10.2 Le rôle physique du substrat

Il a principalement un rôle physique, de filtration et de rétention de certains éléments chimiques comme le phosphore, et a un rôle aussi de support de culture. Il peut être responsable de plus de la moitié de l'abattement en polluants (comparaison entrée-sortie).

Auparavant, les systèmes de filtres végétalisés étaient constitués de sables et graviers comme substrat, mais depuis peu, d'autres types de substrats sont testés. En effet, malgré leur efficacité ces premiers systèmes rencontrent des difficultés notamment un démarrage des végétaux parfois difficile (manque de nutriments) et des phénomènes de colmatage qui résulte de l'accumulation des matières dans les pores du substrat et conduit à une diminution conséquente et souvent rapide de la capacité d'infiltration. Quel que soit le système, il est impératif de surveiller l'apparition du colmatage, et de procéder à un récurage tous les 10-15 ans. Les produits récupérés sont le plus souvent utilisés comme amendement organique, après un temps de séchage à l'air pour éviter la reprise des végétaux (notamment pour les rhizomes des phragmites). Dans très peu de cas (filtres traitants des effluents de certaines industries), les concentrations en polluants métalliques ou organiques dépassent les seuils autorisés et doivent être évacués en décharge (Korboulewsky *et al.*, 2012).

Actuellement, outre le sable encore très utilisé, d'autres types de substrats sont mis en œuvre :

- la pouzzolane qui semble désormais adoptée pour les nouvelles installations grâce à une grande porosité et à une augmentation de surface facilitant le développement des microorganismes et l'adsorption des polluants.
- des substrats organiques à base de tourbe. Ils présentent l'avantage d'apporter des nutriments bénéfiques à l'installation des plantes. Il est installé comme support de culture au-dessus d'un substrat minéral assurant le drainage du filtre. Il est tout aussi efficace pour l'épuration et ne favorise pas le colmatage,
- des substrats minéraux tels que le charbon et les scories qui augmentent l'élimination du phosphore par adsorption.

10.3 Le rôle bénéfique des végétaux

Contrairement à ce qu'on peut entendre, les végétaux n'ont pas qu'un rôle esthétique, mais jouent un rôle bénéfique dans l'épuration des eaux usées à travers des effets directs et indirects :

- grâce au réseau racinaire, les végétaux améliorent le rôle de filtre, limitent le colmatage. Ils augmentent aussi le temps de rétention de l'effluent et donc sa dégradation par les organismes du sol.

- ils favorisent le développement et l'activité des microorganismes responsables de l'épuration.

- ils absorbent des nutriments. On estime que jusqu'à 10% de l'azote (20-250 g/m²) et du phosphore (3-15 g/m²) à traiter sont stockés dans les parties aériennes des végétaux et sont ainsi exportés hors du système lors des coupes annuelles. Les nutriments se retrouvant dans les parties aériennes des végétaux varient avec la production de biomasse. Ainsi, *Phragmites australis* peut produire un tiers de plus de biomasse que *Typha* sp. et le triple qu'*Iris pseudacorus*. Cependant le genre *typha* est plus adapté aux régions sèches. On évoque souvent pour les bassins en eau libre la capacité importante à épurer de la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) en rapport à sa forte productivité (absorption de 35 g de P et 200 g N/m²/an). En revanche, les végétaux immergées (*Elodea*, *Myriophyllum*,...) ont une capacité inférieure (<100 kg P et 700 kg N/ha/an).

- certaines espèces végétales pourraient produire également des composés antibiotiques (ex. *Schoenoplectus*) favorisant l'élimination des microorganismes pathogènes et limitant le développement des cyanobactéries.

On doit porter une attention particulière aux "algues bleu-vert", car certaines sont extrêmement toxiques. Il est impératif d'éviter une stagnation prolongée de l'effluent. Le système des bâchées (alternance de périodes d'apport d'effluent et de périodes de repos) permet l'assèchement en surface, et empêche leur développement (Korboulewsky et al, 2012).

11. Reutilisation des eaux usées en agriculture en ALGERIE

11.1 Situation actuelle des ressources en eau

Les ressources en eau en Algérie sont limitées, vulnérables et inégalement réparties. Pour une

population de 35 millions d'habitants, les ressources renouvelables en eau sont de 550 m³/an par habitant. Cette moyenne est très faible comparée à la moyenne des pays du Moyen Orient et de l'Afrique du Nord (MENA) qui est 1,250 m³ ou à la moyenne mondiale qui est de 7,500 m³. Le seuil de la rareté de l'eau est de 1000 m³/an/habitant, de ce fait, l'Algérie est un pays où l'eau est rare. Dans ces conditions déficitaires en ressources en eau, le secteur de l'agriculture est le plus gros demandeur en eau. Baghdali (2007) rapporte qu'en 2006, 900000 ha soit 10.5% de la SAU sont irrigués, et 78% de cette superficie l'est avec des eaux souterraines et 13% avec des eaux superficielles (Tamrabet, 2011).

11.2 Situation de l'assainissement

La plupart des villes se construisent sans un plan rigoureux d'assainissement. Les systèmes de collectes et de traitement d'eaux usées sont peu développés. Ces dernières années, le secteur de l'assainissement a connu une redynamisation et une attention particulières des pouvoirs publics et du secteur des ressources en eau. 85% de la population agglomérées est raccordée à un réseau d'assainissement. La longueur totale du réseau d'assainissement avoisine 32.000 km (réseau urbain de 20 000, réseau semi rural de 7 500 et réseau rural aggloméré de 4 500 Km).L'effort de réalisation d'assainissement a permis d'améliorer le cadre de vie à l'intérieur des agglomérations, mais il a entraîné une concentration des rejets d'eaux usées dans les exutoires qui les acheminent vers des oueds déjà étouffés par les charges de pollution (Tamrabet, 2011).

Parmi les grands objectifs de la politique de refonte du système d'organisation et de gestion du secteur de l'eau, figurent la réhabilitation et la réalisation des systèmes d'épuration des eaux usées des zones agglomérées dont la population est supérieure à 100 000 habitants, celles situées à l'amont des barrages en exploitation ou en construction, des agglomérations côtières, des agglomérations situées à proximité des périmètres agricoles et des agglomérations à haut risque de pollution environnementale. Le volume global d'eaux usées rejetées annuellement est évalué à près de 700 x 10⁶ m³, dont 550 x 10⁶ m³ par les agglomérations du Nord du pays. Ce volume passerait à près de 1150 x 10⁶ m³ à l'horizon 2020 . La capacité totale d'épuration des stations en exploitation est de 195 x 10⁶ m³/an, . Le nombre de stations d'épuration des eaux domestiques réalisées en Algérie est estimé à: 29 STEP en exploitation dont 22 à boues activées et 07 par lagunage, 22 STEP en réalisation, 11 STEP en cours d'étude de diagnostic pour la réhabilitation et 08 STEP en projet (Programme 2006-2009). La capacité unitaire de traitement de ces stations varie de 1000 à 750.000 Eq/hab.

Les procédés d'épuration des eaux usées dominants en Algérie sont ceux des boues activées et de lagunage. Présentement, les normes de rejet des eaux usées épurées, qui devraient être respectées par les stations d'épuration sont celles de l'OMS (DBO5 = 30 mg/l; DCO = 120 mg/l; MES =30 mg/l) . Bien que l'élimination de la charge organique est limitée, l'élimination de l'azote et du phosphore ainsi que la pollution microbiologique ne sont pas prises en compte. En même temps, l'élimination des éléments chimiques traces est supposée être faite au niveau des industries (Décret n°46, JO, 1993). Mis à part le procédé de lagunage, l'élimination de la charge microbiologique n'est pas assurée par le procédé des boues activées, ce qui peut nuire directement ou indirectement à la santé publique (Tamrabet, 2011).

11.3 Potentialités de réutilisation des eaux usées

L'Algérie se penche, actuellement, sur la régularisation de la réutilisation des eaux usées en agriculture. Ceci nécessite dans un premier temps d'identifier et de quantifier les volumes d'eaux usées rejetés par les agglomérations à travers le pays. Le volume d'eaux usées rejetées annuellement par les agglomérations supérieures à 20.000 habitants est estimé à $550 \times 10^6 \text{ m}^3$ La réutilisation des eaux usées pour l'irrigation doit concerner en priorité les zones déficitaires en eau naturelle afin de soulager cette ressource conventionnelle, qui devient de plus en plus rare. Les agglomérations qui méritent d'être prises en considération, sont celles dont les volumes d'eaux usées sont assez importants (> 50000 habitants). Pour les villes côtières et les petites agglomérations, la réutilisation agricole des eaux usées épurées ne peut être économiquement intéressante que si elle est utilisée à proximité des stations d'épuration en aménageant de nouveaux périmètres. De même, on constate que près de 60% de ces eaux sont rejetées soit loin des périmètres agricoles et des barrages, soit vers la mer (Tamrabet, 2011).

1. Site expérimental

L'expérience a été réalisée dans la région de Merouana, Wilaya de Batna ($35^{\circ} 37'43''N$, $05^{\circ} 54'42''E$) situé à 500 km à l'Est d'Alger (Figure 17) caractérisée par un climat semi-aride à climat méditerranéen aride avec une pluviométrie moyenne annuelle d'environ 240 mm par an et une température moyenne annuelle variant entre 5 à $38^{\circ} C$.

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.

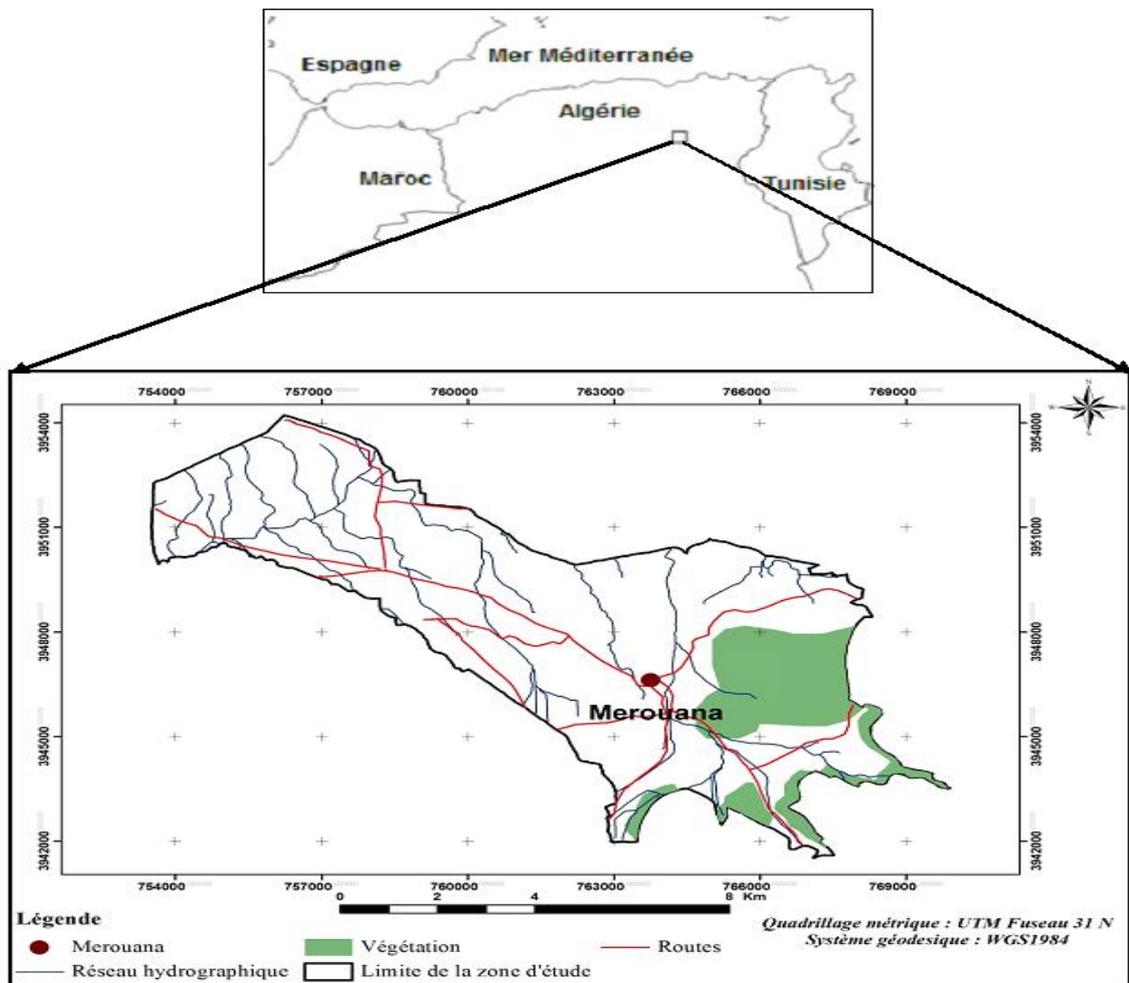


Figure 17 : Carte de localisation de la zone d'étude

Le climat de la région de Merouana est de type semi-aride, les données climatiques relevées à la station météorologique de Merouana appellent les remarques suivantes :

La période d'essai s'est caractérisée par :

- une pluviométrie peu abondante, ne dépassant pas une moyenne de 48.8 mm (Tableau 8).
- des températures élevées (26.2°C en moyenne).
- Une évaporation importante.

1.1 Pluviométrie

Durant la période d'essai, la région de Merouana à été caractérisée par des précipitations très faibles et irrégulières (Tableau 7), surtout aux mois de Juillet où il n'a presque pas plus de précipitations.

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, 1958).

Tableau N°07 : Moyenne mensuelle des précipitations pendant la période d'essai (DSA, Subdivision de Merouana)

Mois	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre
Précipitations (mm)	36.4	19.3	12.5	3.1	7.2	16.5	24.0	48.8

1.2 Température

Le Tableau N° 8 donne les valeurs des températures enregistrées pendant la période d'essai. Ces valeurs de la température, moyennement élevées, caractérisent généralement le climat semi-aride.

Les fortes températures et les forts rayonnements favorisent l'évaporation de l'eau des bacs qui atteint des valeurs maximales surtout durant les jours les plus chauds (le 19/07/2014, il a été enregistré une température de 46°C sous l'ombre). Il faut signaler seulement que la moyenne d'eau évaporée durant toute la période d'essai (évapotranspiration) estimée à plus de 5 ml/j.

Tableau N°08 : Moyenne mensuelle de la température pendant la période d'essai (DSA, Subdivision de MEROUANA)

Mois	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre
T° moyenne (°C)	13.5	15.5	22.8	24.7	26.2	21.6	16.8	10.1

2. Matériel végétal

Le matériel végétal utilisé dans les unités pilotes de la présente étude était basé sur le choix de deux espèces ; une émergente (*Phragmites australis*) plus abondante et plus envahissante des rives des oueds, des lacs et des mares autour de la région d'étude. La deuxième était flottante (*Salvinia natans*), espèce ptéridophyte rare classée comme une plante protégée en Algérie suivant le décret exécutif n° 12-03 du 10 Safar 1433 correspondant au 4 janvier 2012 fixant la liste des espèces végétales non cultivées protégées, publié au Journal officiel de la République Algérienne n° 03 du 18 janvier 2012. Cette fougère aquatique pousse uniquement dans quelques zones humides au nord de l'Algérie (Skikda).

2.1. *Phragmites australis* (Roseau commun)

Le roseau commun est une grande Poacée vivace (1,5 à 4,0 m) qui pousse dans tous les continents du globe à l'exception de l'Antarctique (Figure 18) (Mal et Narine, 2004; Tucker, 1990). Il est fréquent dans et à proximité des eaux douces, saumâtres et les zones humides alcalines des zones tempérées du monde entier (Westlake, 1963; Ho, 1979; Meyerson *et al.*, 2000; Hudon *et al.*, 2005). Les roseaux ont été utilisés pour produire des produits non alimentaires, tels que la pâte à papier, les matériaux de toiture et de construction, ainsi que dans les usines de traitement des eaux usées (Haslam, 1969; Kaul *et al.*, 1980; Granéli, 1983; Suzuki *et al.*, 1985).

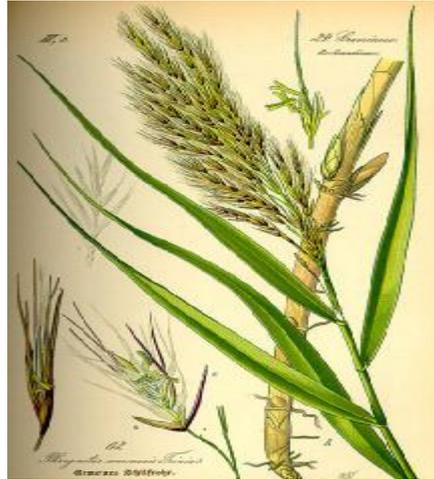


Figure 18 : Roseau (*Phragmites australis*), (Kurt, 2007)

Le roseau se dissémine soit de manière sexuée, soit par propagation végétative (Mal et Narine, 2004). Une colonie de roseau s'implante généralement dans un nouveau site par le biais de la germination d'une graine disséminée par le vent ou l'eau (Alvarez *et al.*, 2005), ou par l'enracinement d'un fragment de tige ou de rhizome (Bart et Hartman, 2003, Kleche, 2013).

Une fois implantée, une colonie s'étend par propagation végétative à l'aide d'un réseau de rhizomes et de stolons. C'est une plante qui résiste aux milieux les plus argileux et rocaillieux, facile à planter en milieux marécageux (Fauteux, 2002). Sa hauteur est de 1 à 5 mètres, le système racinaire est très actif et capable de résister à des conditions très difficiles même lorsque la partie aérienne de la plante est desséchée. Cette plante comporte 2 sortes de tiges: les unes souterraines, appelées rhizomes, les autres aériennes dressées et simples, portant de longues feuilles rubanées qui se terminent par des inflorescences (Gausen *et al.*, 1982). Elles sont dressées au bord de l'eau (nappe de roseau) et appelées roseliers ou phragmitaires (Kleche, 2013).

Le développement de nouvelles tiges intervient entre le printemps et l'automne (d'avril à octobre). Ce végétal peut même supporter des périodes de gel dont l'action est positive sur la déshydratation des boues (phénomène gel-degel-retractation) (Esser, 1999). Les roseaux sont capables d'absorber et de concentrer des quantités importantes de polluants et ils contribuent à l'autoépuration des eaux. Leur développement s'accélère dans les eaux calmes et les rivières (Dajoz, 1985, Kleche, 2013).

Systematique

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

Règne : Végétale.

Embranchement : Spermaphytes.

Sous/emb : Angiospermes.

Classe : Monocotylédones.

Ordre : Cyperales.

Famille : Poacées.

Genre : *Phragmites*.

Espèce : *australis*.

2.2. *Salvinia natans*

Salvinia natans, parfois appelés mousse de l'eau flottante ou tout simplement *Salvinia*, est en fait une fougère aquatique flottante. La tige est flottante, filamenteuses et ramifiées. Les feuilles flottantes sont plus longues que large, 9-13,5-7 mm, disposées en rangées régulières et allongées à plat sur la surface de l'eau. Les feuilles sont petites, rondes et couvertes de petits poils ou papilles, ces papilles servent comme imperméabilisation de l'eau (Andrews et Ellis, 1913). La plante se compose de deux feuilles flottantes et une troisième feuille submergée qui fonctionne comme une racine en absorbant les éléments nutritifs. Les spores sont localisées à la base de cette feuille submergée. On constate aussi la présence d'une poche d'air dans les feuilles permettant à la petite plante de se maintenir à flot (Figure 19) (Waterhouse et Mitchell, 1998).

Cette plante pousse rapidement si elle dispose de nutriments et de lumière en quantité suffisante. Elle présente particulièrement un intérêt socio-économique, elle est employée comme engrais vert à l'état frais ou sec pour fertiliser le sol dans le domaine de l'agriculture. Elle est également utilisée comme aliment pour bétail. Comme dans tous les processus biologiques, le degré d'activité augmente avec une élévation de température (Stafford et al., 1979), il double pour chaque élévation de 10°C en deçà d'une température critique d'environ 70°C. C'est l'une des rares fougères aquatiques flottantes, Sa zone de répartition va de l'Afrique du nord et de l'Europe méridionale à l'Asie (Holm et al., 1979).



Figure 19 : *Salvinia natans* (L.) All (www.plantillustrations.org)

Systématique

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

Règne: Plantae

Sous-règne: Tracheobionta

Division: Pteridophyta

Classe: Filicopsida

Ordre: Hydropteridales

Famille: Salviniaceae

Genre: *Salvinia*

Espèce : *natans*

3. Dispositif expérimental et alimentation

Le dispositif expérimental est composé de trois unités de bio-filtration où chaque unité est constituée de deux bacs de 75 litre de volume pour chacun avec les dimensions suivants : 50 cm de longueur, 50 cm de largeur et 60 cm de hauteur. Les bacs sont remplis sur une épaisseur de 5 cm de gravier (calibre 5/10 mm) et de 30 cm de sol de texture limono-argilo-sableuse (30 % argile, 34 % limon et 36 % sable).

Les bacs de la première unité (UBFPA) sont plantés de jeunes tiges de *P. australis* (densité de 40 tiges/m² soit 10 tiges pour chacun) (Kumari and Tripathi, 2014), les bacs de la deuxième unité (UBFSN) sont plantés de *S. natans* (73 g soit 36.5 g pour chacun) (Kumari and Tripathi, 2014) alors que les bacs de troisième unité (culture mixte ou UBFCM) chacun d'eux *P. australis* et *S. natans* ont été maintenus à une densité de 05 tige et 18.25 g respectivement (Figure 20)

L'alimentation du système se fait exclusivement par des eaux usées domestiques (25 L/jour) qui a été recueillie à partir du rejet principale de la ville de Merouana et ce avec une fréquence régulière de trois fois par semaine (lundi, mercredi et vendredi). Les caractéristiques physico-chimiques des eaux usées non traitées sont montrées dans le Tableau 10.

Chaque bac à une pente de 10 % dirigée vers l'aval et équipé d'un drain placé à la base pour récupérer les eaux de percolation (eau traitée). Les eaux usées passent d'un bac à l'autre à travers des tuyaux en PVC (polychlorure de vinyle) perforés de 35 cm de longueur et 40 mm de diamètre. L'expérience a duré huit mois (Avril à Novembre, 2014).

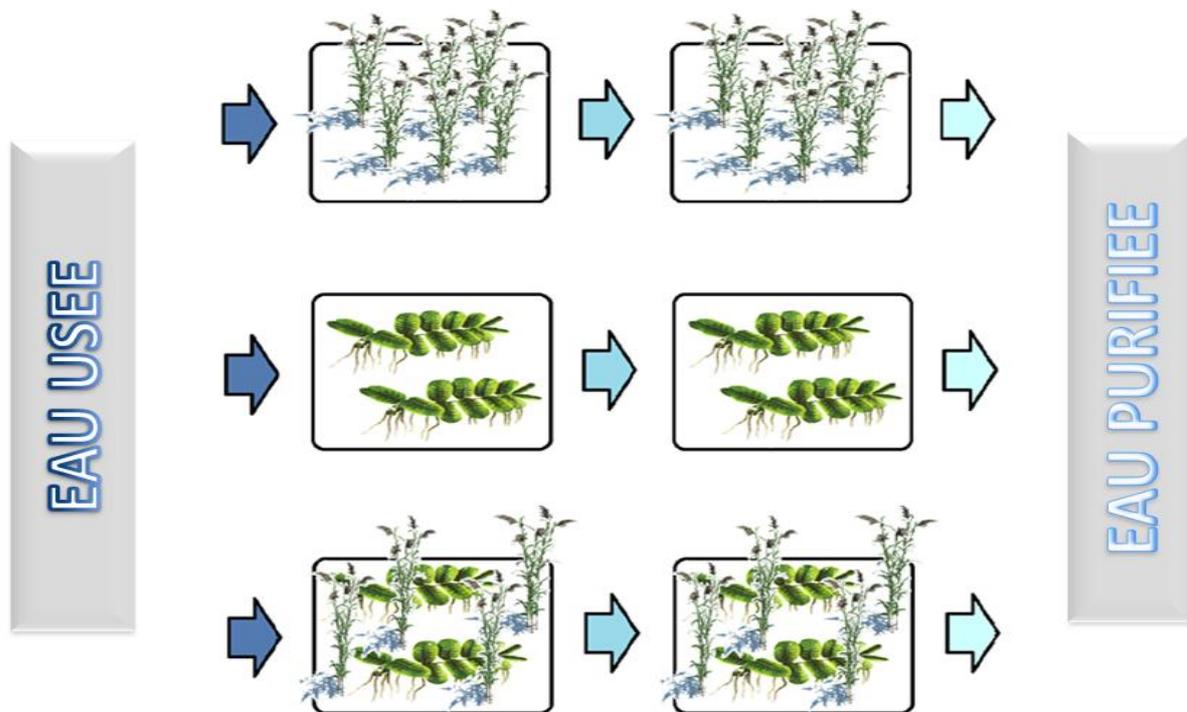


Figure 20 : Le dispositif expérimental de traitement des eaux usées. B1 UBFPA, B2 UBFPA (Bac 1 et 2 de la première biofiltration plantée avec *Phragmites australis*), B1 UBFSN, B2 UBFSN (Bac 1 et 2 de la deuxième biofiltration plantée avec *Salvinia natans*), B1 UBFCM, B2 UBFCM (Bac 1 et 2 de la troisième biofiltration plantée avec la culture mixte des deux espèces).

4. Conditions de fonctionnement

Les jeunes plants (*P.australis* et *S.natans*) ont été recueillis au début de Mars, autour du lac de Garaet Hadj-Tahar situé dans la région de Skikda. Les plantes ont été lavées correctement avec de l'eau distillée pour enlever les tissus végétaux morts et aussi les particules et les microalgues qui adhèrent aux plantes. Les jeunes plants ont été transplantés le même jour dans les unités de bio-filtration. Au début, ils sont surveillés pendant une période d'adaptation de trois semaines et inondées avec de l'eau fraîche à environ 20 cm au-dessus du niveau du sol. Les plants sont autorisés à se développer dans ces conditions, par la suite, les eaux douces sont remplacés par les eaux usées.

Les unités de bio-filtration ont été maintenues dans des conditions ouvertes à l'exposition naturelle du soleil.

Des échantillons sont régulièrement prélevés à la sortie des filtres et analysés pour une durée de huit mois.

5. Rendements épuratoires

Les rendements épuratoires des paramètres chimiques sont calculés par la relation :

$$\text{Rendement (\%)} = \left(\frac{X_{ERU} - X_f}{X_{ERU}} \right) \times 100$$

X_{ERU} = Concentration du paramètre considéré dans les eaux usées appliquée sur le lit,

X_f = Concentration du paramètre considéré dans le filtrat.

6. Analyses chimiques

La DCO est déterminée par oxydation au dichromate de potassium en milieu acide conformément à la norme AFNOR T-90-101. La détermination de ce paramètre se fait suivant la méthode de détermination de l'indice permanganate obéissant à la norme **(EN ISO 8467 : 1993)**. La lecture de la valeur de l'absorbance est faite par spectrophotométrie à la longueur d'onde de 600 nm ou 420 nm selon la gamme de DCO choisie. La DBO5 est déterminée par la méthode manométrique avec des manomètres Oxitop WTW, selon la norme **NF 90-103**. Les concentrations en nitrates, nitrites, ammoniums, azote de Kjeldahl et orthophosphates sont déterminées par la méthode colorimétrique, la lecture est faite au spectrophotomètre

DR/2010 de HACH LANGE. Les paramètres physico-chimiques globaux (Température (T°), Potentiel hydrogène (pH)) ont été mesurés *in situ* au moyen d'une sonde multiparamètres multi 340 i de WTW) : de type ProfiLine pH 3110, WTW. (**Norme NFT90-017**). La mesure de la matière en suspension est effectuée par la méthode de filtration sur filtre GF/C, (**AFNOR, T90-101**). Le sulfate est mesuré selon la méthode de spectrométrie à la sulfanilamide (EN ISO5667). (Tableau 9).

L'étude des paramètres bactériologiques a porté sur la quantification des paramètres d'origine fécale: coliformes fécaux(CF), streptocoques fécaux (SF). Les prélèvements sont effectués dans les bouteilles en verre stérilisées transportées dans des glacières. L'étude microbiologique s'est faite par dénombrement des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux selon la technique de filtration sur membrane (APHA, 2005). Les échantillons sont filtrés sur des filtres Millipore stériles à porosité de 0,45 μm et dont le diamètre est de 47 mm.

Trois volumes d'échantillon de 0,1, 1,0 et 3,0 ml ont été utilisées. Les échantillons filtrés ont été incubés sur gélose M-FC (DIFCO, Detroit, MI) pendant 22 h à 44,5 $^{\circ}\text{C}$ pour énumérer les colonies des Coliformes Fécaux et on incube sur de la gélose K-FS (DIFCO) pendant 48 h à 35,8 $^{\circ}\text{C}$ pour évaluer streptocoques fécaux (SF). Les expériences sont reproduites cinq fois de sorte que les résultats sont moins sensibles à l'erreur expérimentale.

Tableau 9 : Principaux paramètres étudiés et méthodes d'analyse pour chaque échantillon d'eau

Paramètres	Méthodes	Standards
Demande biochimique en oxygène (DBO₅)	Méthode de dilution	NF T 90-103
Demande chimique en oxygène (DCO)	Méthodes de Dichromate de Potassium	NF T 90-101
Azote total de Kjeldahl (NTK)	Digestion et distillation	NF T 90-110
Nitrate (NO₃⁻-N)	spectrophotométrie UV visible	NF T 90-045
Nitrite (NO₂⁻-N)	spectrophotométrie UV visible	NF T 90-013
Azote ammoniacal (NH₄⁺-N)	spectrophotométrie UV visible	NF T 90-015
Orthophosphates (PO₄³⁻-P)	spectrophotométrie UV visible	NF T 90-023
Matières en suspension (MES)	Filtration sur membrane poreuse de 0,45 μm , séchage à 105 $^{\circ}\text{C}$ et pesée.	/

7. Analyses statistiques

L'analyse de variance et des tests de différence significative ($LSD = 0,05$) ont été utilisés pour trouver des différences entre les moyennes des différents paramètres physico-chimiques et bactériologiques des eaux usées avant et après traitement. Les analyses statistiques sont réalisées avec STATGRAPHICS Centurion XV (Manugistics, Rockville, MD, USA).

II Résultats et discussion

II.1 Résultats

1. Variations moyennes des paramètres physico-chimiques

Le Tableau 10 résume les résultats des propriétés physico-chimiques mesurées des eaux usées avant et après le traitement pour chaque unité de bio-filtration. Les Figures 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29 en revanche, affichent la variation saisonnière de tous les paramètres physicochimiques tout au long de la période de l'expérience de huit mois. Les valeurs moyennes de la température des eaux usées, qui semblent avoir une forte influence sur la qualité de traitement, ont montré une légères variations spatiales le long des unités de bio-filtration et allant généralement de 18,2 à 24.6°C , ces variation sont en fonction de la saison et le maximum est obtenu après trois mois de traitement en Juillet (Figure 21, Tableau 11). Tous les autres paramètres étudiés ont montrés des variations significatives à la sortie de chaque unité de bio-filtration des eaux usées (Tableau 11).

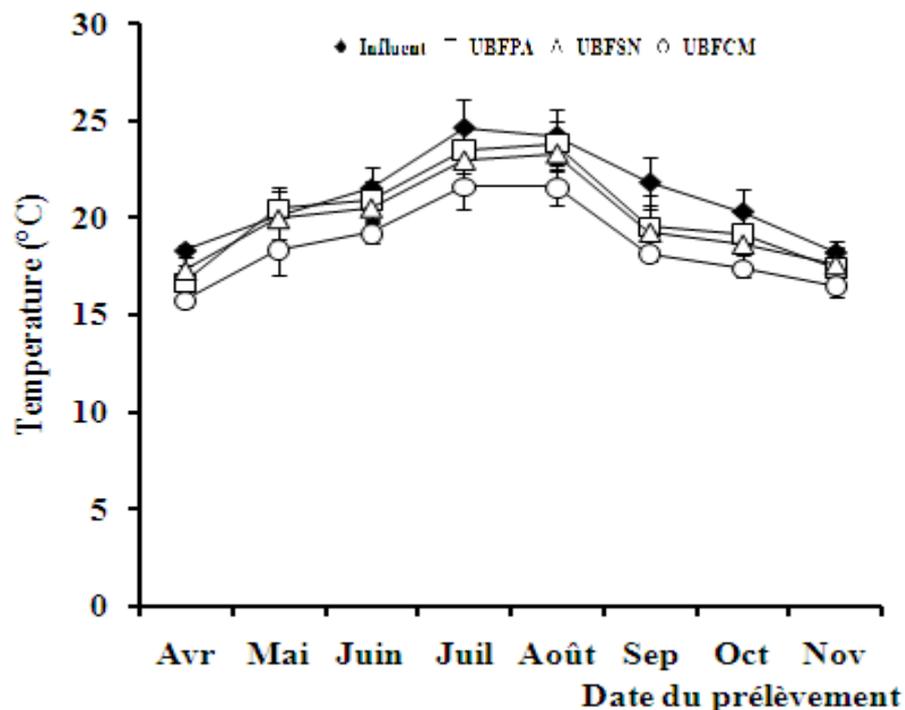


Figure 21: Évolution temporelle des valeurs de la température

Tableau 10 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux usées avant le traitement (moyenne \pm DS, n = 05)

Variabes	Unité	Moy \pm D.S
Température	°C	21.1 \pm 2.40
pH	-	7.2 \pm 0.18
Ammonium N-NH ₄	mg/L	64.4 \pm 8.46
Nitrate N-NO ₃	mg/L	2.4 \pm 0.93
Nitrite N-NO ₂	mg/L	0.1 \pm 0.05
Azote Totale de Kjeldahl TKN	mg/L	102.4 \pm 22.81
Orthophosphates P-PO ₄	mg/L	11.0 \pm 1.47
Demande biochimique en oxygène DBO ₅	mg/L	311.3 \pm 129.68
Demande chimique en oxygène DCO	mg/L	981.7 \pm 183.25

Comme le révèle les résultats reproduite sur la Figure 22, la valeur moyenne du pH de l'eau d'entrée utilisée dans cette étude égale à 7,2 et variant de 7 à 7,5. Cependant, à la sortie des unités de bio-filtration, les valeurs de pH variant de 7,1 à 8,3. Cette variation de la valeur de pH était statistiquement significative ($P < 0,01$). En outre, il ressort que la concentration des principales formes d'azote (NH₄-N, NO₃-N et NTK) et PO₄-P ainsi que DBO₅ et DCO dans les eaux usées ont montrés des baisses très significatives ($P < 0,001$) à la sortie du dispositif expérimental, en particulier, celui occupé par la culture mixte (Tableau 11).

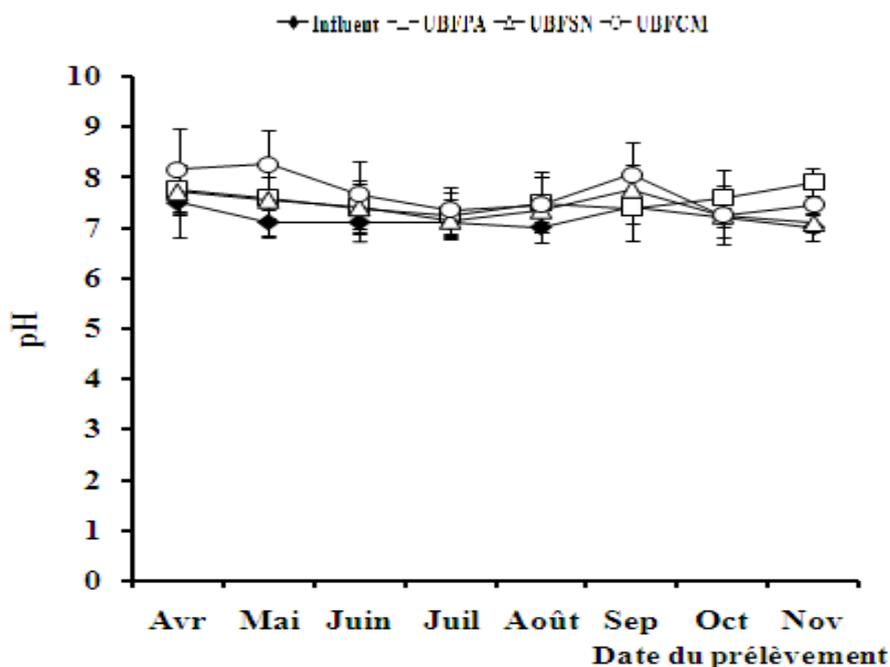


Figure 22: Evolution temporelle des valeurs du pH

Tableau 11: Paramètres physicochimiques à l'entrée et la sortie de chaque unité

		Entrée		Sortie		F	LSD5 %
			UBFPA	UBFSN	UBFCM		
pH	Moy	7.18 ^(c)	7.55 ^(ab)	7.41 ^(bc)	7.70 ^(a)	5.50**	0.29
	ET	0.17	0.20	0.23	0.37		
	Min	7.0	7.25	7.1	7.25		
	Max	7.5	7.9	7.75	8.25		
T °C	Moy	21.13 ^(a)	20.16 ^(ab)	19.94 ^(ab)	18.56 ^(b)	1.63 ^{n.s}	n.s
	ET	2.25	2.40	2.10	2.01		
	Min	18.2	16.65	17.3	15.75		
	Max	24.6	23.45	23.3	21.6		
NH₄-N	Moy	64.36 ^(a)	10.02 ^(b)	13.38 ^(bc)	8.08 ^(c)	264.3***	5.51
	ET	8.46	2.79	2.29	1.96		
	Min	51.84	6.14	10.42	5.02		
	Max	76.18	10.65	16.46	10.14		
NO₃-N	Moy	2.43 ^(b)	13.73 ^(a)	3.61 ^(b)	3.34 ^(b)	25.77***	10.11
	ET	0.93	4.24	2.32	3.31		
	Min	1.4	6.2	1.0	1.2		
	Max	3.9	20.1	6.9	11.2		
NO₂-N	Moy	0.128 ^(a)	0.116 ^(a)	0.083 ^(ab)	0.06 ^(b)	3.73*	0.056
	ET	0.05	0.04	0.06	0.02		
	Min	0.08	0.07	0.02	0.03		
	Max	0.20	0.18	0.22	0.09		
NTK	Moy	102.4 ^(a)	10.31 ^(b)	15.84 ^(b)	7.15 ^(b)	97.43***	86.52
	ET	22.81	5.93	11.01	3.36		
	Min	69.6	2.20	6.40	3.10		
	Max	131.3	17.8	40.1	12.3		
PO₄-P	Moy	10.95 ^(a)	6.56 ^(b)	6.86 ^(b)	7.10 ^(b)	10.66***	3.85
	ET	1.47	2.26	1.90	1.38		
	Min	8.9	3.0	5.1	5.1		
	Max	13.2	9.3	11.1	9.0		
DBO₅	Moy	311.3 ^(a)	9.20 ^(b)	8.31 ^(b)	5.94 ^(b)	43.7***	302.07
	ET	129.7	5.12	3.65	1.98		
	Min	112.4	4.9	4.2	3.5		
	Max	466.1	19.8	15.5	9.8		
DCO	Moy	981.7 ^(a)	46.09 ^(b)	40.56 ^(b)	28.68 ^(b)	209.08***	935.64
	ET	171.4	18.98	4.47	5.79		
	Min	683.5	20.2	33.2	20.5		
	Max	1230.1	75.5	47.1	39.2		

*, **, *** Indiquent des différences significatives à $P < 0,05$, $P < 0,01$ et $P < 0,001$ respectivement. n.s, non significative. SD, écart-type. Différentes petites lettres signifient des différences significatives à ($P < 0,05$) entre les traitements.

2. Rendement épuratoire et efficacité d'élimination des nutriments

Le Tableau 12 présente la variation moyenne de l'efficacité d'élimination des polluants le long des différentes unités de bio-filtration. L'élimination globale pour chaque constituant a été calculée sur la base de ses concentrations à l'entrée et à la sortie de chaque unité de bio-filtration.

Tableau 12 : Rendement épuratoire (%) des différents nutriments pour les trois unités

	UBFPA	UBFSN	UBFMC	F	LSD5%
NH₄-N	84.4 ^(b)	79.0 ^(a)	87.9 ^(c)	18.18***	3.45
NO₃-N	0.0 ^(a)	17.1 ^(a)	15.5 ^(a)	n.s	n.s
NO₂-N	23.5 ^(a)	40.0 ^(a)	52.8 ^(a)	n.s	n.s
NTK	90.4 ^(ab)	85.2 ^(a)	93.0 ^(b)	4.32*	7.75
PO₄-N	39.4 ^(a)	36.9 ^(a)	33.8 ^(a)	n.s	n.s
DBO₅	95.7 ^(a)	96.9 ^(a)	97.3 ^(a)	n.s	n.s
DCO	95.3 ^(a)	95.7 ^(a)	97.0 ^(b)	5.04*	1.25

*, **, *** indique des différences significatives à P <0,05, 0,01 et 0,001 respectivement. n.s, non significative. Différentes petites lettres signifient des différences significatives à (P <0,05) entre les traitements.

2.1 Évolution de l'azote

Les trois systèmes de bio-filtration présentent des pourcentages élevés de rendement épuratoire de l'azote dans les eaux usées notamment pour NO₂-N, NH₄-N, et NTK à l'exception de nitrate (NO₃-N) où les rendements sont moyennement faibles. Cependant, les deux espèces (en culture séparée ou mixte) ont montrées une variabilité significative dans l'efficacité d'élimination de NH₄-N et NTK avec P <0,001 et p <0,05 respectivement (Tableau 12 et les Figures 23,25,26).

2.1.1 Évolution de l'azote ammoniacal (NH₄-N)

Les valeurs moyennes de la concentration de NH₄-N de l'effluent et les rendements épuratoires de *P. australis*, *S. natans* et la culture mixte dans les bacs de chaque unité, durant de la période d'étude, sont respectivement représentées graphiquement dans la Figure 23 et affiché dans le Tableau 12. Les deux espèces (cultivées séparément ou mixte) ont montré une grande variabilité dans l'élimination de l'ammonium. Les concentrations de NH₄-N d'affluent variaient de 51,84 à 76,18 mg / L, A la sortie de chaque unité et pour le système UBFPA, les rendements d'élimination variaient de 84,1% à 90,1% et de 74% à 83,2% pour la deuxième unité (UBFSN) alors que le dernier système (UBFCM), le rendement épuratoire atteint jusqu'à 90,2%. Ces résultats montrent effectivement que la culture mixte à donner la plus grande efficacité de l'enlèvement d'ammonium suivie par *P. australis* puis *S. natans*.

Les deux espèces (cultivées en culture séparée ou mixte) ont montré une variabilité significative dans l'efficacité d'élimination de NH₄-N (P <0,001).

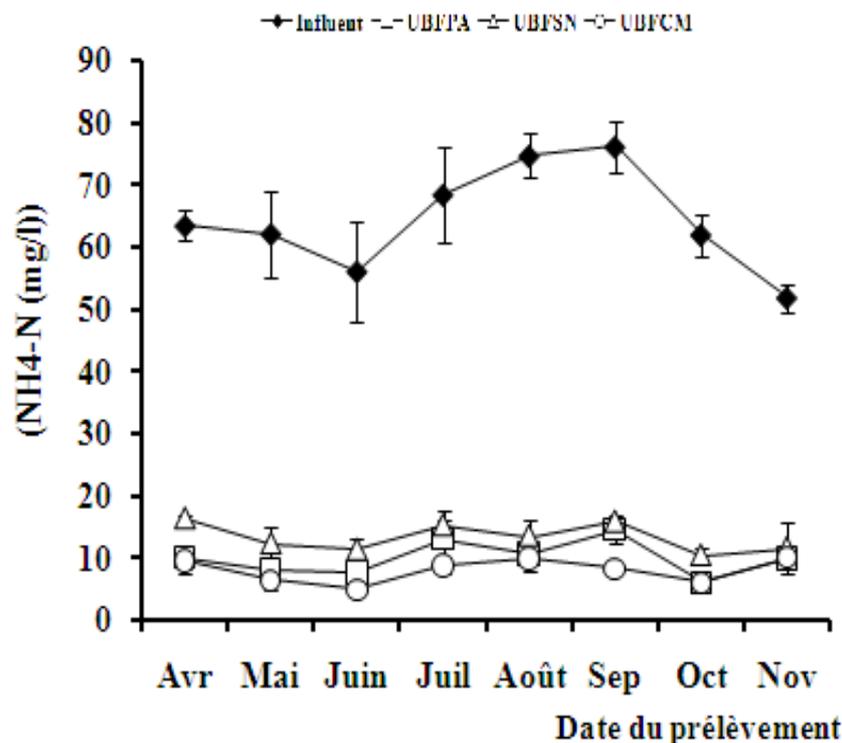


Figure 23: Évolution temporelle de l'azote ammoniacal (NH₄-N)

2.1.2 Évolution des nitrates ($\text{NO}_3\text{-N}$)

Les concentrations des nitrates dans l'eau avant et après le traitement sont représentées graphiquement dans la Figure 24 et les rendements épuratoires sont également représentés dans le Tableau 12. En raison que l'absorption du nitrate est différente chez les espèces végétales, nos résultats démontrent que lorsque les eaux polluées sont épurées par *P.australis*, *S. natans* et la culture mixte, l'efficacité d'élimination des nitrates ($\text{NO}_3\text{-N}$) est négatif en particulier dans UBFPA alors que pour UBFSN et UBFCM, le rendement d'élimination moyen était de 12,5% et 15,5%, respectivement.

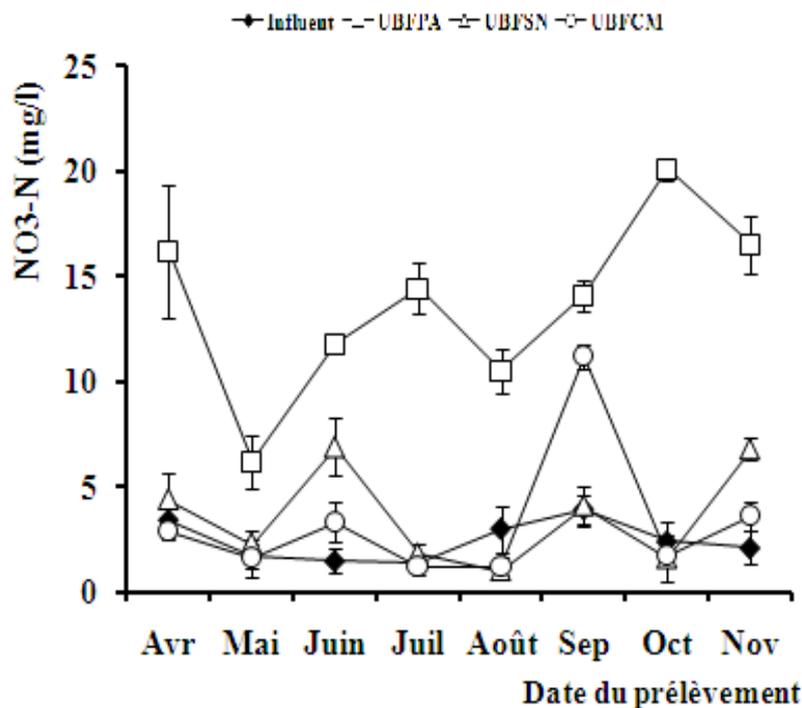


Figure 24: Évolution temporelle des nitrates ($\text{NO}_3\text{-N}$)

2.1.3 Évolution des nitrites ($\text{NO}_2\text{-N}$)

Les valeurs moyennes de la concentration des nitrites ont connus une diminution remarquable en fonction du temps et dans certains cas, on observe que les concentrations dans les effluents sont légèrement plus élevés que ceux des influents. Les plus faibles et négatifs pourcentages d'élimination des $\text{NO}_2\text{-N}$ ont été observés en particulier dans UBFPA et UBFSN (23%, 40%) et à l'exception des UBFCM (52%) (Tableau 12 et Figure 25).

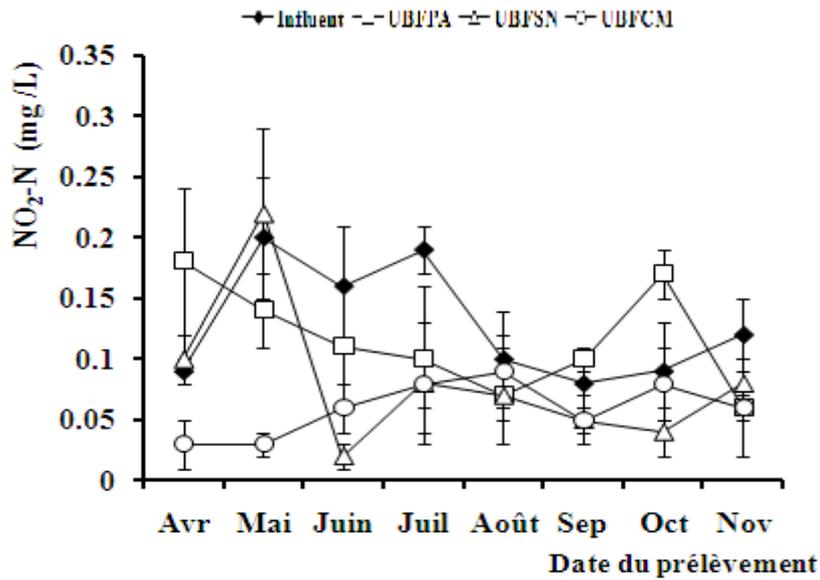


Figure 25: Évolution temporelle des nitrites (NO₂-N)

2.1.4 Évolution de l’azote de Kjeldahl (NTK)

Les résultats de la Figure 26 et le Tableau 12 révèlent la diminution de la concentration et le haut rendement épuratoire de l’azote de Kjeldahl qui se varié de 85% à 97,3% (UBFPA), 69,4% à 93,4% (UBFSN) et 88,4% de 96,3 (UBFCM). Ces pourcentages ont été observés en fonction de la concentration initiale de NTK présents dans les eaux usées. Cependant, les deux espèces (cultivées en culture séparée ou mixte) ont montré une variabilité significative dans l'efficacité d'élimination de NTK avec $p < 0,05$.

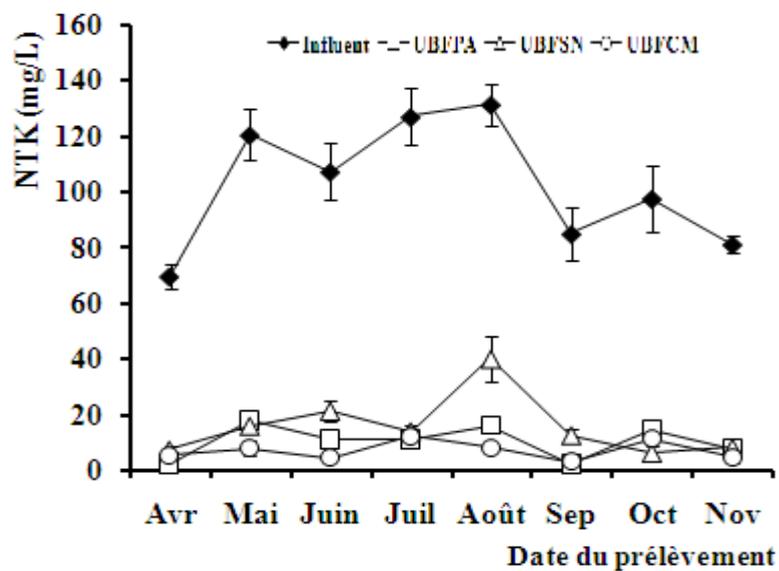


Figure 26: Évolution temporelle de l’azote de Kjeldahl (NTK)

2.2 Évolution des orthophosphates (PO₄-P)

De manière générale, il n'y a pas de différence significative dans les rendements épuratoires des PO₄-P entre les trois unités de bio-filtration. Les rendements d'élimination au niveau d'UBFPA ont augmenté de 5,2 à 70,8% avec une moyenne globale de 39,4%. Les deuxième et troisième unités de bio-filtration (UBFSN, UBFCM) atteignent les valeurs de 09 à 60,6% et de 12,6 à 61,3%, respectivement, alors que la moyenne globale semble avoir modérément diminué dans l'ensemble jusqu'à 36,9% et 33,8% respectivement par rapport à la première unité, il convient de noter qu'en certaines occasions individuelles, les concentrations de PO₄-P ont augmentées dans les eaux de sortie par rapport à celles de l'entrée (Tableau 12, Figure 27).

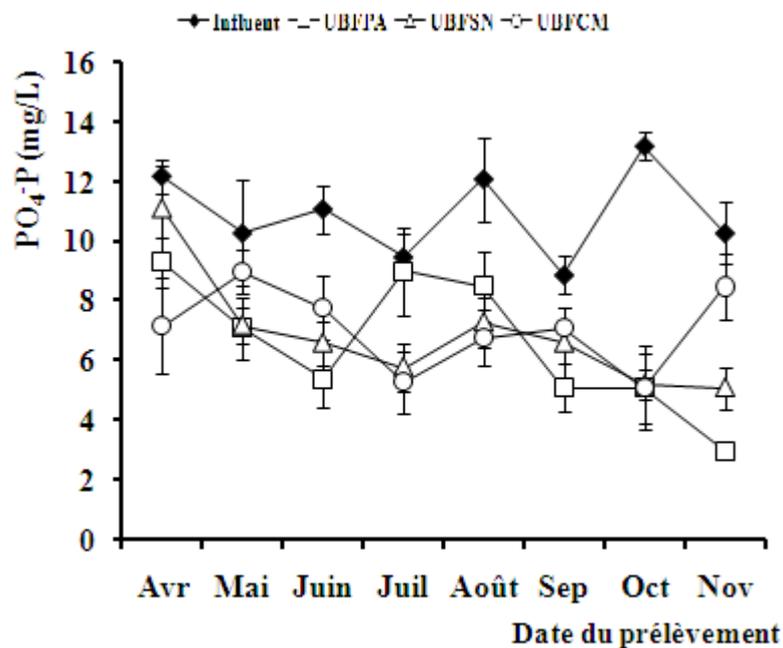


Figure 27: Évolution temporelle des orthophosphates (PO₄-P)

2.3 Évolution de la demande biochimique en oxygène (DBO₅)

Les concentrations moyennes et l'efficacité globale d'élimination de la DBO₅ dans les affluents et les effluents pendant toute la période d'étude sont montrées dans la Figure 28 et le Tableau 12 respectivement. L'élimination de la DBO₅ a été trouvée plus élevée dans les trois unités de bio-filtration avec des moyennes très proches dans chaque unité: 95,7% pour UBFPA, 96,9% pour UBFSN et de 97,5% pour UBFCM.

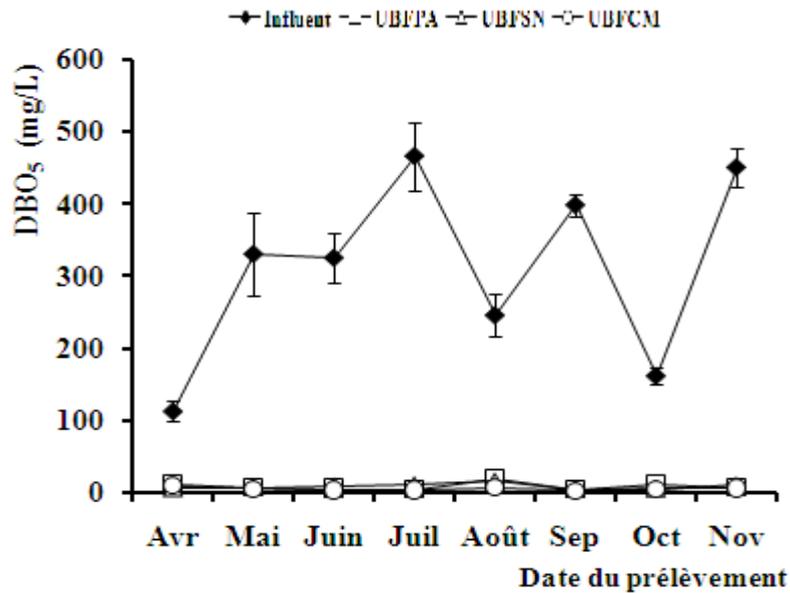


Figure 28: Évolution temporelle de la demande biochimique en oxygène (DBO₅)

2.4 Évolution de la demande chimique en oxygène (DCO)

La charge de la demande chimique en oxygène des eaux usées (DCO) oscille considérablement entre 683,5 mg / L et 1230.1 mg / L avec une valeur moyenne de 981,7 mg / L. Ainsi, à la sortie des trois unités, les valeurs de la demande chimique en oxygène des eaux usées traitées suit des fluctuations avec des pics importants (Figure 29). Dans l'ensemble, la qualité des eaux usées traitées est nettement meilleure par rapport aux eaux usées domestiques. Les taux d'élimination de la DCO affichent des valeurs plus élevées à la sortie de chaque unité (Tableau 12).

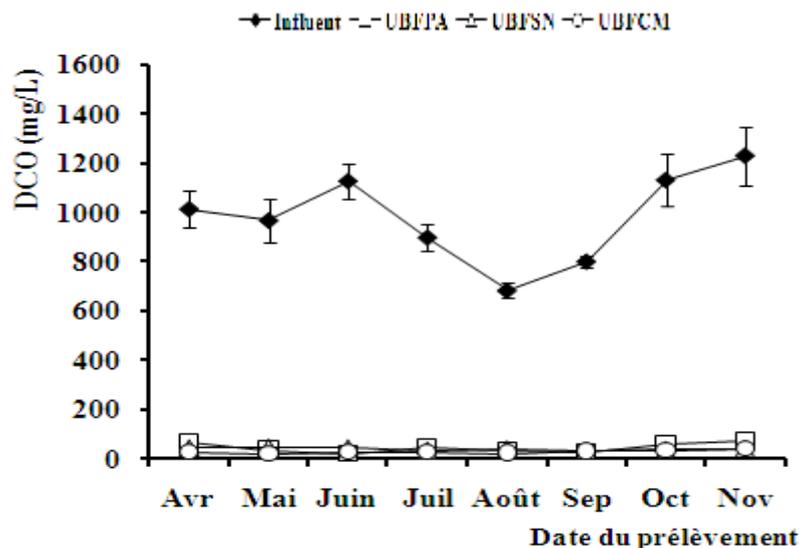


Figure 29: Évolution temporelle de la demande chimique en oxygène (DCO)

3. L'analyse de corrélation

Analyse de corrélation multiple de nos données a révélé l'existence de plusieurs relations positives entre presque tous les paramètres étudiés (Tableau 13). Il est intéressant de noter que les relations fortement positives ont été trouvées entre NH₄-N et presque toutes les variables étudiées. En revanche, les relations négatives ont été trouvées entre les valeurs de pH et presque tous les autres des variables à savoir NTK, DBO₅, NH₄-N et la DCO avec $r = -0,58$ ***, ** -0,52, -0,51 et -0,51 ** **, respectivement. D'autre part, la DBO₅ et DCO ont montré une forte corrélation positive entre eux ($r = 0,89$ **) et presque avec toutes les autres variables.

Tableau 13 : Analyse de corrélation (n = 8x4 = 32)

	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	TKN	PO ₄ -P	DBO ₅	DCO	TEM
NO ₂ -N	0.3340 0.0617							
NO ₃ -N	-0.3538 [†] 0.0470 [‡]	0.1099 0.5492						
NTK	0.9499 0.0000	0.4190 0.0170	-0.3869 0.0287					
PO ₄ -P	0.7157 0.0000	0.2546 0.1597	-0.3475 0.0513	0.6824 0.0000				
BOD ₅	0.8858 0.0000	0.4209 0.0165	-0.3359 0.0602	0.8927 0.0000	0.5579 0.0009			
DCO	0.9265 0.0000	0.3731 0.0354	-0.3438 0.0540	0.9065 0.0000	0.7203 0.0000	0.8873 0.0000		
TEM	0.3550 0.0462	0.2028 0.2657	-0.1506 0.4106	0.4519 0.0094	0.1776 0.3309	0.3260 0.0686	0.2054 0.2595	
pH	-0.5147 0.0026	-0.3483 0.0508	0.2871 0.1111	-0.5768 0.0005	-0.2234 0.2189	-0.5204 0.0023	-0.5076 0.0030	-0.5156 0.0025

[†]Coefficient de corrélation entre chaque paire de variables. [‡]Valeur P: indique le niveau de probabilité de signification statistique de la corrélation calculée (P< 0.05).

4. Etude bactériologique

La hiérarchie coliformes fécaux > streptocoques fécaux (CF > SF) est maintenue au cours de toute la période d'étude (Tableau 14).

Les concentrations des coliformes fécaux dans l'influent est très variable entre les systèmes et les périodes d'échantillonnage. Elles varient généralement entre 45x10³ UFC/100 mL jusqu'à 114 x10³ UFC/100 mL (Tableau 15).

Tableau 14: Caractéristiques bactériologiques des eaux usées avant et après le traitement

	CF (UCF/100 ml x10 ³)			SF (UCF/100 ml x10 ³)		
	Influent	Effluent	Rendement	Influent	Effluent	Rendement
UBFPA	82	2.2	97.3	29	4.4	84.8
UBFSN	82	9.8	80.1	29	10.7	63.1
UBFCM	82	1.1	98.6	29	2.5	91.4

UBFPA : Unité de bio-filtration planté par *Phragmites australis* UBFSN : Unité de bio-filtration planté par *Salvinia natans*, UBFCM : Unité de bio-filtration planté par culture mixte, CF : coliformes fécaux, SF : streptocoques fécaux, UCF : unité Formant colonies

Malgré la variabilité considérable de la concentration des CF dans l'influent et aussi dans l'effluents, les taux de réduction des abondances bactériennes sont très similaires entre les systèmes plantés de *P australis* et le système à culture mixte (97.3%, 98.6% respectivement) et moyennement élevé (80%) dans le système planté de *S natans* (Tableau 14).

Tableau 15 : variation saisonnière de la concentration et le taux d'enlèvement bactérien

	Saisons	CF (UCF/100 ml x10 ³)			SF (UCF/100 ml x10 ³)		
		Influent	Effluent	Rendement	Influent	Effluent	Rendement
UBFPA	Printemps	45	4.1	90.2	19	6.9	63.7
	Été	114	1.2	99	38	2.7	92.9
	Automne	87	1.3	98.5	30	3.6	88
UBFSN	Printemps	45	12	73.3	19	14.6	23.2
	Été	114	7.2	93.7	38	8.3	78.1
	Automne	87	10.2	88.3	30	9.2	69.3
UBFCM	Printemps	45	1.5	96.6	19	3.3	82.6
	Été	114	0.7	99	38	1.8	95.2
	Automne	87	1.1	98.7	30	2.4	92

Généralement, tous les systèmes présentent une meilleure performance durant les mois les plus chauds de l'année (juin, juillet et août) avec un taux de 99% enregistré dans UBFPA et UBFCM tandis que le taux l'enlèvement saisonnier pour UBFSN oscillé entre de 93.7% en été à un niveau de 73.3% au printemps (Figure 30).

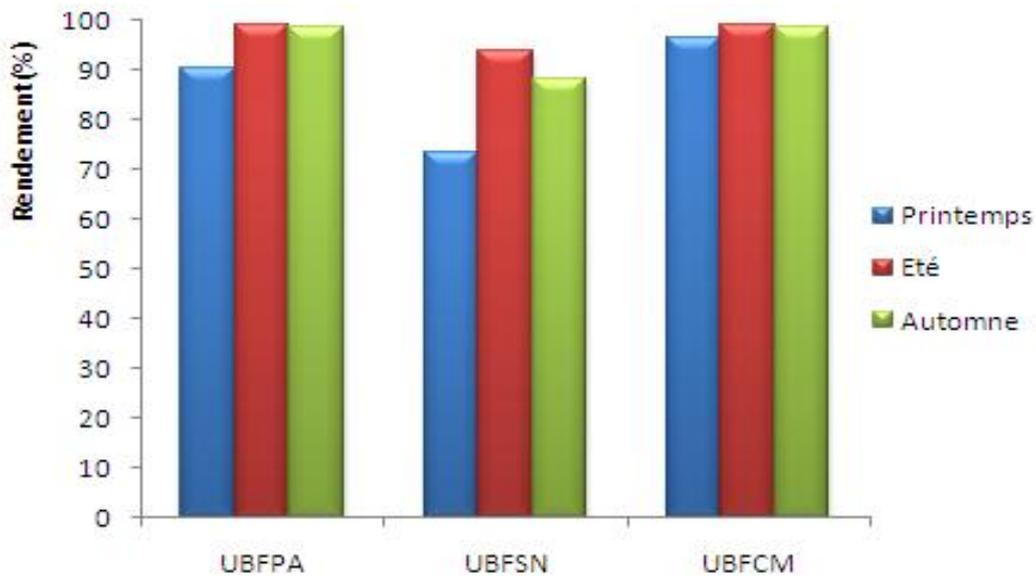


Figure 30: Evolution saisonnière des rendements éliminatoires des coliformes fécaux.

UBFPFA : Unité de bio-filtration planté par *Phragmites australis*, UBFSN Unité de bio-filtration planté par *Salvinia natans*, UBFCM : Unité de bio-filtration planté par culture mixte

Comme pour les coliformes fécaux, les concentrations des streptocoques fécaux dans l'influent est très variable entre les systèmes et les périodes d'échantillonnage. Elles varient généralement entre 19×10^3 UFC/100 mL jusqu'à 38×10^3 UFC/100 mL (Tableau 15).

Les valeurs les plus faibles des streptocoques fécaux ont été observés dans les systèmes UBFCM et UFBPA (2.5×10^3 UCF/100 mL et 4.4×10^3 UCF/100 mL respectivement) alors que la valeur la plus élevée (10.7×10^3 UCF/100 mL) est enregistré dans le système planté de *S natans*, de même, les taux de réduction des abondances bactériennes varient de 63.1% dans UBFSN à 91.4% dans UBFCM (Tableau 14).

Les unités de bio-filtration plantés de culture mixte fournies le traitement le plus cohérent à chaque saison surtout en été (jusqu'à 95.2%), tandis que les unités de bio-filtration plantés de *S natans* sont les moins performants durant toute la période de l'expérience (entre 23% et 69%) sauf pour l'été (78%) (Figure 31).

Signalant seulement que le rapport CF/SF de l'effluent étudié est toujours supérieur à 1, ce qui signifie que la pollution fécale est d'origine humaine.

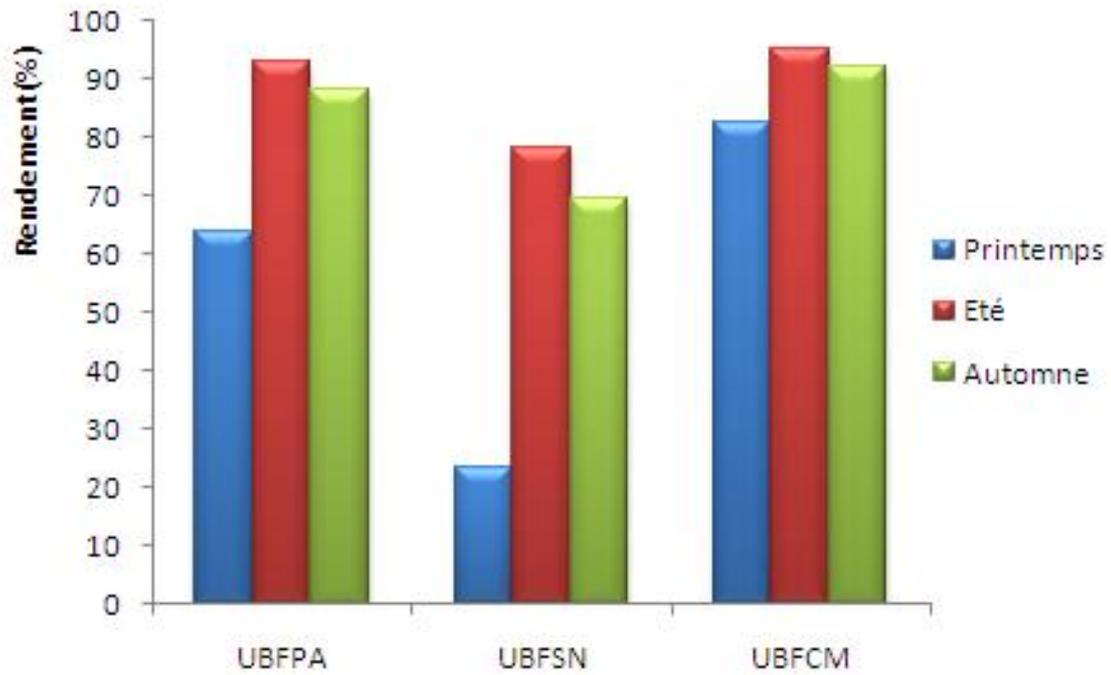


Figure 31: Evolution saisonnière des rendements éliminatoires des streptocoques fécaux

UBFA : Unité de bio-filtration planté par *Phragmites australis*, UBFSN Unité de bio-filtration planté par *Salvinia natans*, UBFCM : Unité de bio-filtration planté par culture mixte

II.2 Discussion

Les marais artificiels utilisant les macrophytes sont largement utilisés pour le traitement des eaux usées. Afin de déterminer si les marais artificiels plantés par les macrophytes émergentes (ME) et/ou des macrophytes flottantes (MF) sont efficaces pour le traitement des eaux usées domestiques, nous avons réalisé la présente étude en utilisant deux espèces de plantes aquatiques, à savoir *P. australis* comme ME et *S. natans* comme MF, en culture séparée ou mixte. Dans l'ensemble, nos résultats indiquent que les trois systèmes de bio-filtration (ME, MF ou MF + ME) sont très efficaces dans le traitement des eaux usées domestiques.

A la sortie de chaque bac des unités de bio-filtration, la température moyenne de l'effluent a diminué progressivement en particulier pour UBFCM, ce qui peut être expliqué par le fait que la surface de l'eau a été entièrement couverte par les plantes flottantes et émergentes (Zutshi & Vass, 1971; Duke, 1979). Les valeurs moyennes de pH sont significativement élevées. Des résultats similaires ont été observés dans des études antérieures (Lin *et al.*, 2002; Coleman *et al.*, 2001). La diminution de la température et l'augmentation du pH enregistré à la sortie de chaque unités peut être expliqué aussi par la prolifération des algues observée à la surface de chaque bac, puisque la couverture foliaire peut préserver la surface du bac contre le dessèchement de l'été et offre de l'ombre pour les bactéries ce qui stimule les algues d'absorber plus rapidement le CO₂ issus de la respiration bactérienne (Lin *et al.*, 2002).

En ce qui concerne la pollution de l'azote, nos résultats indiquent des rendements d'élimination moyennement élevées pour les trois systèmes de bio-filtration particulièrement pour l'ammonium (NH₄-N) et NTK. Conformément à cela, dans les écosystèmes aquatiques, la diminution de la teneur en NH₄-N est généralement expliquée par la transformation de NH₄-N en NO₃-N (ce qu'on appelle la nitrification) qui est favorisée par des conditions d'aérobies, ainsi qu'une dénitrification ultérieure (Kadlec & Knight, 1996). Une autre voie possible est la volatilisation sous forme de NH₃, ce qui pourrait être induite par l'augmentation de pH (Reddy et Sutton, 1984). Dans des conditions de croissance naturelle, NH₄-N est probablement la principale source d'azote préférée pour la plupart des macrophytes aquatiques comme l'ont révélé par les résultats de nombreuses études sur des espèces submergées, émergentes, et flottantes (Jampeetong & Brix, 2009b; Fang *et al.*, 2007) et corrobore la forte corrélation linéaire trouvé entre NH₄-N et NTK ($r = 0,95$ ***).

De nombreuses études ont montré que les valeurs de pH alcalin, qui sont propices à la croissance et le développement de *S. natans* et *P. australis*, entraînent une absorption excessive de $\text{NH}_4\text{-N}$ (Zutshi & Vass, 1971; Duke, 1979) ce qui est en parfaite accord avec la corrélation linéaire négative trouvée entre $\text{NH}_4\text{-N}$ et le pH ($r = -0,52^{**}$). Les données relatives aux niveaux de $\text{NH}_4\text{-N}$ ont montré que la meilleure élimination a été obtenue en culture mixte (UBFCM). Des résultats similaires ont été rapportés par des travaux précédents (Sooknah & Wilkie, 2004; Gikas & Tsihrintzis, 2012) suggérant que la capacité d'élimination de l'azote ammoniacal est plus élevée en fonction des espèces sélectionnées.

Comme le pH, les basses températures affectent aussi l'élimination de $\text{NH}_4\text{-N}$ probablement parce que en dessous de 15 °C les bactéries qui sont responsables de l'enlèvement de l'azote ne se développent pas efficacement (Gikas *et al.*, 2007; Kuschik *et al.*, 2003). Dans cette étude, les valeurs de la température enregistrées varient de 15,7 à 23,9 °C, ce qui explique toutefois la relation linéaire positive observée entre la température et l'azote ammoniacal ($r = 0,36^*$). En outre, $\text{NH}_4\text{-N}$ peut être facilement absorbé par les particules d'argile ou la matière organique du sol (Horne et Goldman, 1994).

Les fortes concentrations de $\text{NO}_3\text{-N}$ obtenues à la sortie de l'UBFPA comparativement à celles des eaux usées (5,5 fois), témoignent généralement de la grande activité nitrifiante. Par conséquent, les macrophytes aquatiques tels que *P. australis* ont des espaces internes de l'air bien développés (aérenchymes) tout au long des tissus de la plante qui assurent le transfert de l'oxygène vers les racines et les rhizomes (Brix, 1994; Abissy & Mandi, 1999).

L'oxygène qui diffuse à travers les racines stimule la croissance des bactéries nitrifiantes dans la rhizosphère (Armstrong & Armstrong, 1988; Brix *et al.*, 2002; Tanner *et al.*, 2002; Zhang *et al.*, 2009). Cette hypothèse expliquera bien les rendements négatifs obtenus en particulier pour le UBFPFA (Figure 26) et soutiendra aussi les corrélations linéaires négatives trouvées entre $\text{NO}_3\text{-N}$ vs $\text{NH}_4\text{-N}$ et $\text{NO}_3\text{-N}$ vs NTK. En revanche, les rendements épuratoires positifs de UBFSN et UBFCM sont probablement dus à l'assimilation directe des nitrates par les macrophytes (Imaoka & Teranishi, 1988; Matheson *et al.*, 2002) et/ou le processus de dénitrification. Faulkner & Richardson, 1989 ont déterminé que la dénitrification est parmi les phénomènes les plus importants qui entraînent l'élimination de l'azote du système aqueux et aussi, la voie d'élimination de l'azote la plus importante dans la plupart des zones humides, alors que, Reddy *et al.*, 1989 ont enregistré des taux élevés de dénitrification dans la rhizosphère des macrophytes émergentes de zones humides deltaïques. Par conséquent,

Matheson *et al.*, 2002 en effectuant des mesures de la répartition des nitrates dans des microcosmes des zones humides ont estimé que la dénitrification représente 61% de la charge de nitrate, 25% ont été retenues dans le sol et seulement 14% ont été assimilées par la végétation.

Les concentrations de nitrite à l'entrée et à la sortie sont d'une importance secondaire pour l'évaluation de l'élimination globale annuelle d'azote de la zone humide (Kuschik *et al.*, 2003). En général, les faibles concentrations des nitrites à la sortie de chaque système (<1 mg / L) peuvent avoir été provoquées par la nitrification du $\text{NH}_4\text{-N}$ à $\text{NO}_3\text{-N}$ et $\text{NO}_2\text{-N}$ au niveau des racines des plantes, par la dénitrification rapide dans l'atmosphère des parties anaérobiques de substrat (sol), ou sont immobilisés par assimilation par les plantes, l'adsorption et la précipitation (Kuschik *et al.*, 2003; Jetten *et al.*, 1997; Shalla *et al.*, 2000).

Nos résultats appuient la suggestion que l'efficacité d'élimination des nitrites changent en fonction de la température et les changements saisonniers, les hauts rendements d'éliminations de nitrite en été était remarquable par rapport à ceux de l'automne et du printemps, ce changement est généralement lié à la diminution de la température durant cette saison.

Concernant l'azote de kjeldahl (NTK), nous avons noté des rendements épuratoires élevés dans tous les traitements, ceci serait dues probablement aux macrophytes qui jouent un rôle majeur dans l'élimination de NTK par la nitrification, l'implication directe dans le métabolisme ou le stockage dans la biomasse (Wang *et al.*, 2009; Maltais-Landry *et al.*, 2007; García *et al.*, 2003). Les rendements d'enlèvements de NTK augmentent aussi avec l'augmentation de la valeur du pH (Olguín *et al.*, 2003; Mishra *et al.*, 2013). Par exemple dans la présente étude et au niveau du UBFCM, à un pH de 7,2 le rendement d'élimination de NTK enregistré est de 88 % tandis qu'il atteint 93,5% à un pH de 8,3. Les résultats de la présente étude confirment ceux d'études précédentes (Sellami *et al.*, 2009; Su et Ouyang, 1996) qui suggèrent que l'efficacité d'élimination de l'azote de kjeldahl et $\text{NH}_4\text{-N}$ atteint des niveaux maximums lorsque les rendements des nitrates ($\text{NO}_3\text{-N}$) sont très faibles, et qui reflètent également les relations significatives négatives obtenus. En d'autres termes, la détection de $\text{NO}_3\text{-N}$ en excès dans l'eau à la sortie de chaque système indique que la nitrification est produite dans ces traitements, et que l'ammonium est oxydé en $\text{NO}_3\text{-N}$ par des bactéries nitrifiantes (Sooknah et Wilkie, 2004).

Les rendements élevés d'élimination de phosphore, surveillés comme orthophosphates, ($\text{PO}_4\text{-P}$) obtenus au niveau de UBFA, pourraient être expliqués par l'utilisation directe de $\text{PO}_4\text{-P}$ par les plantes (Urbanc-Bercic & Gaberščik, 2004) ou attribués à l'adsorption sur les particules de sol et les réactions de précipitation (Reed *et al.*, 1995). En même temps, les populations microbiennes qui résident dans les racines submergées peuvent assimiler les orthophosphates présentes dans les eaux usées (Lantzke *et al.*, 1998). Cependant, dans la seconde unité de bio-filtration (UBFSN), les résultats montrent des taux d'enlèvements très faibles de $\text{PO}_4\text{-P}$ par rapport aux résultats rapportés par Lance *et al.* (1980). Toutefois, il faut également ajouter que cette faible réduction pourrait être expliquée par la libération des orthophosphates et de colmatage du système.

Dans le cas contraire, les rendements épuratoires élevés de la DBO_5 par *P.australis* dans la première unité peut être attribué à plusieurs mécanismes (processus physiques et biologiques), y compris la sédimentation et la filtration associée à des matières décantables et/ou filtrables (Pride *et al.*, 1990), en plus de l'oxydation, principalement par des bactéries aérobies (protozoaires, rotifères, etc.) attachés aux racines des plantes (Reddy *et al.*, 1985). Reddy & DeBusk 1987 ont indiqués également que le transfert de l'oxygène par les plantes aquatiques dans la zone racinaire joue un rôle important dans le soutien de la croissance des bactéries aérobies dans la zone racinaire et la dégradation subséquente du carbone des eaux usées. La demande biochimique en oxygène est également éliminée métaboliquement par les bactéries en suspension dans la colonne d'eau (Pride *et al.*, 1990). En outre, les plantes favorisent le développement de la biomasse microbienne dans les dépôts organiques à la surface grâce à l'ombre qu'elles fournissent et l'humidité qu'elles maintiennent.

D'autre part, comme il a été indiqué par Reddy *et al.* (1985), le traitement des eaux usées avec la jacinthe d'eau (macrophytes flottants) peut conduire à une réduction significative de la DBO_5 (90%). Dans notre étude, *S. natans* donne une haute performance d'élimination de la DBO_5 (96,9%). En outre, la réduction maximale (97,3%) de la DBO_5 est obtenue par la culture mixte, ceci peut être attribué aux systèmes doubles racines, qui, non seulement fournissent une plus grande surface pour les décomposeurs, mais ils facilitent aussi l'absorption des nutriments et d'autres éléments résultent de la dégradation microbienne accélérée de polluants organiques. Cette hypothèse était en bonne concordance avec des corrélations positives significatives obtenues entre DBO_5 vs NTK (0,89 ***), DBO_5 vs $\text{NH}_4\text{-N}$ (0,88 ***) et DBO_5 vs $\text{PO}_4\text{-P}$ (0,56 ***).

Comme la DBO₅, l'élimination de la demande chimique en oxygène (DCO) est presque entièrement due à des processus physiques telles que la filtration et l'adsorption plutôt que des processus biologiques associés à la communauté microbienne ou avec les plantes (Ciria *et al.*, 2005). Ces résultats sont en accord avec certaines études rapportées dans la littérature, qui ont trouvé une meilleure élimination de la DCO soit en utilisant des macrophytes émergentes ou flottantes (Kumari et Tripathi, 2014; Mishra *et al.*, 2013).

En ce qui concerne l'élimination des micro-organismes (Bactéries), les trois systèmes présentent des rendements d'éliminations microbiennes importantes pour les coliformes fécaux que les streptocoques fécaux (jusqu'à 98,6% et 91,4% respectivement). Ces résultats concordent bien avec les travaux de Soto *et al.* (1998) et ceux de Vymazal *et al.* (2000).

Bien que les abattements de la charge bactérienne varient principalement en fonction des espèces végétales (Bastian et Hammer, 1993, Mandi *et al.*, 1993; Coombes et Collett, 1995), plusieurs exemples dans la littérature montrent que les plantes enracinées spécialement *Phragmites australis* et *Scirpus lacustris* sont les plus efficaces que d'autres macrophytes dans l'élimination des bactéries fécales et pathogènes des eaux usées (Gersberg *et al.*, 1990; Gearheart, 1992).

Parmi les trois systèmes installés, le système à culture mixte semble offrir la plus conséquente élimination des CF et SF durant toute la période de l'expérience tandis que le système planté de *S. natans* montre la plus faible et instable élimination surtout pendant le printemps ceci est suggéré par le fait que diverses espèces peuvent fournir une zone d'enracinement spatial et temporel plus efficace dépassant ainsi la capacité de traitement des systèmes de monoculture (Karpiscak *et al.*, 1996; Coleman *et al.*, 2001) s'ajoute aussi que *S. natans* empêchent les mouvements horizontaux de l'eau, ce qui aboutit à l'accélération de la vitesse de sédimentation des particules en suspension dans l'eau et, par conséquent, les bactéries qui y sont éventuellement fixées sur ces particules qui représentent un support de choix pour la plupart d'elles (Dinges, 1981).

Les taux d'élimination élevés enregistrés dans notre expérience peuvent être expliqués par la forte concentration en oxygène dans les systèmes, ainsi que la température élevée (surtout en été) qui rend le milieu aérobie. Différents travaux de recherche ont démontré que les conditions anaérobies prolongent la survie des coliformes dans les zones humides artificielles et en contraste, des conditions aérobies, améliorent le taux d'abattement (Decamp et Warren, 2000).

D'une manière générale, les mécanismes d'élimination des agents pathogènes dans les zones humides ne sont pas bien connus. Les facteurs physiques tels que, la filtration mécanique, la sédimentation, l'adsorption et l'approvisionnement de l'oxygène par les plantes et les facteurs biologiques tels que la mort naturelle, la prédation (par les microbes prédateurs) ou les exsudats libérés par les racines des macrophytes qui pourraient avoir un effet bactériostatique ou bactéricide. Tous ces facteurs peuvent être considérés comme des mécanismes pertinents pour l'élimination bactérienne dans les zones humides (Gersberg *et al.*, 1990; Kadlec, 1996; William *et al.*, 1995).

Conclusion générale

Il ressort de notre étude que le choix des procédés extensifs à base de macrophytes pour l'épuration des eaux usées apparaît avantageux vu certaines caractéristiques spécifiques de ces procédés comme la simplicité de leur dimensionnement, leur faible coût, et l'ensoleillement important en Algérie, etc.

Chez les macrophytes, l'effet épuratoire est dû principalement à la faculté de ces plantes d'extraire les éléments nutritifs de la colonne d'eau et au support que leurs racines et feuilles offrent aux microorganismes susceptibles de dégrader la matière organique et nitrifier l'azote ammoniacal. Les espèces utilisées dans ce procédé sont largement représentées dans la flore algérienne (*Phragmites australis*, *Salvinia natans*.) et on les rencontre principalement en zones humides.

L'objectif de cette étude est de mettre en évidence les potentialités épuratrices d'une plante émergente (*Phragmites australis*) et l'autre flottante (*Salvinia natans*) ainsi que la culture mixte pour traiter les eaux usées domestiques sous un climat semi-aride. Les résultats obtenus montrent que les trois unités fournissent une élimination substantielle des polluants organiques et inorganiques (DBO_5 , DCO, NH_4^+ et NTK), alors que l'efficacité d'élimination des orthophosphates (PO_4^{3-}) est modérée durant toute la période de l'expérience (jusqu'à 60 %).

Par ailleurs, le système présente d'excellentes performances en ce qui concerne l'abattement de la charge bactérienne (jusqu'à 99 % et 95.2 % pour les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux respectivement).

Malgré la variation des concentrations, liée à la nature même des eaux usées, et des incertitudes, liées au mode de prélèvement, les abattements de pollution ont toujours été significatifs avec des rendements très importants suivant les paramètres.

Les écosystèmes dominés par la culture mixtes (UBFCM) apparaissent comme les plus performants par rapport à leurs cultures individuelles.

Sur la base des résultats obtenus, les conclusions suivantes peuvent être tirées:

- La qualité des effluents des trois unités en particulier UBFCM est inférieure aux normes Algériennes de rejet des eaux usées.

Conclusion générale et perspectives

- Les meilleurs résultats donnés par *Salvinia natans* (plante rare) nous encourage, d'un côté de l'exploiter dans le traitement des eaux usées et, d'un autre côté, à la préservation de ce genre de plantes très rares.
- Cette étude suggère que ce type de zones humides artificielles pourrait être approprié sous climat semi-aride.
- Les eaux traitées peuvent être réutilisées dans l'irrigation restreinte et peuvent être respectueuses de l'environnement. Cependant, ces systèmes sont nettement moins cher et plus simples à utiliser et à entretenir.
- La multiplication des bassins est recommandée pour permettre une meilleure épuration.
- La biomasse végétale produite doit être gérée de manière minutieuse, par des éliminations régulières ou par faucardage périodique (une fois tous les trois mois) et peut être valorisée pour la production de biogaz et/ou par préparation de compost ou même pour la confection d'articles d'artisanat (*Phragmites australis*).

Perspectives

- Les résultats obtenus dans notre étude méritent d'être confirmés dans des bassins expérimentaux beaucoup plus importants sur une période plus importante et de déterminer la proportion de l'élimination des nutriments contenus dans la biomasse végétale principalement pour la plante rare *Salvinia natans* car l'évolution des milieux entraîne un changement des performances du procédé. En outre et durant la saison froide (hiver), les activités bactériennes sont faibles et peuvent influencer eux aussi sur les rendements.
- Les perspectives d'alimentation à partir des macrophytes ayant poussé dans les eaux usées sont nombreuses car tous les types de plantes sont susceptibles d'être consommés par une catégorie d'animaux d'élevage. Reste à faire des études pour savoir si ces alimentations sont saines et rentables. Sans doute pourront-elles résoudre en partie les problèmes qui se posent.
- Il serait intéressant d'évaluer les performances de ce procédé pour le traitement des eaux usées industrielles en exploitant les fortes capacités de bioaccumulation des métaux lourds (plomb, cadmium, nickel,...) par les macrophytes.
- Il serait également intéressant d'optimiser les performances et l'efficacité de ce système dans l'élimination des micropolluants (d'origine pharmaceutiques et les perturbateurs endocriniens) qui présentent un caractère de pseudo-persistance du fait de leur rejet continu dans l'environnement et parfois de leurs propriétés intrinsèques.

Références Bibliographiques

1. **Aba Aaki, R., (2012).** Elimination des métaux lourds (Cd, Pb, Cr, Zn et As) des eaux usées industrielles et naturelles par le procédé d'infiltration-percolation. Thèse de Doctorat, Université Ibnou Zohr, Agadir, Maroc. 149p.
2. **Abissy, M., Mandi, L., (1999).** Comparative study of wastewater purification efficiencies of two emergent helophytes: *Typha latifolia* and *Juncus subulatus* under arid climate. *Water Science and Technology*, 39 (10–11), 123–126.
3. **AFNOR., (2008).** Qualité de l'eau—Recueil, normes et réglementation. In: Edition DRSIPHC628.161/QUA, editor. Volume 69.
4. **Aizaki, M., Otsuki, A., Kawai, T., (1986).** Relationship between nutrient loading and phytoplankton standing crop in outdoor experimental ponds with continuous flow systems. *Wat. Res.* 20(7): 859-863.
5. **Alvarez M.G., Tron F and Mauchamp, A. (2005).** Sexual versus asexual colonization by *Phragmites australis*: 25-year reed dynamics in a Mediterranean marsh, Southern France. *Wetlands*, 25, 639-647.
6. **Andersson, B., Aspegren, H., Parker, D.S., Lutz, M.P., (1994).** Highrate nitrifying trickling filters. *Water Science and Technology* 29 (10–11), 47–52.
7. **Andrews, F. M., Ellis, M. M., (1913).** Some observations concerning the reactions of leaf hairs of *Salvinia natans*, *Torrey Botany Club Bulletin* 40:441-445.
8. **Anonyme 1, (2015).** Traitement par le procédé des disques biologiques. http://www.eau.public.lu/pictures/photos/photos/disques_biologiques.gif. Consulté: Mai 2015.
9. **Anonyme 2, (2006).** Le lagunage naturel. Les leçons tirés de 15 ans de pratique en France. Coed. Cemagref édition. Agence de l'eau. Loire –Bretagne. 20pp 42-62.
10. **Armstrong, J., Armstrong, W., (1988).** *Phragmites australis* – a preliminary of study of soil oxidising sites and internal gaz transport pathways. *New Phytologist*, 108, 373–382.
11. **Asano, T (Ed.). (1998).** Wastewater Reclamation and Reuse, *Water Quality Management Library Volume 10*, Technomic Publishing Co., Inc., Lancaster, PA.
12. **Asano, T., Burton, F.L., Leverenz, H.L., Tsuchihashi, R., Tchobanoglous, G., (2007).** *Water Reuse: Issues, Technologies and Applications*. Metcalf and Eddy, Inc.
13. **Bart D and Hartman J.M., (2003).** The role of large rhizome dispersal and low salinity windows in the establishment of common reed, *Phragmites australis*, in salt marshes:

new links to human activities. *Estuaries*, 26, 436-443.

14. **Bastian, R.K. and Hammer, D.A., (1993).** The use of constructed wetlands for wastewater treatment and recycling. In: *Constructed wetlands for Water Quality Improvement*. Moshiri, G.A. (ed.) Lewis Publications.
15. **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.
16. **Benslimane, M., Mostephaoui, Thamimed, A., Cherif, Z.T., (2013).** Performances épuratoires et intérêt du procédé de phytotraitement des eaux usées par des végétaux macrophytes. *Courrier du Savoir*, N°17 : 47-51.
17. **Berhet, B., (1979).** Facteurs influant sur l'oxygénation des bassins de lagunage de station d'épuration, avantages et inconvénients d'aérateurs. *TSM l'eau*, Août-Septembre, 8-9: 463-469.
18. **Bhupinder Dhir, P. Sharmila, and P. Pardha Saradhi, (2009).** Potential of Aquatic Macrophytes for Removing Contaminants from the Environment. *Environmental Science and Technology*, 39: p.754-781.
19. **Bonnin, J., (1986).** Hydraulique urbaine appliquée aux agglomérations de petite et moyenne importance. Ed. EYROLLES, 216p
20. **Boutin, C., (1987).** Domestic Waste-Water Treatment in Tanks Planted with Rooted Macrophytes - Case-Study - Description of the System - Design Criteria - and Efficiency. *Water Science and Technology*, 19(10), 29-40.
21. **Boutin, C., Dutartre, A., (2014).** Note. Des macrophytes pour épurer les eaux ?. *Sciences Eaux et Territoires*, 2014, pp.70-73.
22. **Boutin, C., Esser, D., Molle, P., Liénard, A., (2000).** Les filtres et lits plantés de roseaux en traitement d'eaux usées domestiques. Journée technique du GRAIE, Chambéry, France.
23. **Boutin, C., Liénard, A., Molle, P., (2007).** Les filtres plantés de roseaux, le lagunage naturel, leur association. Comment ? Pourquoi ? CEMAGREF. Sinfotech, les Fiches savoir-faire.
24. **Boutin, C., Prost-Boucle, S., (2012).** Les zones de rejets végétalisées, *Sciences, Eaux & Territoires*, n°9, p. 36-43,
25. **Brix, H., (1994).** Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 29, 71-78.
26. **Brix, H., (1993).** Wastewater treatment in constructed wetlands: systems design, removal processes, and treatment performance, in: *Constructed wetlands for water*

- quality improvement, Ed. GÉRALD, A., MOSHIRI, Ph D., p. 9-22.
27. **Brix, H., (1994).** Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 29, 71–78.
 28. **Brix, H., Dyhr-Jensen, K., Lorenzen, B., (2002).** Root-zone acidity and nitrogen source affects *Typha latifolia* L. growth and uptake kinetics of ammonium and nitrate. *Journal of Experimental Botany*, 53, 2441–2450.
 29. **Bucksteeg, K., (1983).** Expérience des étangs de stabilisation non aérés en Bavière : Domaine d'utilisation, dimensionnement, Traitement des eaux diluées et construction. *Trib.Cebed.*, 481(36) : 533-540.
 30. **Chaib, J., (2002).** L'épuration des eaux usées par les plantes. Connaître pour agir, publication de l'Agence régionale de l'environnement de Haute-Normandie, 44 p
 31. **Chescheir, G.M., Gilliam, J.W., Skaggs, R.W., Broadhead, R.G., 1991.** Nutrient and sediment removal in forested wetlands receiving pumped agricultural drainage water. *Wetlands* 11, 87–104.
 32. **Ciria, M.P., Solano, M.L., Soriano, P., (2005).** Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. *Biosystems Engineer-ing*, 92(4), 535-544.
 33. **Coleman, J., Hench, K., Garbutt, K., Sexstone, A., Bissonnette, G., Skousen, J., (2001).** Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water, Air and Soil Pollution*, 128, 283–295.
 34. **Coombes, C., Collett, P.J., (1995).** Use of constructed wetland to protect bathing water quality. *Water Sci. Technol.* 32 (3), 149–158.
 35. **CSHPF (1995).** Health recommendation for the disinfection of urban wastewater, water section, report. 22p
 36. **Dajoz R., (1985).** Précis d'écologie. Edition Dunod. 331p.
 37. **Decamp, O and Warren, A., (2000).** Investigation of *E. coli* removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 14, 293–299.
 38. **DEGREMONT., (1978).** Mémento technique de l'eau : 8^{ème} édition. Edition Technique et Documentation Lavoisier, 1200p.
 39. **DEGREMONT., (1989).** Mémento technique de l'eau, 9eme Edition, Tome 1, Editions Lavoisier, Paris.
 40. **Delaune, R.D., Boar, R.R., Lindau, C.W., Kleiss, B.A., (1996).** Denitrification in Bottomland Hardwood Wetland Soils of the Cache River. *Wetlands*, 16(3), 309–320.

41. **Deshayes, M., (2008).** Guide pour l'établissement des Plans d'Assurance de la Qualité dans le cadre de la réalisation des stations d'épuration de type boues activées en lots séparés. Mémoire de Projet de Fin d'Etudes, Université de Starsbourg, France.79p
42. **Dinges R.,(1981).** The employment of floating macrophytes for water dépuration and biomass production. Conférence University of Parma, Italy, May, 15-16.
43. **Duke, J.A., (1979).** Ecosystematic data on economic plants. Quarterly journal of crude drug research, 17(3-4), 91-110.
44. **Dyer, S.D., Peng, C., Mc Avoy, D.C., Fendinger, N.J., Masscheleyn, P., Castillo, L.V., Lim, J.M.U., (2003).** The influence of untreated wastewater to aquatic communities in the Balatuin River, The Philippines. Chemosphere 52, 43-53.
45. **Eckenfelder, W.W., (1982).** Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Traduit de l'Américain par L. Vandevenne. Technique et Documentation Lavoisier. Paris
46. **El Hachemi, O., (2012).** traitement des eaux usées par lagunage naturel en milieu désertique (oasis de figuig) : performances épuratoires et aspect phytoplanctonique.Thèse de Doctorat, Université Mohammed Premier, Maroc. 122p
47. **ENSAIA, (2010).** Site de l'école nationale supérieure d'agronomie et des industries alimentaires.<http://web04.univ.lorraine.fr/ENSAIA/marie/web/ntic/pages/2010/guyote3.JPG>, consulté : Mars 2012.
48. **Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M. and Ledin, A. (2002).** Characteristics of grey wastewater. Urban Water, 4 (1), 85-104.
49. **Esser, D., (1999).** Les phragmifiltre, journée d'information technique : les filtres plantés de roseaux. Metz, 8 avril, 1999. Agence de l'eau .Rhin-Meuse. 24p.
50. **Faby, J.A., (1997).** L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation, Document technique, FNDAE, Hors série n°11, 80 pp.
51. **Fang, Y.Y., Babourina, O., Rengel, Z., Yang, X.E., Pu, P.M., (2007).** Ammonium and nitrate uptake by the floating plant *Landoltia punctata*.Annals of Botany, 99, 365-370.
52. **Faulkner, S.P., Richardson, C.J., (1989).** Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils.In: Hammer, D.A. (Ed.), Constructed Wetlands for Waste Water Treatment. Municipal, Industrial and Agricultural. Lewis Publishers Inc., Chelsea, MI. 831p.
53. **Fauteux A., (2002).** Des roseaux contre les eaux usées. Revue de la science au Québec. Nouvelle édition. 340p.
54. **Fritz, J.J., Meredith D.D., Middleton A.C., (1980).** Non steady state bulk temperature determination for stabilization ponds, Wat. Res.14 (5): 413-420.

- 55. García, J., Ojeda, E., Sales, E., Chico, F., Piriz, T., Aguirre, P., Mujeriego, R., (2003).** Spatial variations of temperature, redox potential, and contaminants in horizontal flow reed beds. *Ecological Engineering*, 21, 129–142.
- 56. Gaussen H., Leroy J.F., Ozenda P., (1982).** Précis de botanique, végétaux supérieurs. 2ème édition. Edition Masson. 170p
- 57. Gearheart, R.A., (1992).** Use of constructed wetlands to treat domestic wastewater, city of Arcata, California. *Water Sci. Technol.* 26, 1625_/1637.
- 58. Gersberg, R.M., Lyon, S.R., Brenner, R., Elkins, B.B., (1990).** Integrated wastewater treatment using artificial wetlands: a gravel marsh case study. In: Hammer DA, editor. *Constructed wetlands for wastewater treatment: Municipal, industrial and agricultural.* USA: Lewis, 5-19.
- 59. Gikas, G.D., Akrotos, C.S., Tsihrintzis, V.A., (2007).** Performance monitoring of a vertical flow constructed wetland treating municipal wastewater. *Global NEST Journal*, 9, 277–285.
- 60. Gikas, G.D., Tsihrintzis, V.A., (2012).** A small-size vertical flow constructed wetland for on-site treatment of household wastewater. *Ecological Engineering*, 44, 337–343.
- 61. Gloyna, E.F., (1972).** Waste stabilization ponds, W.H.O., Geneva, 185p.
- 62. Gomella, C et Gueree, H., (1978).** Les eaux usées dans les agglomérations (traitement). Edition Eyrolles
- 63. Graneli, W., (1983).** Reed *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex steudel as an energy source in Sweden. *Biomass* 4, 183–208.
- 64. Gray, S.R., Becker N.S.C., (2002).** Contaminant flows in urban residential water systems. *Urban water*, 4:331-346.
- 65. Grommaire-Mertz, M.C., (1998).** La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire, Caractéristiques et origines. Thèse. Ecole nationale de ponts et chaussées.
- 66. Grosclaude, G., (1999).** L'eau : usage et polluants. Edition INRA, 210p
- 67. Hamdani, A., (2002).** Caractérisation et essais de traitement des effluents d'une industrie laitière : aspects microbiologiques et physico-chimiques. Thèse de l'Université Chouaib Doukkali, El jadida, Maroc.
- 68. Hannachi, A., Gharzouli, R., Tabet, Y. D., (2014).** Gestion et Valorisation des Eaux usees En ALGERIE. *LARHYSS Journal* ISSN 1112-3680, (19).
- 69. Haslam, S.M., (1969).** The development of shoots in *Phragmites communis* Trin.. *Ann. Bot.* 33, 695–709

- 70. Hench, K., Bissonnette, G., Sexstone, A., Garbutt, K., Skousen, J., (2003).** Fate of physical chemical and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Wat. Res.* 37 (4), 921–927.
- 71. Herteman, M., (2010).** Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site pilote de Malamani, Mayotte. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse, France. 322p.
- 72. Ho, Y.B., (1979).** Shoot development and production studies of *Phragmites australis* (cav.) Trin. ex Steudel in Scottish lochs. *Hydrobiologia* 64 (3), 215–222
- 73. Holm, L., Pancho, V.H., Herberger, J.P., Plucknett, D.L., (1979).** A Geographical Atlas of World Weeds. Wiley, New York, p. 7.
- 74. Horne, A.J., Goldman, C.R., (1994).** Limnology. McGraw-Hill, NY. 576 p.
- 75. Hubac, J.-M., Beuffe, H., Blake, G., Corradi, M., Dutartre, A., Vaucouloux, M., Vuillot, M., (1984).** Les lentilles d'eau ou lemnacées. Utilisation en phyto-épuration et valorisation, Groupe européen Macrophytes-Microphytes, Association française pour l'étude des eaux, 115 p.
- 76. Hudon, C., Gagnon, P and Jean, M., (2005).** Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Écoscience*, 12, 347-357.
- 77. Imaoka, T., Teranishi, S., (1988).** Rates of nutrient uptake and growth of the water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Marts.) Solms). *Water Research*, 22, 943-951.
- 78. Jampeetong, A., Brix, H. (2009b).** Nitrogen nutrition of *Salvinia natans*: Effects of inorganic nitrogen form on growth, morphology, nitrate reductase activity and uptake kinetics of ammonium and nitrate. *Aquatic Botany*, 90, 67–73.
- 79. Jampeetong, A., Brix, H., (2009a).** Effects of NH_4^+ concentration on growth, morphology and NH_4^+ uptake kinetics of *Salvinia natans*. *Ecological Engineering*, 35, 695–702.
- 80. Jetten, M.S.M., Logemann, S.,Muyzer, G.,Robertson, L.A.,De Vries, S.,Van Loosdrecht, M.C.M., Kuenen, J.G., (1997).** Novel principles in the microbial conversion of nitrogen compound. *Antonie van Leeuwenhoek*, 71, 75–93.
- 81. Kadlec, R.H., Knight, R.L., (1996).** *Treatment Wetlands*. Lewis. Boca Raton, p. 893
- 82. Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R.,(2000).** *Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performances, Design and Operation*. Scientific and Technical Report No. 8. IWA Publishing, London, England.
- 83. Karpiscak, M.M., Gerba, C.P., Watt, P.M., Foster, K.E., Falabi, J.A., (1996).** Multi-

- species plant systems for wastewater quality improvement and habitat enhancement. *Water Sci. Technol.* 33, 231–236.
- 84. Kaul, V., Trisal, G.L., Kaul, S., (1980).** Mineral removal potential of some macrophytes in two lakes of Kashmir. *J. Indian Bot. Soc.* 59, 108–118.
- 85. Kleche M, (2013).** Utilisation des systèmes biologiques dans l'épuration des eaux usées cas de la région d'Annaba. Thèse de doctorat, univ Annaba. 132p
- 86. Korboulewsky, N., Wang, R., Baldy, V., (2012).** Purification process involved in sludge treatment by a vertical flow wetland system: focus on the role of the substrate and plants on N and P removal. *Bioresour. Technol.* 105, 9–14.
- 87. Kumari, M., Tripathi, B.D., (2014).** Effect of aeration and mixed culture of *Eichhornia crassipes* and *Salvinia natans* on removal of wastewater pollutants. *Ecological Engineering*, 62, 48–53.
- 88. Kurt, Stüber, (2007).** http://biolib.mpipz.mpg.de/thome/band1/tafel_065_small.jpg. Consulté: 12/12/2013.
- 89. Kuschk, P., Wiebner, A., Kappelmeyer, U., Weißbrodt, E., Kästner, M., Stottmeister, U., (2003).** Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow constructed wetland under moderate climate. *Water Research*, 37, 4236–4242.
- 90. Lance, J.C., Rice, R.C., Gilbert, R.G., (1980).** Renovation of wastewater by soil columns flooded with primary effluent. *Water Pollution Control Federation*, 52, 381–388.
- 91. Lantzke, I.R., Heritage, A.D., Pistillo, G., Mitchell, D.S., (1998).** Phosphorus removal rates in bucket size planted wetlands with a vertical hydraulic flow. *Water Research*, 32 (4), 1280–1286.
- 92. Lester ,J., (1987).** Heavy metals in wastewater and sludge treatment process. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, USA, 1-40
- 93. Lin, Y.F., Jing, S.R., Wang, T.W., Lee, D.Y., (2002).** Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *Environmental Pollution*, 119, 420–423.
- 94. Mal, T.K., Narine, L., (2004).** The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Canadian Journal of Plant Science*, 84, 365–396.
- 95. Maltais-Landry, G., Chazarenc, F., Comeau, Y., Troesch, S., Brisson, J., (2007).** Effects of artificial aeration, macrophyte species and loading rate on removal efficiency in constructed wetland mesocosms treating fish farm wastewater. *Journal of*

Environmental Engineering and Science, 6, 409–414.

96. **Mandi, L., Ouazzani, N., Bouhoum, K. and Boussaid, A., (1993).** Wastewater treatment by stabilization ponds with and without macrophytes under arid climate. *Procc. Small Wastewater Treatment Plants, Trondheim.*217-222.
97. **Mara, D. D., Pearson, H.W., (1986).** Design manual for waste, W.H.O., Regional Office for Europe. 104pp.
98. **Mara, D.D., (1975).** Proposed design for oxidation ponds in hot climate, *Journal of the Environmental Engineering Division*, 101(EE2): 196-300.
99. **Marais, G.V.R., Shaw, V.A., (1961).** A rational theory for a sewage stabilization ponds in central and south Africa, *The Civil Engineer in South Africa*, 3(11): 1-20
100. **Matheson, F.E., Nguyen, M.L., Cooper, A.B., Burt, T.P., Bull, D.C., (2002).** Fate of 15N-nitrate in unplanted, planted and harvested riparian wetland soil microcosms. *Ecological Engineering*, 19, 249–264.
101. **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 de Tizi-Ouzou. Algérie. 172p.
102. **Meyerson, L.A., Saltonstall, K., Windham, L., Kiviat, E. and Findlay S., (2000).** A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecol Manag.* 8:89–103.
103. **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 Doctorta, Université de Biskra. 156p
104. **Mishra, G.S., Mitra, A., Banerjee, R., Ghangrekar, M.M., (2013).** Comparative pretreatment method for efficient enzymatic hydrolysis of *Salvinia cucullata* and sewage treatment in ponds containing this biomass .*Clean Technologies and Environmental Policy*, 16, 1787-1794.
105. **Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G., Iwema, A., (2004).** Traitement des eaux usées domestiques par marais artificiels : état de l’art et performances des filtres plantés de roseaux en France, *Ingénieries-EAT*, numéro spécial 2004, p.23-32.
106. **Nameche, T.H., Vasel, J.L., (1998).** Hydrodynamics studies and modelization for aerated lagoons and waste stabilizing ponds. *Water Research* 32, 3039–3045.
107. **Olguín, E.J., Rodríguez, D., Sánchez, G., Hernández, E., Ramírez, M.E., (2003).** Productivity, protein content and nutrient removal from anaerobic effluents of coffee wastewater in *Salvinia minima* ponds, under subtropical conditions. *Acta*

Biotechnologica, 23, 259–270.

108. **Pride, R.E., Nohrstedt, S., Benefield, L.D., (1990).** Utilization of created wetlands to upgrade small municipal wastewater treatment systems. *Water, Air and Soil Pollution*, 50, 371–385.
109. **Quezel, P., Santa, S., (1963).** Nouvelle flore de l'Algérie des régions désertiques méridionales. CNRS. Paris. 117p.
110. **Racault, Y., Bois, J.-S., Carre, J., Duchène, P., Lebaudy, B., Lesavre, J., Lickel, P., Rateau, M., Vachon, A., (1997).** Le lagunage naturel : les leçons tirées de 15 ans de pratique en France, Cemagref Éditions, Antony, 60 p.
111. **Racault, Y., Boutin, C., (2004).** Le lagunage naturel en France : état de l'art et tendances récentes. *Ingénieries n° Spécial 2004*, P 77-86
112. **Reddy, K. R., Debusk, W.F., (1987).** Nutrient storage capabilities of aquatic and wetlands plants. *Aquatic plants for water treatment and resource recovery*. Orlando, Mangnolia Publishing Inc. Orlando, FL, pp. 337–353.
113. **Reddy, K., Patrick, W., Lindau, C., (1989).** Nitrification-denitrification at the plant root–sediment interface in wetlands. *Limnology and Oceanography*, 34, 1004–1013.
114. **Reddy, K.R., Campell, K.L., Graetz, D.A., Portier, K.M., (1982).** Use of biological filters for treating agricultural drainage effluents. *Journal of Environmental Quality*, 11, 591–595.
115. **Reddy, K.R., DeBusk, W.F., (1987).** Nutrient storage capabilities of aquatic and wetland plants. In: Reddy K.R. and W.H. Smith, editors. *Aquatic plants for water treatment and resource recovery*. Orlando, Florida: Magnolia Publishing. p. 337–353.
116. **Reddy, K.R., Hueston, F.M., McKim, T., (1985).** Biomass production and nutrient removal potential of water hyacinth cultured in sewage effluent. *Journal of Solar Energy Engineering*, 107, 128-135.
117. **Reddy, K.R., Sutton, D.L., (1984).** Water hyacinths for water quality improvement and biomass production. *Journal of Environmental Quality*, 13, 1–8.
118. **Redfield, A.C., (1958).** The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 46, 205–222.
119. **Reed, S.C., Crites, R.W., Middlebrooks, E.J., (1995).** *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. Second ed. McGraw-Hill Inc., New York. 433 p.
120. **Rejsek, F., (2002).** *Analyse des eaux : Aspects réglementaires et techniques*. Centre régional de documentation pédagogique d'Aquitaine (CRDP). Bordeaux. 358 p.
121. **Ringuelet, R., (1973).** *L'épuration des eaux usées sur les zones littorales*

méditerranéennes, le lagunage, TSM l'eau, 5: 197-210.

122. **Rodier J, Bazin C, Broutin JP, Chambon P, Champsaur H, Rodi L. (2005).** The analysis of water: natural water, wastewater, seawater 8ème édition. DUNOD. Paris, p. 1383.
123. **Ruochuan, G., Heinz, G.S., (1995).** Stratification dynamics in wastewater stabilization ponds, *Wat. Res.*, 29 (8): 1909-1923.
124. **Santos, M.C.R., Oliviera., (1987).** Nitrogen transformation and removal in Waste Stabilization Ponds in Portugal; Seasonal variations, *Wat. Sci. Tech.*, 19(12): 123-130.
125. **Sauze, F., (1973).** Etude du pouvoir épurateur dans les étangs de stabilisation des eaux usées, C.E.B.D.E.A.U.,: 161-177.
126. **Schleypen, P., (1983).** Expérience bavaroise avec les étangs de stabilisation non aérés, résultats d'exploitation, performances en période de temps sec, de temps de pluie et pendant l'hiver, *Trib. Cebedeau*, 26 (481): 541-547.
127. **Schwartz, M.F., Boyd, C., (1995).** Constructed wetlands for treatment of channel catfish pond effluents. *The progressive fish-culturist*, 57: 255-266.
128. **Sellami H., Benabdallah, S., Charef, A., (2009).** Performance of a vertical flow constructed wetland treating domestic wastewater for a small community in rural tunisia. *Desalination and Water Treatment*, 12, 262–269.
129. **Shalla, G., John, 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.
130. **Sonune, A., Ghate, R., (2004).** Developments in wastewater treatment methods. *Desalination* 167, 55e63.
131. **Sooknah, R.D., Wilkie, A.C.,(2004).** Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. *Ecological Engineering*, 22, 27–42.
132. **Soto, F., Garcia, M., De Luis, E., Becares, E., (1998).** Role of *Scirpus lacustris* in bacterial and nutrient removal from wastewaters. *Water Sci. Technol.* 40 (3), 241–247.
133. **Soumiya, I., Fujii, S., (1984).** Material balances of organics and nutrients in an oxidation pond, *Wat. Res.*, 18 (3): 325-333.
134. **Stafford, D.A., Bc Imerney, M. J. and Bryant, M.P. (1979).** Metabolic stages and Energetics of microbial anaerobic digestion. Proceedings of the first International symposium in anaerobic digestion held at Universiy College, Cardiff, Wales, September 1979.

135. **Su J.L., Ouyang, C.F., (1996).** Nutrient removal using a combined process with activated sludge and fixed biofilm. *Water Science and Technology*, 34, 477–486.
136. **Suzuki, T., Wathugala, A.G., Kurihara, Y., (1985).** Preliminary studies on making use of *Phragmites australis* for the removal of Nitrogen, Phosphorous and COD from the waste water. Research related to the UNESCO's Man and Biosphere Program in Japan, Co-ordinating committee on MAB program, pp. 95–99.
137. **Tamrabet, L., (2011).** contribution à l'étude de la valorisation des eaux usées en maraîchage, Thèse de Doctorat, Université Haj Lakhdar Batna., Algérie. 147p
138. **Tanner, C.C., Kadlec, R.H., Gibbs, M.M., Sukias, J.P.S., Nguyen, L.M., (2002).** Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands-influence of wastewater characteristics. *Ecological Engineering*, 18, 499–520.
139. **Tardat-Henry, M., Beaudry, J., (1984).** Chimie des eaux, Ed. Le Griffon d'argile, INC, Québec.
140. **Tchobanoglous, G., (1993).** Constructed wetlands and aquatic plant systems: research, design, operation and monitoring issues. In: Moshiri GA (ed) *Constructed wetlands for Water Quality Improvement*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 23–34.
141. **Tilley. E., Luethi. C., Morel. A., Zurbrugg. C., Schertenleib. R., (2008).** Compendium of sanitation systems and technologies. Duebendorf and Geneva: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (EAWAG).
142. **Tripathi B.D and Shukla, S. C. (1991).** Biological Treatment of Wastewater by selected aquatic plants. *Environmental Pollution*, 69, 67-68.
143. **Tucker, G. C., (1990).** The genera of Arundinoideae (Gramineae) in the southeastern United States. *Journal of the Arnold Arboretum* 71:145-177.
144. **Urbanc-Berčič, O., Gaberščik, 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*, 89, 500–507.
145. **Valiron F., (1983).** La réutilisation des eaux usées. Edition Technique et Documentation Lavoisier, 207p.
146. **Vymazal, J., (2005).** Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25(5), 478–90.
147. **Vymazal, J., (2007).** Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.* 380, 48–65.
148. **Vymazal, J., (2013).** Plants in constructed, restored and created wetlands, *Ecological Engineering*, n°61, p.501-504

- 149. Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Haberl, R., Grüneberg, B., Kern, J., (2000).** Phosphorus retention capacity of iron-ore and blast furnace slag in subsurface flow constructed wetlands. 7th International Conference of Wetlands Systems for Water Pollution Control, Grosvenor Resort, Lake Buena Vista, Florida, Nov 11–16; University of Florida, vol. 1, p. 113–20.
- 150. Vymazal, J., (2008).** Constructed wetlands, Subsurface flow. *Ecological Engineering*, 32p. 748-767
- 151. Walker, J., Leclerc, H., (1973).** Traitement expérimental d'épuration d'une eau de surface par lagunage : Aspects chimiques et biologiques, *Wat. Res.*, 7: 707-728.
- 152. Wang, R-Y., Korboulewsky, N., Prudent, P., Baldy, V., Bonin, G., (2009).** Can vertical flow wetland systems treat high concentrated sludge from a food industry? A mesocosm experiment testing three plant species. *Ecological Engineering*, 35, 230–237.
- 153. Waterhouse, B. M., Mitchell, A. A., (1998).** Northern Australia Quarantine Strategy: Weeds target list (second edition). Australian Quarantine and Inspection Service, Misc. Pub., 6(98): 93-94.
- 154. Westlake, D.F., (1963).** Comparisons of plant productivity. *Biol. Rev.* 38, 385–425.
- 155. William, H., Alan, S., Helen, R., (1995).** Official Methods of Analysis of the Association of Analytical Chemists. 15th Edition page 428 -480
- 156. Wolverton, B. C., and McDonald, R. C., (1979).** Upgrading facultative wastewater lagoons with vascular aquatic plants. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 51, 305-313
- 157. Wolverton, B.C., McDonald, R.C., (1978).** The water Hyacinth: from prolific pest to potential provider, *Ambio*, vol. 8, n°1, p.2-9.
- 158. Zhang, H.M., Wang, X.L., Xiao, J.N., Yang, F.L., Zhang, J., (2009).** Enhanced biological nutrient removal using MUCT-MBR system. *Bioresource Technology*, 100, 1048-1054.
- 159. Zimmels, Y., Kirzhner, F., Malkovskaja, A., (2007).** Advanced extraction and lower bounds for removal of pollutants from sewage by water plants. *Water Environ. Res.* 79, 287–296.
- 160. Zutshi, D.P., Vass, K.K., (1971).** Ecology and production of *Salvinia natans* Hoffm in Kashmir. *Hydrobiologia*, 38, 303–320.

Annexe (01)

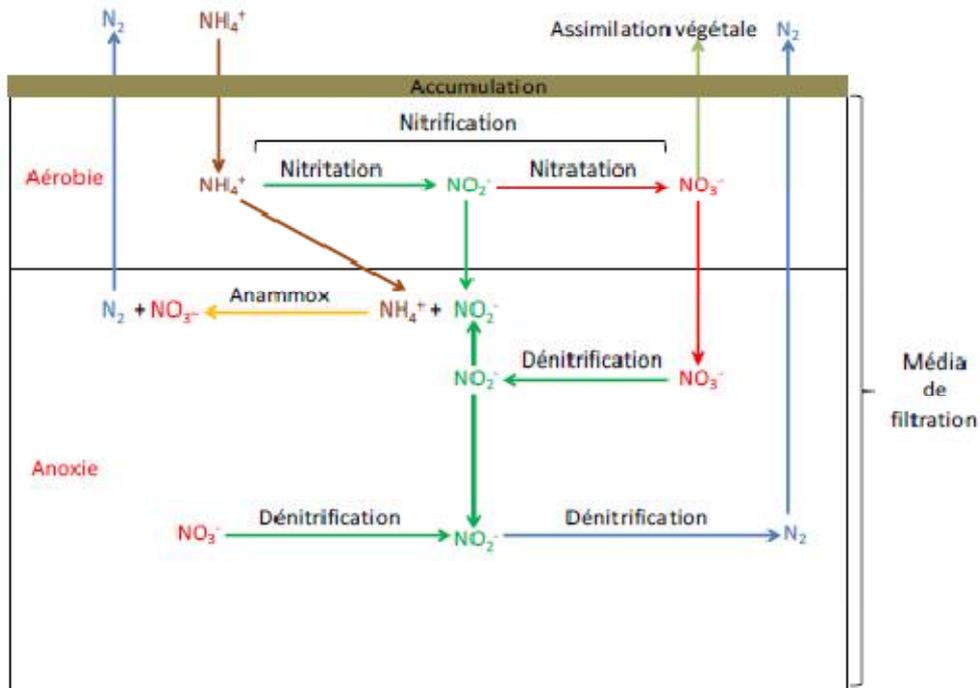


Figure 01 : cycle de l'azote simplifié dans les lagunes (Adopté par Dong et sun, 2007)

Tableau 01 : Mécanismes biologiques de dégradation de l'azote (Vymzel, 2007)

Mécanisme	Transformation	FFV
Ammonification	$\text{N}_{\text{organique}} \rightarrow \text{N-NH}_3 \text{ (G)}$	moyenne
Nitrification	$\text{N-NH}_4^+ \rightarrow \text{N-NO}_2^- \rightarrow \text{N-NO}_3^-$	très forte
Dénitrification	$\text{N-NO}_3^- \rightarrow \text{N-NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2, \text{N}_2\text{O (G)}$	très faible
Assimilation (plantes, microorganismes)	$\text{N-NH}_4^+, \text{N-NO}_2^-, \text{N-NO}_3^- \rightarrow \text{N}_{\text{organique}}$	faible

Annexe (02)

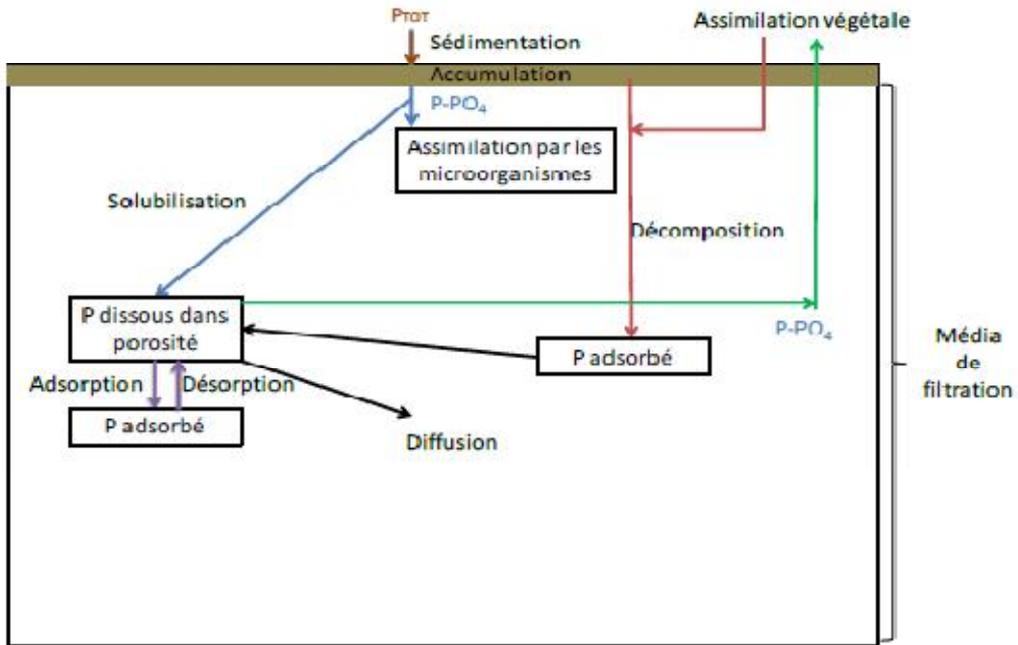


Figure 02: cycle du phosphore simplifié dans les lagunes (Adopté par Kadlec et wallas, 2008)

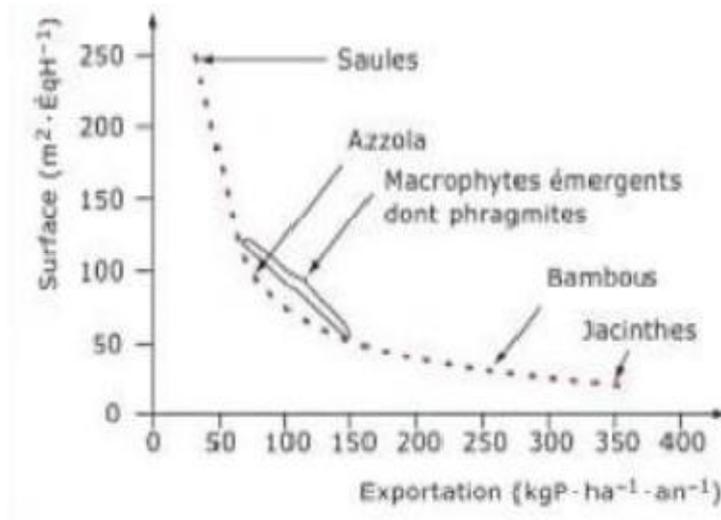


Figure 03: surface requise par EH pour une rétention du phosphore par les végétaux

Annexe (03)

Tableau 02 : Les bactéries pathogènes dans les eaux usées, (Asano, 1998)

Agent pathogène	Symptômes, maladie	Voies de contamination principales
<i>Salmonella sp</i>	Typhoïde, paratyphoïde, salmonellose	Ingestion
<i>Shigella sp</i>	Dysenterie bacillaire	Ingestion
<i>Escherichia coli</i>	Gastro-entérite	Ingestion
<i>Yersinia sp</i>	Gastro-entérite	Ingestion
<i>Campylobacter sp</i>	Gastro-entérite	Ingestion
<i>Vibrio sp</i>	Choléra	Ingestion
<i>Leptospira sp</i>	Leptospirose	Cutanée/Inhalation/Ingestion
<i>Legionella sp</i>	Légionellose	Inhalation
<i>Mycobacterium sp</i>	Tuberculose	Inhalation

Annexe (04)

Tableau 03: Limites recommandées en éléments traces dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation (Biswas, 1987).

Constituent	Utilisation à long terme (mg/l)	Court terme (mg/l)
Aluminium	5.0	20.0
Arsenic	0.10	2.0
Béryllium	0.10	0.5
Bore	0.75	2.0
Cadmium	0.01	0.05
Chrome	0.1	1.0
Cobalt	0.05	5.0
Cuivre	0.2	5.0
Fluor	1.0	15.0
Fer	5.0	20.0
Plomb	5.0	10.0
Lithium	2.5	2.5
Manganèse	0.2	10.0
Molybdène	0.01	0.05
Nickel	0.2	2.0
Sélénium	0.02	0.02
Vanadium	0.1	1.0
Zinc	2.0	10.0

Tableau 04: les valeurs limite des paramètres de rejet dans un milieu récepteur, journal Officiel de la république algérienne, 2006).

PARAMETRES	VALEURS LIMIIYES	UNITES
Température	30	C°
PH	6,5 à 8,5	-
MES	35	mg /l
DBO5	35	mg/l
DCO	120	mg/l
Azote kjeldahl	30	mg/l
Phosphates	02	mg/l
Phosphore total	10	mg/l
Cyanures	0,1	mg/l
Aluminium	03	mg/l
Cadmium	0,2	mg/l
Fer	03	mg/l
Manganèse	01	mg/l
Mercure total	0,01	mg/l
Nickel total	0,5	mg/l
Plomb total	0,5	mg/l
Cuivre total	0,5	mg/l
Zinc total	03	mg/l
Huiles et Grasses	20	mg/l
Hydrocarbures totaux	10	mg /l
Indice phénols	0,3	mg/l
Fluor et composés	15	mg/l
Etain total	02	mg/l
Composés organiques chlorés	05	mg/l
Chrome total	0,5	mg/l
(*)Chrome III+	03	mg/l
(*)Chrome VI+	0,1	mg/l
(*)Solvants organiques	20	mg/l
(*)Chlore actif	1,0	mg/l
(*)PCB	0,001	mg/l
(*)Détergents	2	mg/l
(*)Tensioactifs anioniques	10	mg/l

Tableau 05 : Normes extrêmes limitées aux eaux usées

Paramètres	Normes
Ph	6.5 à 8.5
Conductivité électrique (ms/cm)	< 3*
MES (mg/l)	< 70*
DCO (mg/l)	< 40*
DBO ₅	< 30*
NO ₃ (mg/l)	< 50*
NO ₂ (mg/l)	< 1*
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	< 0.94*
HCO ₃ (mg/l)	500**
SO ₄ ⁻² (mg/l)	400**
CL ⁻ (mg/l)	1065**
Ca ²⁺ (mg/l)	400**
Na ⁺ (mg/l)	920**
Mg ²⁺ (mg/l)	60.75**
Cd ²⁺ (mg/l)	0.01*
Pb ²⁺ (mg/l)	0.05*
Zn ²⁺ (mg/l)	2*
Cr ⁶⁺	0.1*
NH ₄ ⁺ (mg/l)	< 2*

Source: *OMS, ** FAO

Annexe (05)

Rendement épuratoire de la première unité (UBFPA)

Tableau 06: Rendement du 1^o filtre

Date	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NTK	PO ₄ ⁻	DB05	DCO
	%	%	%	%	%	%	%
Avril	57.2	22.2	0	69.5	12.4	74.4	77.4
Mai	64.2	35	0	54.8	18.4	88.4	89
Juin	58.8	18.7	0	56.8	40.5	92.9	78.1
Juillet	43.2	10.5	0	51.3	0	87.6	79.7
Aout	51.9	10	0	39.2	0	80.2	87.3
Septembre	54.5	12.5	0	67.7	33.7	94.1	64.1
Octobre	67.5	33.3	0	53.7	41.6	79.8	81.9
novembre	44.6	0	0	57.7	16.5	87	79.3
Moyenne	55.2	17.7	0	56.3	20.3	85.50	79.60

Tableau 07: Rendement du 2^o filtre

Date	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NTK	PO ₄ ⁻	DB05	DCO
	%	%		%	%	%	%
Avril	62.9	0	0	89.6	13.1	57.8	70.7
Mai	63.8	0	0	67.2	15.4	82.7	64.9
Juin	66.8	15.4	0	76.2	18.2	74.9	91.8
Juillet	66.3	41.1	0	82.3	31.8	91.5	74.3
Aout	70.3	22.2	0	79.8	33.6	59.1	63.7
Septembre	58.1	0	0	91.6	13.5	76.7	90.3
Octobre	69.5	0	0	67.6	33.6	63.4	69.2
novembre	64.9	58.8	0	77.8	30.2	87.8	70.3
Moyenne	65.3	17.1	0	79	23.6	74.2	74.4

Tableau 08: Rendement final

Date	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NTK	PO ₄ ⁻	DB05	DCO
	%	%	%	%	%	%	%
Avril	84.1	0	0	96.8	23.7	89.2	93.3
Mai	87	30	0	85.2	31	98	96.1
Juin	86.3	31.25	0	89.7	51.3	98.2	98.2
Juillet	80.6	47.3	0	91.4	5.2	98.9	94.8
Aout	85.7	30	0	87.7	29.7	91.9	95.4
Septembre	80.9	0	0	97.3	42.7	98.6	96.5
Octobre	90.1	0	0	85	61.3	92.6	94.4
novembre	80.6	50	0	90.6	70.8	98.4	93.8
Moyenne	84.4	23.5	0.0	90.4	39.4	95.7	95.3

Rendement épuratoire de la deuxième unité (UBFSN)

Tableau 09: Rendement du 1^o filtre

Date	NH ₄ ⁺ %	NO ₂ ⁻ %	NO ₃ ⁻ %	NTK %	PO ₄ ⁻ %	DB05 %	DCO %
Avril	41.2	0	20.6	50.3	3.2	82.6	80.5
Mai	50	0	0	60.8	6.7	90.6	82.7
Juin	50	50	0	45.5	11.7	81.4	71.8
Juillet	50.2	36.8	7.1	53.8	14.7	82.5	88.3
Aout	62	0	23.3	49.2	14	63.1	76.8
Septembre	51.7	0	0	60.6	0	88.7	88.6
Octobre	63.7	22.2	45.8	61.5	53	80.5	73.1
novembre	57.2	0	0	61.1	9.7	88.8	85.4
Moyenne	53.2	13.6	12.1	55.3	14.1	82.3	80.1

Tableau 10: Rendement du 2^o filtre

Date	NH ₄ ⁺ %	NO ₂ ⁻ %	NO ₃ ⁻ %	NTK %	PO ₄ ⁻ %	DB05 %	DCO %
Avril	55.8	16.6	36.2	78.3	5.9	83.2	77.4
Mai	60.3	0	14.8	62.8	10.2	76.9	71.7
Juin	59.6	75	8	63.2	32.6	85.7	85.9
Juillet	55.3	33.3	0	75.9	28.4	87.3	66
Aout	52	36.3	56.5	39.6	29.8	82.9	74.3
Septembre	56.6	58.3	35	62	25.8	90.6	63.4
Octobre	53.6	42.8	0	82.8	16.1	83.1	87.4
novembre	47.5	46.6	6.8	73.6	45.1	80.2	77.1
Moyenne	55.1	38.6	19.7	67.3	24.2	83.7	75.4

Tableau 11: Rendement final

Date	NH ₄ ⁺ %	NO ₂ ⁻ %	NO ₃ ⁻ %	NTK %	PO ₄ ⁻ %	DB05 %	DCO %
Avril	74	0	37	89.2	9	95	95.6
Mai	80.1	0	0	86.6	30.1	97.8	95.1
Juin	79.7	87.5	0	79.5	40.5	97.3	96
Juillet	76.5	75.9	0	88.8	38.9	97.8	96
Aout	81.8	30	66.6	69.4	39.6	93.7	94
Septembre	79	37.5	0	85	25.8	98.9	95.8
Octobre	83.2	55.5	33.3	93.4	60.6	96.7	96.6
novembre	77.5	33.3	0	89.7	50.4	97.8	96.7
Moyenne	79.0	40.0	17.1	85.2	36.9	96.9	95.7

Rendement épuratoire de la troisième unité (UBFCM)

Tableau 12: Rendement du 1^o filtre

Date	NH ₄ ⁺ %	NO ₂ ⁻ %	NO ₃ ⁻ %	NTK %	PO ₄ ⁻ %	DB05 %	DCO %
Avril	61.60	55.5	58.55	64.6	31.9	75.7	89.2
Mai	65.70	50	0	72.8	8.7	86.6	89.6
Juin	65.2	68.7	0	68.6	51.3	86.9	73.4
Juillet	69.20	47.3	0	52.6	24.2	87.3	90
Aout	66.00	50	76.6	68.4	31.4	89.9	83.6
Septembre	68.30	25	0	75,5	0	95.8	74
Octobre	71.70	44.4	37.5	48.1	60.6	86.5	80.8
novembre	67.10	25	0	52.6	18.4	91.7	82.5
Moyenne	66.9	45.7	21.6	61.1	28.3	87.6	82.9

Tableau 13: Rendement du 2^o filtre

Date	NH ₄ ⁺ %	NO ₂ ⁻ %	NO ₃ ⁻ %	NTK %	PO ₄ ⁻ %	DB05 %	DCO %
Avril	60.6	25	42.8	78	13.2	64.1	75.4
Mai	69.8	70	56.7	76.1	4.2	87.5	79.5
Juin	74.2	0	0	89.2	0	88	90.8
Juillet	57.8	20	29.4	71.2	26.3	92.2	70.3
Aout	60.5	0	0	79.9	18	69.7	79,3
Septembre	65.2	16.6	0	85.1	22.8	78.9	85.5
Octobre	65.5	0	0	77.6	17.7	75.2	83.5
novembre	40.4	33.3	0	87.5	0	82.5	81.7
Moyenne	61.9	20.6	16.1	80.6	12.8	79.8	81.0

Tableau 14: Rendement final

Date	NH ₄ ⁺ %	NO ₂ ⁻ %	NO ₃ ⁻ %	NTK %	PO ₄ ⁻ %	DB05 %	DCO %
Avril	84.9	66.6	14.7	92.2	40.9	91.2	97.3
Mai	89.4	85	5.8	93.5	12.6	98.3	97.8
Juin	91	62.5	0	96	29.7	98.5	97.5
Juillet	87	57.9	14.2	89.6	44.2	99	96.8
Aout	86.5	10	60	93.6	43.8	96.9	96.6
Septembre	89	37.5	0	96.3	20.2	99.1	96.2
Octobre	90.2	11,11	29.1	88.4	61.3	96.6	96.8
novembre	84.9	50	0	94	17.4	98.5	96.8
Moyenne	87.9	52.8	15.5	93.0	33.8	97.3	97.0

