

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Mohamed khider –Biskra
Faculté des Sciences et de la Technologie
Département de Génie civil et d'Hydraulique
Référence :/2022



جامعة محمد خيضر بسكرة
كلية العلوم و التكنولوجيا
قسم الهندسة المدنية و الري
المرجع/2022

Mémoire de Master

Filière : Hydraulique

Spécialité : hydraulique urbaine

Thème

**Le rôle du substrat sur l'abattement du
phosphore et de l'azote dans les filtres plantés**

Nom et Prénom de l'étudiant :

Djebabra Hayette

Encadreur : Mme Mimeche Leila

Co-Encadreur : Melle Belhadj Khouloud

Promotion: Juin 2022

Remerciements

Avant tout, je remercie dieu le tout puissant de m'avoir donné la santé et la volonté d'entamer et de terminer ce mémoire.

Ce travail ne serait pas aussi riche et n'aurait pas pu avoir le jour sans laide de l'encadrement de **M^{me} Mimeche Leila**.

Je la remercie pour la qualité de son encadrement exceptionnel, pour sa patience et sa disponibilité durant ma préparation de mémoire.

Mes remerciements s'adressent également à **M^{elle} Belhadj Khouloud** en tant que Co-encadreur pour son aide pratique et précieuse.

J'adresse mes sincères remerciement à M^{me} Haceni Linda pour son accueil chaleureux au niveau du laboratoire de CRSTRA et elle n'a jamais manqué de répondre à mes multiples questions.

Je tien aussi a remercier les membres de jury qui ont pris la peine dévaluer mon travail.

Mes remerciements vont également vers l'ensemble des enseignants du département d'hydraulique de l'université de Biskra.

Enfin je tien a exprimer vivement mes remerciements avec une profonde gratitude a toute les personnes qui ont contribué de près ou de loin a sa réalisation, car un projet ne peut pas être le fruit d'une seule personne.

DJEBABRA HAYETTE

Dédicace

Le projet de fin d'étude est dédié à la mémoire de mes chers parents ALLAH YARHAMHOUM, qui m'ont toujours poussé et motivé dans mes études.

C'est un moment de plaisir de dédié cet œuvre,

A mon cher mari **Chaouche Iyes**.

A mes chères filles **Ihcen et Manar**.

A mes chérés sœurs, spécialement ma sœur **Sihem**.

A mon collègue de travail **Mr Daibouche Yacine**.

A tout ceux on celles qui m'on soutenue, encouragés et aidé de loin ou de prés.

DJEBABRA HAYETTE

Résumé

L'utilisation des filtres plantés pour traitement des eaux usées est en augmentation partout dans le monde. Ces systèmes de phyto-épuration sont utilisés pour l'épuration d'eaux de différentes provenances et avec caractéristiques différentes. Les filtres plantés dépendent d'un certain nombre de facteurs et d'apports énergétiques extérieurs, ainsi que de la végétation, le substrat et de la biomasse des micro-organismes liés à ces plantes et aux sédiments.

L'objectif de cette étude est de préciser le rôle du substrat dans l'abattement des phosphate et de l'azote dans les filtre planté de phragmites Australis et non plantés en fonction de temps de séjour. Les résultats obtenus montrent qu'il ya une variation remarquable dans les valeurs de phosphore et de l'azote mesurés à la sortie des filtres, cette variation est due à la nature du matériau de remplissage (sable, argile et gravier et composte). Le filtre en sable planté a donné des résultats remarquables, satisfaisants et encourageants par rapport aux autres filtres.

Mots clés : phytoépuration, Les filtres plantés, substrat, filtre planté, phragmites Australis ,matériau de remplissage.

المخلص

أصبحت المرشحات المزروعة تستعمل لمعالجة مياه الصرف في جميع أنحاء العالم. تستخدم أنظمة تنقية النبات هذه لتنقية المياه من مصادر مختلفة وذات خصائص مختلفة. تعتمد المرشحات المزروعة على عدد من العوامل و مدخلات الطاقة الخارجية، وكذلك الغطاء النباتي و الركيزة و الكتلة الحيوية للكائنات الحية الدقيقة المرتبطة بهذه النباتات و الرواسب.

الهدف من هذه الدراسة هو إبراز ومعرفة دور الركيزة في التقليل من الفسفور و الأزوت في المرشح المزروع .

(الفراجميت الأسترالي نبات القصب) و الغير مزروع بدلالة وقت المكوث. بينت النتائج التي تم الحصول عليها أن هناك تباينا ملحوظا في قيم الفسفور و الأزوت عند مخرج المرشحات. ويعود هذا الاختلاف إلى طبيعة مادة التعبئة (الرمل والطين و الحصى و السماد). أعطى المرشح الرملي المزروع نتائج ملحوظة ومرضية ومشجعة مقارنة بالفلتر الأخرى.

الكلمات المفتاحية : التقنية النباتية ، المرشحات المزروعة ، الركيزة، الفلتر المزروع، نبات القصب، مادة الحشو.

Liste des tableaux		
N°	Le titre	P
Partie Bibliographique		
01	Différents composés de phosphates de fer.	14
02	Ratio molaire Ca/P des précipités de phosphate de calcium	15
03	Genres et nombres d'espèces nitrifiantes	22
04	Énergie libérée lors du processus de la nitrification.	24
05	Données expérimentales relatives à l'adsorption des anions phosphate par des matériaux naturels (Vohla et coll., 2011) ; R : taux d'abattement, qmax : capacité d'adsorption maximale t : temps de contact	46
06	Données expérimentales relatives à l'adsorption des anions phosphate par les matériaux de synthèse (Vohla et coll., 2011) ; R : taux d'abattement, qmax : capacité d'adsorption maximale, t : temps de contact.	48
07	Données expérimentales relatives à l'adsorption des anions phosphate par des coproduits industriels (Vohla et coll., 2011) ; R : taux abattement, qmax : capacité d'adsorption maximale, t : temps de contact.	49
Partie Expérimentale		
01	la moyenne des précipitations mensuelles 2016.	53
02	Résultats d'analyses physico-chimiques des eaux usées brut.	54
03	Courbe d'étalonnage.	66

Liste des figures		
N°	Le titre	P
Partie Bibliographique		
01	Cycle terrestre du phosphore. (Modifié du site SOTT (signes of the time) et site seillero)	4
02	Le cycle de l'azote	6
03	Le phénomène d'eutrophisation	10
04	Mécanismes de précipitation sur les laitiers FAE, « scorie québécois »	17
05	Types d'isothermes	20
06	Schéma réactionnel de la minéralisation de l'azote.	21
07	Réactions biochimiques au sein d'une bactérie déphosphatante en conditions anaérobie et aérobie.	27
08	Courbe de relargage et de réabsorption du phosphore.	28
09	schéma des filtres plantés de à écoulement verticale.	33
10	schéma d'un filtre planté de à écoulement horizontale.	34
11	coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement hybride.	35
12	Photo de Papyrus	37
13	Photo de « Phragmite Australis* Le roseau commun*	38
14	Photo de Typha Latifolia.	38
15	Photo de Tamarix.	39
16	Cycle du phosphore simplifié dans un marais artificiel.	45
Partie Expérimentale		
01	présentation de la situation géographique de la vile de Biskra.	52
02	Photo du rejet	53
03	photo de la station expérimentale de la phytoépuration	55
04	Photo présentation du bac.	56
05	Photo de Préparation du substrat.	56
06	Photo des déférentes couches de substrat	57
07	Photos présentant la période de développement racinaire des plantes Phragmite Australis.	58
08	Photos montrant le développement racinaire des plantes Phragmite Australis	58
09	Photos montrant le remplissage des filtres plantés avec l'eau usée, et le Prélèvement.	60
10	Photos de multi paramètre (WATER QUALITY TESTER *MULTIFUNCTION*).	61
11	Photos de multi paramètre (WATER QUALITY TESTER *MULTIFUNCTION*).	62
12	Photos de multi paramètre (WATER QUALITY TESTER *MULTIFUNCTION*).	62
13	Photos d'un multi paramètre de type HACH SL 1000.	63
14	Photos de spectrophotomètre UV/VIS DR 6000.	64
15	Photos la gamme de nitrite.	66
16	Photos la gamme de l'orthophosphate.	68
17	Évolution du PH	72
18	Évolutions de la conductivité électrique.	73
19	Évolution de La température	74
20	Évolution de l'azote ammoniacal NH_4^+ .	75
21	Rendement de l'azote ammoniacal NH_4^+ (%).	75
22	Évolution du nitrate NO_3^- .	76

23	Rendement de nitrate (%).	76
24	Évolution du nitrite NO ₂ ⁻ .	77
25	Rendement de nitrite (%).	78
26	Évolution de l'ortho phosphate PO ₄ ⁻³ .	79
27	Rendement de l'ortho phosphate.	79

Liste d'abréviation

PH	Potentiel d'hydrogène
T	la température
TDS	Les solides totaux dissous.
CE	Conductivité électrique.
DBO₅	Demande biologique en oxygène après 5 jours
DCO	la demande chimique en oxygène
MES	Matières En Suspension
NH⁺₄	l'azote ammoniacal
PO⁻³₄	L'ortho- phosphate
NO₂⁻	Nitrite
NO₃⁻	Nitrate
PHA	poly-β-alcanoates
PPm	partie par million

Sommaire
Remerciements
Dédicaces
Résumé
Liste des tableaux
Liste des figures
Liste d'abréviation
Introduction générales

Première Partie 1 : Synthèse Bibliographique.

Chapitre I.....Le Devenir de l'azote et de phosphore dans les eaux usées	P
I-1 Introduction	03
I-2 Le phosphore	03
I-2--1 Le cycle du phosphore	03
I-2-2 Les formes de phosphore dans les eaux usées	04
I-3 L'azote	05
I-3-1 Le cycle de l'azote	05
I-3-1-1 La fixation	06
I-3-1-2 L'assimilation	06
I-3-1-3 L ammonification	07
I-3-1-4 La nitrification	07
I-3-1-5 La réduction assimilatrice	07
I-3-1-6 La dénitrification	07
I-3-2 Les formes de l'azote dans les eaux usées	08
a) Le diazote	08
b) Azote géologique	08
c) Azote organique	08
d) Azote nitreux	09
e) Azote nitrique	09
f) L'oxyde nitreux	09
I-4 L'eutrophisation	09
I-4-1 Définition	09
I-4-2 Les étapes du processus d'eutrophisation	10
I-4-3 Les conséquences de l'eutrophisation	11
I-4-3-1 Impacts sur l'écosystème	12
I-4-3-2 Effets socioéconomiques	12
I-4-3-3 Législation	13
I-5 Les procédés de traitement des ions phosphate et des ions azotes dans les eaux usées	13
I-5-1 Les traitements physico-chimiques	13
I-5-1-1 Précipitation P-Fe, N-Fe	14
I-5-1-2 Précipitation P-Al, N-Al	15
I-5-1-3 Précipitation P-Ca, N-Ca	15
I-5-1-4 Précipitation P-Mg, N-Mg	17

I-6 Etude des équilibres d'adsorption	18
I-6-1 L'adsorption	18
I-6-2 La capacité d'adsorption	18
I-6-3 Les isothermes d'adsorption	19
I-6-4 Cinétique d'adsorption	20
I-7 Les traitements biologiques	20
I-7-1- Elimination biologique de la pollution azotée	21
I-7-1-1-Processus de nitrification	21
I-7-1-2-Notions microbiologique de la nitrification	22
a) taxonomie	22
b) Phylogénie	22
I-7-1-3 Notions de métabolisme	23
1) L'ammonification	23
2) Métabolisme nitrifiant	23
3) Métabolisme énergétique et schéma réactionnel de la nitrification	24
a) Oxydation de l'ammonium en nitrite : la nitrification	24
b) Oxydation du nitrite en nitrate : la nitrification	25
c) Assimilation du carbone et acidification	25
I-7-2 Elimination du phosphore	25
I-7-2-1- Traitement biologique du phosphore	25
I-7-2-2- L'assimilation du phosphore	25
I-7-2-3- Processus de suraccumulation du phosphore	26
I-7-2-4- Facteurs de suraccumulation du phosphore	28
a) Les bactéries déphosphatantes	28
b) Les poly- β -alcanoates (PHA)	29
c) La DCO facilement biodégradable	29
d) Le glycogène	29
e) Les ions calcium, magnésium et potassium	29
I-7-2- 5- Conditions favorables à la déphosphatation biologique	29
I-8 Conclusion	30

Chapitre II : Le rôle du substrat sur l'abattement du phosphore et de l'azote dans les filtres plantés.	31
II-1 Introduction	31
II-2 Présentation générale de la technique de phytoépuration	31
II.2.1. Le Principe de fonctionnement des filtres plantés à macrophytes	32
II.2.1.1. Les filtres plantés à écoulement vertical	33
II.2.1.2. Les filtres plantés à écoulement horizontal	34
II.2.1.3. Les systèmes hybrides	35
II.3. Rôle des composants de la phytoépuration	35
II.3.1. Le rôle des macrophytes	35
II.3.1.1 Les plantes les plus utilisées dans l'épuration des eaux usées et leurs caractéristiques.	36
a/ Papyrus	36
b/ Phragmite Australis (Le roseau)	37
c/ Le typha	38
d/ Tamarix	39
II.3.2. Rôle de matériau de remplissage (Le substrat)	39
II.3.3 Différents types des substrats utilisent pour l'élimination de l'azote et de phosphore	43
II-4 Les mécanismes d'élimination des phosphores et de l'azote par les substrats	44

II-4-1 Les matériaux naturels	45
II-4-2 Les matériaux de synthèse	47
II-4-3 Les co-produits industriels	48
II-5 Conclusion	50

Partie II: Partie Expérimentale

Chapitre I :..... Matériel et méthode.	51
I-1 Introduction	51
I.2.Présentation de la zone d'étude	51
I.3.Caractéristique géographiques	51
I.4.Caractéristique climatologique	52
I.4.1.Pluviométrie	52
I.5. Choix des eaux usées	53
I.5.1. Caractéristique du rejet	53
I.6. Présentation de la station expérimentale	54
I. 6. Préparation du pilote expérimental	55
I.6.1. Préparation des bacs	55
I.6.2. Préparation du substrat	56
I. 6.3. Choix du macrophytes	57
I.6.4 Préparation des filtres plantés	58
I.7. Calendrier de remplissage et Prélèvement des échantillons	59
I.8 Analyse des paramètres physico-chimique des eaux usées	60
I.8.1.Mesure du PH, CE, température, Tds, Salinité	60
1. Le pH	61
2. La conductivité électrique	61
3. La température (T)	62
I.8.2 Mesure des paramètres azotés	62
1. Dosage de Nitrates NO ₃ ⁻	62
2. Dosage de L'ammonium	63
3. Dosage de Nitrite NO ₂ ⁻	64
4. Dosage de l'orthophosphate	67
I.9.Conclusion	71

Chapitre II :Résultats et discussion.	72
II-1 Introduction	72
II.2 Variation des paramètres physico-chimiques	72
II .2.1 Évolution du pH	72
II .2.2 Évolutions de la Conductivité	73
II.2.3Évolutions de La température (T)	74
II .2.4 Évolution de l'Azote ammoniacal NH ₄ ⁺	74
II .2.5 Évolutions du Nitrate NO ₃ ⁻	76
II .2.6 Évolutions du Nitrite NO ₂ ⁻	77
II .2.7 Évolutions de l'ortho phosphate PO ₄ ⁻³	79
II .3 Interprétations des résultats	80
II.4 Conclusion	81
Conclusion Générale	82
Références bibliographiques	83

Introduction Générale

Introduction générale:

Introduction générale:

Avant de parler de la différente méthode utilisée pour son épuration il est primordial d'avoir une idée sur sa définition. Selon **Rejsek (2002)**, les eaux résiduaires urbaines (ERU) ou eau usées, sont des eaux chargées de polluants solubles ou non, provenant essentiellement de l'activité humaine. Une eau usée est généralement un mélange de matières polluantes répondant à ces catégories, dispersées ou dissoute dans l'eau qui a servi aux besoins domestique ou industriel (**Grosclaude, 1999**). Donc sous la terminologie d'eau résiduaire, c'est des eaux d'origines diverses qui ont perdu leurs propriétés naturelles par l'effet des polluants après avoir été utilisées dans des activités humaines (domestique, industrielles ou agricoles).

Dans les régions arides où l'eau constitue un facteur important dans la production végétale et les besoins liés à l'accroissement de la population et du niveau de vie, le volume des eaux résiduaires produites augmente. C'est généralement dans les petits noyaux de population que l'on trouve les plus importantes carences liées à la gestion de l'eau. Cela est essentiellement dû à leur particularité de zones sensibles, à leur localisation excentrée, à la limitation de leurs ressources économiques et, dans certains cas au manque de personnel qualifié, tous ces facteurs favorisent la rareté du contrôle de la qualité des effluents et la pollution qui en découle, due à des déversements dans des milieux récepteurs d'eaux résiduaires non traitées ou provenant des stations de traitement fonctionnant de manière incorrecte, ou qui, tout simplement, ne fonctionnent pas. L'épuration de l'eau usée et son utilisation en irrigation est une option attrayante, en particulier dans les zones arides et semi-arides, car elle représente une source d'eau et d'engrais additionnels renouvelables et fiables. La pollution a été définie comme étant toute anomalie provoquée par les activités humaines ayant des effets nocifs sur la santé, l'environnement et l'écosystème. Elle peut avoir plusieurs origines : urbaine, agricole et industrielle. La pollution est déterminée par des paramètres physico-chimiques (T, PH, Oxygène dissous, DBO₅, DCO...) et microbiologiques (germes, coliformes...). L'azote et le phosphore sont des nutriments indispensables pour le développement des êtres vivants et l'intensification des rendements agricoles d'une part, d'autre part leurs rejets excessifs et leurs présences dans les milieux aquatiques est indésirable et contribuent à l'eutrophisation de ces derniers, qui trouvent leurs équilibres bouleversés avec le constat d'une menace aussi bien sur la faune que sur la flore.

L'eau est le premier facteur pouvant véhiculer cette pollution. Ainsi l'équation à résoudre pour ce siècle est celle relative à la préservation de la qualité des eaux surtout dans les zones arides où cette ressource est rare et mal protégée. À titre indicatif la wilaya de Biskra se caractérise par un débit très important des eaux usées (44.73 Hm³/an), la ville elle seule évacue 12.64 Hm³/an, ces eaux vont

Introduction générale:

Vers les différents effluents et rejets Oued Biskra, Oued Zemour et Chaabet Roba. (**Benmalek, 2018**)

Si on parle de dépollution des eaux usées, la première image qui vient à l'esprit est celle d'une station de purification, les systèmes classiques et intensifs ne sont pas toujours adaptés aux contraintes économiques et techniques des petites et moyennes industries, des petites collectivités, des exploitations agricoles et des particuliers. Des systèmes dits *extensifs* tels que la phytoépuration caractérisés par de faibles contraintes d'exploitation se sont ainsi développés.

La phytoépuration est une technique mettant à profit des processus naturels pour le traitement des eaux usées. Il existe plusieurs dénominations pour ces systèmes : filtres plantés de macrophytes, filtres plantés de roseaux ou encore filtres végétalisés. Il existe plusieurs types de systèmes de phytoépuration. Dans notre étude on a opté pour le système de filtres végétalisés, ce sont des bassins contenant un substrat en gravier ou sable et dans lequel sont plantés des végétaux. La circulation de l'eau dans les filtres se fait soit verticalement, soit horizontalement selon la position des bouches d'arrivée et de sortie d'eau.

Dans la technique de la phytoépuration il y a deux éléments principaux : les végétaux qui jouent un rôle bénéfique dans l'épuration des eaux usées grâce au réseau racinaire, et le substrat qui 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 pollution.

Notre étude a été scindée en deux parties.

Première partie : partie bibliographique englobe deux chapitres.

- Le premier chapitre: Devenir de l'azote et de phosphore.
- Le second chapitre présente : Le rôle du substrat sur l'abattement du phosphore et de l'azote dans les filtres plantés.

Deuxième partie : partie expérimentale constituée de deux chapitres

- Le premier chapitre se consacre à : la présentation de la zone de l'étude et ses caractéristiques, aperçus sur le site de rejet et ses caractéristiques, préparation des dispositifs expérimentaux et les méthodes d'analyse.
- Le second chapitre enveloppe l'interprétation des résultats obtenus.

Le travail a été entamé par une introduction générale sur la technique de la phytoépuration et finalisé par une conclusion relatant les principaux résultats de cette étude.

Première Partie:

Synthèse

Bibliographique

Chapitre I :

Le Devenir de l'azote et du phosphore

dans les eaux usées

I-1 Introduction :

Paradoxalement, l'azote et le phosphore sont des nutriments indispensables pour le développement des êtres vivants et l'intensification des rendements agricoles d'une part, d'autre part leurs rejets excessifs et leurs présences dans les milieux aquatiques est indésirable et contribuent à l'eutrophisation de ces derniers, qui trouvent leurs équilibres bouleversés avec le constat d'une menace aussi bien sur la faune que sur la flore. D'une manière générale, les perturbations engendrées par de tels gestes peuvent être de nature diverses :

- Physico-chimiques : modification des paramètres physico-chimiques du cours d'eau initial (pH, température, teneur en oxygène dissous, augmentation de la turbidité et des matières en suspension, enclenchement du processus d'eutrophisation, etc.).
- Biologiques : stress de la biocénose pouvant conduire à sa disparition et l'eutrophisation du cours d'eau.

En outre une baisse de l'apport en phosphate réduirait donc la production végétale. Le phosphore apparaît, de ce point de vue, comme le facteur limitant idéal dans ces écosystèmes sur lequel il est possible d'agir efficacement pour freiner l'eutrophisation.

La protection de l'environnement aquatique vis-à-vis de l'eutrophisation est aujourd'hui une préoccupation majeure ; ce phénomène est lié au déversement d'eaux usées plus ou moins épurées dans les milieux récepteurs. (**Mouchmouche D , 2018**).

I-2 Le phosphore :

Le phosphore est un élément majeur des écosystèmes terrestres et marins. Il est un composé structural et fonctionnel des organismes vivants. Sa disponibilité, notamment de par son rôle de nutriment limitant des plantes, peut impacter les taux de production primaire des plantes, la distribution des espèces ainsi que la structure des écosystèmes. Le phosphore n'a pas de forme gazeuse, on le trouve donc sous forme liquide (orthophosphate) ou solide, organique ou inorganique. Le phosphore est présent dans de nombreuses molécules organiques telles que le squelette ester-phosphate de l'ADN et ARN, dans l'ATP, dans les phosphoprotéines, les phospholipides, les dents ou encore les os. (**Mouchmouche D , 2018**).

I-2-1 Le cycle du phosphore :

Le nutriment limitant dans les écosystèmes (**figure1**). Dans la géosphère, le phosphore provient largement de minéraux peu solubles, tel l'hydroxyapatite, un sel de calcium, dont les

gisements constituent la plus grande réserve de phosphate dans l'environnement. Le phosphore soluble, issu des minéraux phosphates et d'autres sources comme les fertilisants, est prélevé par les végétaux (assimilation) et incorporé dans les acides nucléiques formant le matériel génétique des organismes. La minéralisation de la biomasse par la décomposition microbienne fait retourner le phosphore dans la solution, à partir de laquelle il peut se précipiter sous forme minérale (Manahan, 2000).

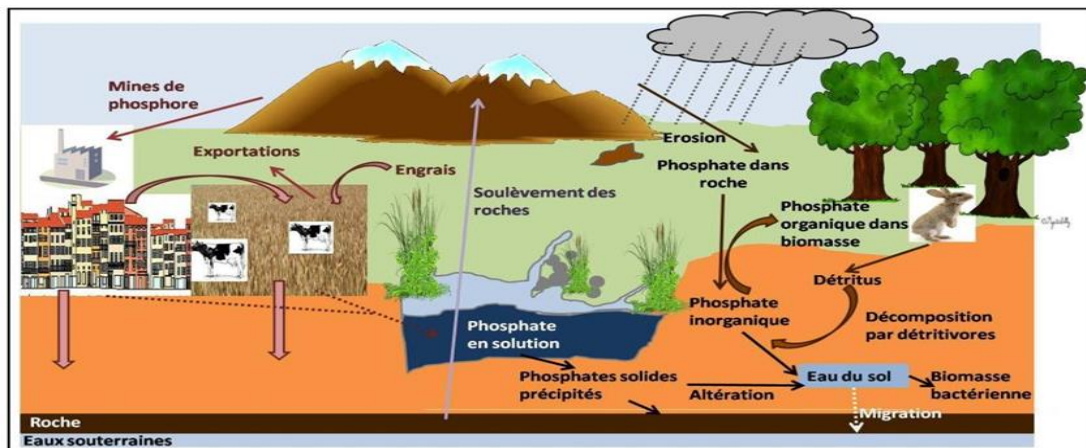


Figure. 1 : Cycle terrestre du phosphore. (Modifié du site SOTT (signes of the time) et site seillero) (Andrieux- Loyer, 1997)

I-2-2 Les formes de phosphore dans les eaux usées:

La forme dissoute minérale majeure est l'orthophosphate, forme ionisée de l'acide orthophosphorique (H_3PO_4). Sa distribution à pH 8 est 87% HPO_4^{2-} , 12% en PO_4^{3-} et 1% en $H_2PO_4^-$.

Les formes solides organiques du phosphore sont représentées par du matériel inerte tel que des débris végétaux et animaux ainsi que les excréments animaux mais aussi du matériel vivant. Dans les sédiments aquatiques, les formes organiques seraient majoritairement du phytate (inositol hexa phosphate).

Les formes adsorbées sont les formes retenues à la surface des particules par des forces chimiques et physiques de faible intensité.

Les formes solides minérales sont les plus présentes et sont très nombreuses. Les formes les plus répandues sont la fluorapatite ($Ca_5(PO_4)3F$) et l'hydroxyapatite ($Ca_5(PO_4)3OH$) de calcium et les phosphates de fer. Ces formes peuvent être précipitées à la surface d'une matrice ou encore occluses. (Mouchmouche D , 2018).

I-3 L'azote :

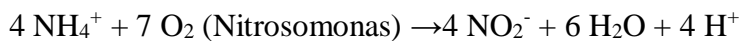
L'azote est présent dans les eaux usées sous les différentes formes chimiques suivantes : ion ammonium N-NH_4^+ , ion nitrite N-NO_2^- et ion nitrate N-NO_3^- .

Azote global = Azote Kjeldahl + Nitrites + Nitrates.

L'azote hydrolysable et l'azote ammoniacal constituent l'azote Kjeldahl NTK qui est la somme de $\text{N}_{\text{org.}} + \text{N-NH}_4^+$. Dans l'azote organique ($\text{N}_{\text{org.}}$) sont inclus ceux des amines, des amides, de l'urée, de l'acide uréique etc.

- **Nitrites (NO_2^-) :**

Les ions nitrite (NO_2^-) sont le produit soit de l'oxydation de l'ion ammonium (NH_4^+) dans les conditions d'aérobie par les nitrosomonas, soit de la réduction des ions nitrate (NO_3^-) en anoxie par les bactéries hétérotrophes.



- **Nitrates (NO_3^-) :**

Les nitrates constituent le produit final de l'oxydation de l'azote organique dans l'eau par l'action des nitrobacters en transformant les nitrites en nitrates selon la réaction suivante :



I-3-1 Le cycle de l'azote :

On appelle cycle de l'azote les diverses transformations que subit l'azote dans la biosphère (figure 2). La plupart entre elles sont d'origine microbienne et leur importance agronomique est considérable car elles régissent le bilan de l'azote du sol et la mise en disposition de la plante des formes minérales seule utilisables pour une servir comme récepteur et comme source.

L'azote est présent à différents degrés d'oxydation dans la nature, et le va-et-vient entre les formes les plus oxydées et les réduites est appelé couramment le cycle de l'azote.

Nitrate (NO_3^-), NO_2^- nitrite, NO_2^+ oxyde nitrique, N_2O^+ oxyde nitreux, N_2O , diazote, NH_3 , NH_4^+ Ammoniac/ammonium. L'azote est soumis à des cycles d'assimilation, minéralisation, oxydation, réduction qui sont le fait d'organisme animaux et végétaux, ainsi que de microorganismes.

Les principales étapes du cycle de l'azote sont la fixation, l'assimilation, l'ammonification, la nitrification et la dénitrification (**Figure 2**).

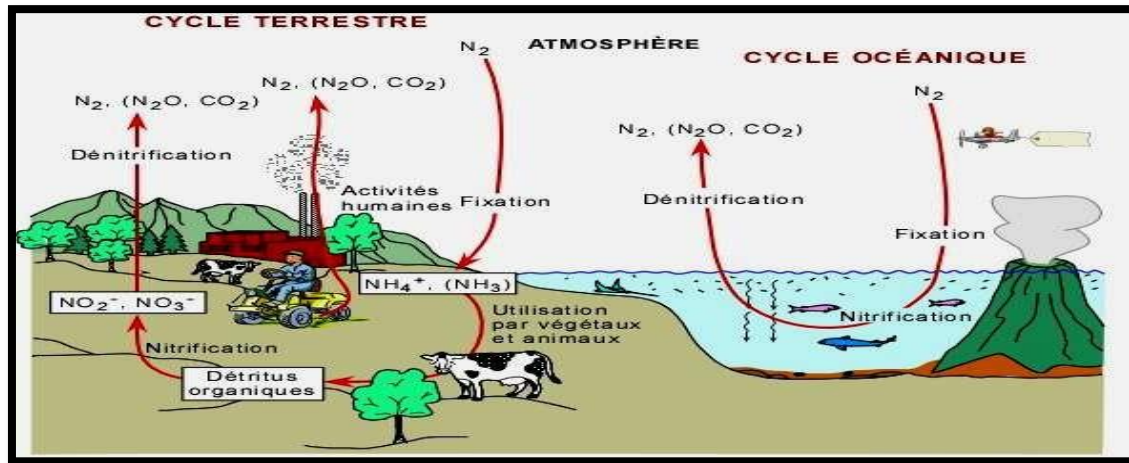
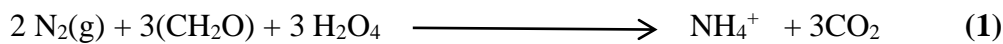


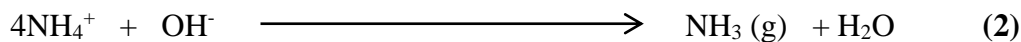
Figure 2: Le cycle de l'azote

I-3-1-1 La fixation :

La fixation correspond au passage de l'azote atmosphérique (N_2) EN azote combiné sous l'action de certains organismes qui consomment N_2 par la réaction de réduction :

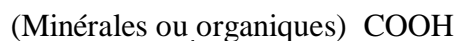
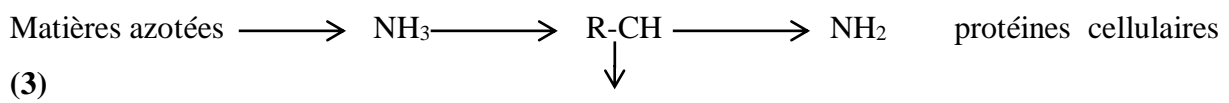


De plus le sol est basique, il y aura formation d'ammoniac



I-3-1-2 L'assimilation:

L'assimilation est la transformation de la forme assimilable de l'azote ammoniacal (NH_3) ou organique inerte en matière vivante. Elle est simultanée a celle du carbone et conduit a la synthèse de protéines et d'acide nucléique.



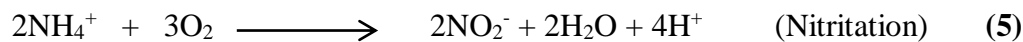
Acides aminés Base de la matière vivante.

I-3-1-3 L ammonification :

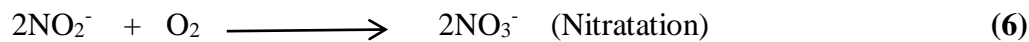
L ammonification est la libération d'ammoniac à partir de matières azotées organiques par des réactions enzymatiques.

**I-3-1-4 La nitrification :**

La nitrification est définie comme étant la conversion de composés azotés réduits (organiques ou inorganiques) en éléments dont l'azote est dans un état plus oxydé. la nitrification est généralement réalisée par des microorganismes autotrophes qui utilisent l'azote ammoniacal ou le nitrite comme source d'énergie (donneurs d'électrons) et comme source d'azote, le dioxyde de carbone comme source de carbone et l'oxygène comme accepteur final d'électrons. Elle s'opère en deux étapes la nitratation qui est l'oxydation de l'ammoniac en nitrite, et la nitratation correspondant à l'oxydation du nitrite en nitrate



Ammonium oxygéné nitrite eau hydrogène



Nitrite oxygène nitrate

I-3-1-5 La réduction assimilatrice :

La réduction assimilatrice (ou dissimulatrice) qui est la réduction de l'azote nitrique (NO_3^-) en ammoniac (NH_4^+).

I-3-1-6 La dénitrification :

La dénitrification permet à l'azote de retourner à l'atmosphère sous sa forme peu réactive N_2 . Il

S'agit ici d'une réaction de réduction des nitrates grâce à l'action de bactéries dénitrifiantes qui peuvent transformer la matière organique. **(Ben Slimane, 2014)**



I-3-2 Les formes de l'azote dans les eaux usées :

Les différentes formes du cycle de l'azote correspondent à différents degrés d'oxydation, et sont retrouvées sous les trois formes physiques existantes : Solide, liquide et gaz.

a) Le diazote :

Le diazote (N_2) est un gaz inerte et très stable de par sa triple liaison covalente. Il est le composant principal de l'atmosphère (78%).

b) Azote géologique :

L'un des compartiments contenant une importante quantité d'azote sont les roches (nitronatrite, letovicite...). Cet azote provient de la matière organique fixée par sédimentation mais aussi du manteau d'origine et peut même avoir une source météorique. Cet azote naturellement exposé par érosion de la roche, phénomène largement amplifié par les activités humaines. Représenterait 20% de l'azote global. La concentration moyenne serait de 1.27 mg N/kg (**Allègre et al., 2001**) pouvant dans certaines couches, notamment sédimentaires, atteindre les 1000 mg N/kg. Dans certaines régions et lors d'épisodes orageux violents, ces roches peuvent devenir une source importante de nitrates pour les écosystèmes aquatiques par ruissellement (**Holloway et al., 1998. Holloway and Dahlgren, 2002**).

c) Azote organique :

L'azote organique est l'azote incorporé dans les êtres vivants ainsi que dans la nécro-masse (cadavres). Il représente une part importante de l'azote puisque ce dernier rentre dans la composition des protéines qui en contiennent en moyenne 16 %. Ainsi que dans celle de molécules telles que la chlorophylle le collagène et la chitine des arthropodes. Dans le sol. La quantité d'azote organique est faible car il peut être rapidement minéralisé (**Ohkouchi and Takano, 2014**). Cependant dans les sols inondés on observe un ralentissement de la décomposition de la matière organique, et donc un stock plus important d'azote organique (**Reddy et al., 1984**)

L'azote ammoniacal (NH_4) est la forme la plus réduite de l'azote. Il existe une forme non dissociée appelée ammoniac (NH_3) majoritairement gazeuse mais qui peut être parfois solubilisée dans l'eau. L'ammoniac est en équilibre avec une forme dissociée appelée Ammonium (NH_4^-), soluble dans l'eau ($NH_3 + H_2O \rightleftharpoons NH_4^- + OH^-$) (**Lemaire and Nicolardot, 1997**).

Dans le sol. L'ammonium est une forme prédominante (**Reddy et al., 1984**) et provient notamment de la dégradation de la matière organique, des eaux usées (bien que les politiques d'assainissement menées depuis quelques décennies aient permis la réduction de ces apports notamment dans les pays développés) et des fertilisants agricoles. L'ammonium, de par sa charge cationique, peut être retenu sur le complexe argilo-humique du sol.

d) Azote nitreux :

L'azote nitreux (NO_2^-) est un oxyde d'azote soluble dans l'eau. C'est une forme oxydée intermédiaire produite lors de l'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrate et lors des réactions de réduction des nitrates. Etant un produit intermédiaire peu stable, l'azote nitreux n'est présent qu'en petite quantité dans l'environnement, même s'il peut, sous certaines conditions, s'accumuler (**Lemaire and Nicolardot, 1997**).

e) Azote nitrique :

L'azote nitrique (NO_3^-) est un oxyde d'azote soluble dans l'eau. Il représente la forme de l'azote la plus oxydée ce qui le rend très mobile dans les sols et donc peu retenu. Dans les écosystèmes aquatiques, l'azote nitrique est très répandu, et, de par sa solubilité, est assimilable par les plantes sous certaines conditions de par les plantes. Il a aussi un rôle d'agent oxydant (**Lemaire and Nicolardot, 1997**).

f) L'oxyde nitreux :

L'oxyde nitreux (N_2O) est un gaz, produit intermédiaire du processus de dénitrification. Il est utilisé en anesthésie sous le nom de protoxyde d'azote (gaz hilarant) et participe à l'effet de serre.

I-4 L'eutrophisation :

I-4-1 Définition

L'eutrophisation d'un milieu aquatique désigne son caractère eutrophe (du grec eu « bien, vrai » et trophein « nourri ») c'est à dire riche en élément nutritif, initialement sans caractère éгатif, mais souvent employé pour désigner le déséquilibre qui résulte d'un apport excessif de nutriments qu'il reçoit. L'eutrophisation se définit comme la manifestation, en termes de métabolisme général (production et respiration) d'un écosystème, d'apports exogènes de nutriments qu'il reçoit. Ces manifestations peuvent revêtir des formes extrêmement diverses selon les secteurs concernés du réseau hydrographique. Cet enrichissement en nutriments dans

les systèmes aquatiques, appelé eutrophisation, qui est responsable de nombreux problèmes tels que la mort d'espèces marines, l'éclosion de cyanobactéries toxiques et l'anoxie des cours d'eau, ce qui résulte une perte de la biodiversité. La présence de concentrations excessives d'ions nitrate et de phosphate dans les écosystèmes d'eaux douces conduit à la prolifération non contrôlée des algues et des plantes qui se traduit par une augmentation des dépôts de matière organique au fond des cours d'eau et des lacs. Les bactéries et autres espèces hétérotrophes dégradent cette matière organique en utilisant de grandes quantités d'oxygène. Il s'en suit une hypoxie qui peut parfois engendrer l'asphyxie des poissons dans les systèmes très productifs ou hyper-eutrophes (Adriano, 1992). Aussi, des examens effectués par (Ménèsguen ,2003) sur un site atteint du phénomène de marées vertes prouvent que la biomasse maximale atteinte annuellement est contrôlée par les apports d'azote et non par ceux de phosphore, il en déduit alors que l'azote est l'élément nutritif limitant de la croissance algale en fin de printemps et en été. Les phénomènes d'eutrophisation sont illustrés sur la figure 3. (Kheliel, 2014).



Figure 3 : Le phénomène d'eutrophisation

I-4-2 Les étapes du processus d'eutrophisation :

L'évolution de l'eutrophisation d'un plan d'eau peut être décrite en quatre étapes. La première étape correspond au début de l'enrichissement des eaux par les nutriments (phosphore et azote). La concentration en nutriment augmente mais les organismes évoluent bien dans leur milieu car ils disposent d'une masse importante de nourriture. Cela entraîne l'augmentation de la population d'organismes et de poissons qui se nourrissent de matière organique.

La deuxième étape implique la multiplication du phytoplancton. Au moment de sa mort, le phytoplancton contribue à l'augmentation de la matière organique au fond du lac. Les restes des organismes morts sédimentent au fond du lac. Une partie de la faune commence à disparaître.

La troisième étape, de plus en plus néfaste pour les organismes, voit apparaître une forte prolifération algale et des fleurs d'eau. Avec la sédimentation de la matière organique, le fond du lac s'épaissit et de nombreuses bactéries prolifèrent. De plus, la dégradation de la matière organique s'effectue principalement en hiver et cette dégradation consomme beaucoup d'oxygène. Cet oxygène n'est pas renouvelé dans les couches profondes du lac à cause de la stratification thermique. Alors l'appauvrissement en oxygène s'accroît chaque année.

La quatrième étape se traduit par une forte activité des bactéries anaérobies. Cette activité entraîne une décomposition de la matière organique (les algues).

La concentration d'oxygène diminue jusqu'à devenir nulle et les conditions du milieu change jusqu'à devenir réducteur. Le seuil de la DBO₅, qui est la teneur limite en oxygène pour un milieu optimal à la survie des organismes aérobies, est atteint. Les organismes exigeants en oxygène meurent. Il y a formation de vase putride et production de gaz comme le méthane et l'ammoniac entre autres.

La sédimentation constante au fond du lac contribue à abaisser la hauteur de la colonne d'eau et est à l'origine du processus naturel d'eutrophisation. Les activités humaines aggravent ce processus en l'accéléralant. L'apport massif de nutriments en est la cause principale. Cet apport provient de différentes sources telles que l'agriculture (engrais), les eaux usées (détergents). Les nutriments peuvent parvenir au plan d'eau par diverses voies : ruissellement, infiltration (superficielle ou par l'eau souterraine) ou érosion. Les origines de la pollution sont multiples et il est difficile de les empêcher complètement. (Marie-Anne Parant, 2007)

I-4-3 Les conséquences de l'eutrophisation :

Les conséquences ou impacts sur le plan pratique sont les suivantes :

- aggravation des indices cités précédemment (bloom algale, réduction d'O₂ dans l'hypolimnion)
- dégradation de la qualité de l'eau, autant sur le plan hygiénique que sur le plan esthétique
- cyanobactéries (toxines)

- diminution de la biodiversité
- accumulation importante d'éléments nutritifs dans les eaux et les sédiments
- diminution des possibilités de récréation.

La conséquence la plus préoccupante est la diminution significative de la qualité de l'eau. De plus, ces conséquences ont de fortes répercussions sur le plan économique en plus de l'impact sur la santé. C'est l'apparition de plusieurs de ces conséquences qui a incité le Conseil du Bassin Versant du Lac Saint-Augustin à prendre des mesures pour réhabiliter les eaux de leur lac. (Marie-Anne Parant, 2007)

I-4-3-1 Impacts sur l'écosystème :

Les impacts de l'eutrophisation sur l'écosystème se situent à différents niveaux. Tout d'abord, la croissance intensive des algues provoque le remplacement des coraux par des algues filamenteuses et des macroalgues (Foden et coll., 2011). Les booms algaux et les macroalgues circonscrivent la pénétration de la lumière et entravent ainsi le processus de photosynthèse. L'hypoxie de fond de plan d'eau conduit alors à la diminution des espèces aquatiques. L'eutrophisation est également une menace écologique pour la vie benthique (marine) dans de nombreuses zones côtières, principalement en raison des conditions d'hypoxie et d'anoxie qui en résultent. Les cyanobactéries sont les espèces les plus nuisibles, elles peuvent causer de nombreuses nuisances ou une altération de l'environnement, comme la production d'hépatotoxines et de neurotoxines qui peuvent provoquer la mort des poissons et aussi des êtres humains (Chorus et Bartram, 1999).

I-4-3-2 Effets socioéconomique :

Tel que décrit précédemment, une des conséquences de l'eutrophisation est la dégradation de la qualité de l'eau (hygiène et esthétisme). Cet effet a de fortes répercussions socio-économiques sur l'environnement immédiat du plan d'eau touché. La possibilité de la baisse de valeurs des propriétés entourant le plan d'eau est concevable. La mortalité des poissons et la contamination des eaux du lac n'incitent pas à la pratique d'activités récréatives telles que la pêche et la baignade. L'aspect récréo-touristique d'un lac est fortement compromis par l'eutrophisation. (Marie-Anne Parant, 2007)

I-4-3 Législation :

Définition : une règle ou un ensemble de règles contraignantes établies par un gouvernement pour la gestion et la protection des approvisionnements naturels en eau et des voies navigables dans une zone donnée.

Les résultats des études stratégiques a été attribué à la richesse de l'eau un rôle majeur en influençant la carte politique d'un côté et sur la vie économique de l'autre. Ont été entrepris par tous les pays par leurs gouvernements pour tenter d'adopter une politique d'évaluation rationnelle stricte de la taille de sa richesse en eau d'abord, puis élaboré une stratégie cohérente avec les résultats de la conduite des études stratégiques. Et l'Algérie, l'un des pays qui se trouve sur une richesse de l'eau est énorme, a tenté à travers ses plans de développement, en particulier dans la période récente à donner la priorité à la richesse de l'eau, non seulement l'élaboration d'une stratégie, mais aussi allé à fournir une protection juridique à une telle richesse à travers la Loi de l'eau : 05 /12 de 04, août 2005, modifiée et complétée par la loi 08/03, qui reflète réellement la stratégie de l'État et la protection juridique.

I-5 Les procédés de traitement des ions phosphate et des ions azotes dans les eaux usées:

Dans les stations d'épuration, le traitement du phosphore fait partie des traitements tertiaires, c'est-à-dire qu'ils sont réalisés après les traitements primaires et secondaires qui concernent essentiellement l'élimination des matières en suspension et de la matière organique. Les techniques classiques les plus utilisées sont les traitements physico-chimiques et le traitement biologique. Cependant ces dernières décennies, des traitements passifs (marais artificiel) ont fait leur apparition, ces traitements sont basés sur l'utilisation de matériaux solides réactifs vis-à-vis du phosphore (**Gaïd, 2008**). Dans ce paragraphe, les traitements classiques seront présentés, suivis des traitements passifs.

I-5-1 Les traitements physico-chimique :

Le traitement le plus utilisé pour la dé phosphatation dans les stations d'épuration de nos jours utilise un processus physicochimique. Il consiste à précipiter chimiquement l'anion phosphate en ajoutant des sels de métaux dans l'eau à traiter. Le précipité formé est alors séparé de la solution par filtration ou par décantation. Des étapes supplémentaires peuvent être nécessaires lorsque les particules sont trop fines. Il s'agit notamment de la coagulation et

de la floculation. Les principaux réactifs pour la précipitation des anions phosphate sont des sels d'ions trivalents tels que des sels de fer (Fe III), d'aluminium (Al III) et des sels d'ions divalents tels que des sels de calcium (CaII) et de magnésium (Mg II) (**Hauduc et coll., 2015**).

I-5-1-1 Précipitation P-Fe, N-Fe :

Deux types de précipitation P-Fe peuvent intervenir en solution. La précipitation est dépendante du pH, du composé ferrique (Fe^{3+}), du temps de contact entre les ions Fe et P. Généralement, le fer ajouté en solution va s'hydrolyser. Si un composé phosphaté est présent en solution, une réaction aura lieu pour former un précipité P-Fe sinon le composé métallique réagira avec les molécules d'eau pour former un hydroxyde de fer $\text{Fe}(\text{OH})_3$.

La compétition entre le phosphore et les ions hydroxydes sera régie par le pH

Les diagrammes présentant les phosphates métalliques dans l'eau pure, par exemple FePO_4 , montrent que les phases solides sont stables à des pH inférieurs à 6.5 (**Xue et al., 2009**).

La réaction avec le Fe_2^+ dépend de la conversion en Fe_3^+ , elle-même régie par le pH, la concentration en oxygène dissous et d'inhibiteurs tels que les sulfures et les carbonates.

Des composés P-Fe ont été observés en fonction de diverses conditions d'expérimentations, notamment les conditions rédox du milieu. Le phosphore est retenu par le Fe(III) en condition aérobie alors que dans des conditions anaérobies, la réduction du Fe(III) en Fe(II), plus soluble, est observée. D'après (**Patrick et Anderson ,1981**), le potentiel rédox pour réduire le Fe(III) a été évalué selon le pH de la solution : 300 mV pour un pH 5, entre 100 et 300 mV pour un pH 6 et -100 mV pour un pH 8.

Tableau 1: Différents composés de phosphates de fer

Précipité	Formule chimique	Référence bibliographique
Strengite	$\text{FePO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$	Stumm <i>et</i> Morgan (1996)
	$\text{Fe}_{2,5}\text{PO}_4 \cdot (\text{OH})_{4,5}$	Fytianos <i>et al.</i> (1998)
	$\text{Fe}_{1,6}\text{H}_2\text{PO}_4 \cdot (\text{OH})_{3,8}$	Fytianos <i>et al.</i> (1998)
Vivianite	$\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$	Stumm <i>et</i> Morgan (1996)

I-5-1-2 Précipitation P-AL, N-AL :

La précipitation des ions phosphate par les sels d'aluminium est généralement effectuée par ajout de sulfate d'alumine ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), d'aluminate de soude ($\text{Na}_2\text{OAl}_2\text{O}_3$) ou d'alun ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$). Le solide formé est composé d'hydroxyde d'aluminium ($\text{Al}(\text{OH})_3$) et de phosphate d'alumine (AlPO_4) dont les produits de solubilité sont $3,0 \cdot 10^{-34}$ et $9,84 \cdot 10^{-21}$ respectivement. Compte tenu des équilibres acido-basiques des différentes espèces en solution, la précipitation est optimale pour des pH compris entre 6 et 6,5 et le précipité de phosphate d'aluminium est obtenu suivant l'équation suivante :



Cependant il est nécessaire de suivre la quantité d'aluminium restituée dans le milieu récepteur en raison des risques potentiels de neurotoxicité, telles que la maladie d'Alzheimer (Yang et coll., 2006b).

I-5-1-3 Précipitation P-Ca, N - Ca:

Les différentes formes solides des phosphates de calcium sont présentées dans le **Tableau 2**. Plusieurs substitutions isomorphiques sont possibles dont l'hydroxyapatite (HAP) et la fluoroapatite (FAP).

La phase initiale formée lors de la précipitation des phosphates de calcium dépend des caractéristiques physico-chimiques de la solution, notamment les pH alcalins. Une fois dissous, les ions Ca^{2+} , les ions métalliques et les ions phosphates présents dans l'effluent vont former des complexes par nucléation.

Le ratio molaire Ca/P va avoir une conséquence directe sur la vitesse de précipitation et sur l'amplitude de la réaction. Pour un ratio molaire Ca/P de la solution initial de 1,67, la précipitation homogène devient effective pour un pH de 8,5-9. D'autres paramètres vont avoir un rôle important sur la précipitation des phosphates de calcium : l'augmentation de la force ionique et la température.

Tableau 2 : Ratio molaire Ca/P des précipités de phosphate de calcium (Cabanes, 2006)

Précipité	Abréviation	Formule chimique	Ca/P (mole/mole)
Hydroxyapatite	HAP	$\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$	1,67
Fluoroapatite	FAP	$\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{F}_2$	1,67

Phosphate octocalcique	OCP	$\text{Ca}_4\text{H}(\text{PO}_4)_3$	1,33
Phosphate tricalcique	TCP	$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$	1,5
Phosphate dicalcique	DCP	Ca_2HPO_4	1
Phosphate monocalcique	ACP	$\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$	0,5

Le précipité de phosphate de calcium est présent majoritairement sur la surface du laitier où se trouvent les grains de calcite. Ce précipité peut être formé en lieu et place de la calcite. La nucléation et la croissance du cristal sont les étapes limitantes. Ainsi l'HAP est plus facilement formé sur les surfaces réactives dans des conditions super saturés (**Baker et al., 1998**).

Le diagramme de solubilité de quelques phosphates de calcium présenté par Cabanes (2006) montre que l'hydroxyapatite (HAP), de composition chimique $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$, est le composé qui est thermodynamiquement le plus stable et le plus insoluble. Cependant, le pH, la température, les concentrations en calcium et phosphore sont autant de paramètres intervenant sur la nature des phosphates précipités. D'après Comeau *et al.* (2006), les laitiers ont également la capacité de faire précipiter le CO_2 atmosphérique en carbonates, ce qui peut représenter également une limite sur leur utilisation potentielle (**Figure 4**). Une compétition peut alors avoir lieu entre les carbonates de calcium, l'HAP et les autres précipités formés.

Sur des études opérées en colonne avec des laitiers FAE, il a été démontré la présence de cristaux d'HAP (**Drizo et al., 2002 ; Claveau-Mallet et al., 2012**). Au contraire, pour une étude à pleine échelle, il n'a pas été montré de précipité P-Ca avec le laitier « melter » (**Pratt et al., 2010**). Il semble alors que des différences de mécanismes épuratoires P-Ca peuvent avoir lieu entre les deux échelles ou sont dépendantes du type de laitier utilisé.

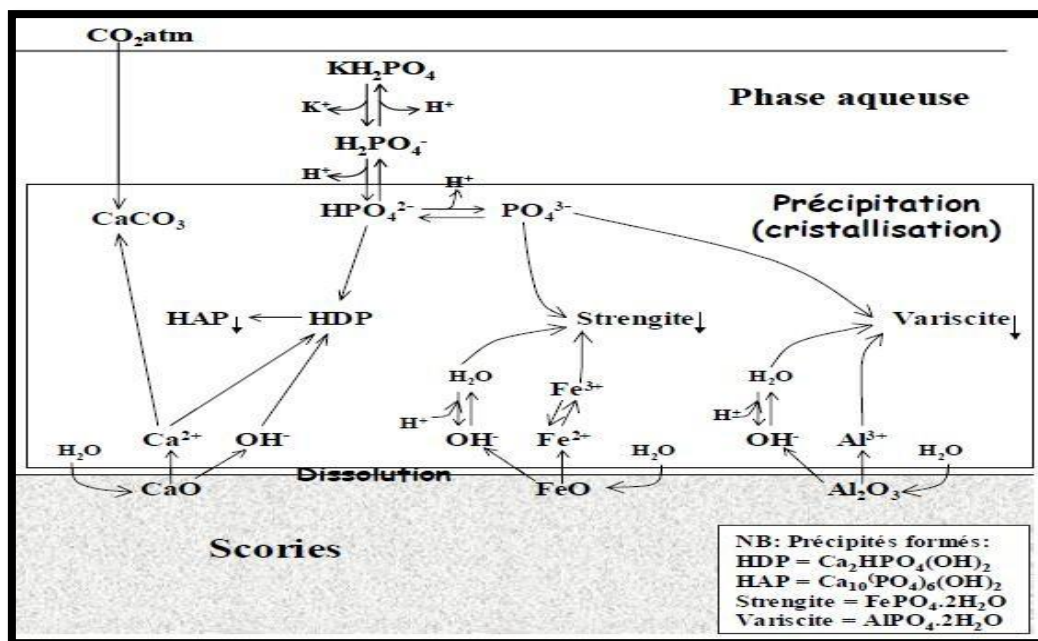
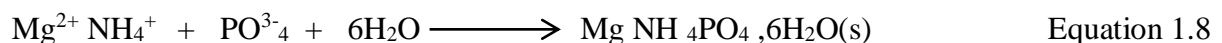


Figure 4: Mécanismes de précipitation sur les laitiers FAE, « scorie québécois »

(Comeau et al., 2006)

I-5-1-4 Précipitation P-Mg, N-Mg :

Les sels de magnésium sont peu utilisés pour précipiter les ions phosphate en raison de leur coût élevé. Cependant ces sels sont intéressants car ils permettent en plus des ions phosphate, d'éliminer également l'azote ammoniacal et le magnésium (Lee et coll., 2003) selon l'équation suivante :



Il se forme un composé cristallin blanc constitué de magnésium et de phosphate d'ammonium appelé struvite (MgNH₄ PO₄, 6H₂O) (Quintana et coll., 2008).

En résumé, le procédé de précipitation chimique implique le contrôle continu des paramètres physicochimiques (pH, concentration en ions phosphate, alcalinité, concentration en sel de fond et température) qui génèrent les équilibres de dissolution-précipitation des sels de phosphate. De plus, l'élimination et le traitement des boues de précipité représentent un coût élevé. Ce procédé est très utilisé et bien adapté pour les grandes communes mais est toutefois trop coûteux pour les petites communes et les pays en développement (Niang, 2000).

I-6 Etude des équilibres d'adsorption :

L'information sur l'équilibre d'adsorption est indispensable dans l'étude d'adsorption d'un soluté sur un matériau. Le phénomène d'adsorption est décrit en termes d'isothermes. Ces derniers rendent compte la relation entre la quantité adsorbée du soluté et la concentration de ce dernier dans la phase liquide, sous deux conditions : l'équilibre réactionnel est atteint et les conditions opératoires sont constantes.

I-6-1 L'adsorption :

L'adsorption est un phénomène physico-chimique se traduisant en particulier par une modification de concentration à l'interface de deux phases non miscibles. L'adsorption est un phénomène de surface tandis que l'absorption est un phénomène de profondeur et de volume. L'adsorption par un solide peut être définie comme étant le phénomène de concentration des molécules d'une phase gazeuse ou liquide sur la surface géométrique du solide mais aussi à sa surface interne développée dans sa porosité.

Elle définit la propriété de certains matériaux (adsorbants) de fixer à leur surface dissoutes dans l'eau (gaz, ion métallique, molécules organiques, constituants indésirables ou toxiques...). (**Nadjemi, Harma, 2019**)

I-6-2 La capacité d'adsorption :

Puisque la biosorption correspond à un phénomène de matière d'une phase liquide ou gazeuse vers une phase solide, l'établissement de la matière de l'adsorbant permet de rendre compte de la répartition de la masse de polluant entre les deux phases en fonction du temps (t).

Le paramètre q_t (équation 01) désigne la capacité d'adsorption à l'instant(t) s'écrit :

$$q_e = (c_0 - c_e) \cdot v / m$$

Où

q_e : capacité d'adsorption à l'équilibre (mg/g) ;

C_0 : concentration initiale en soluté dans la solution (mg/L) ;

C_e : concentration en soluté dans la phase liquide à l'équilibre (mg/L) ;

V : volume de solution (L) ;

m : masse de d'adsorbant (g). (**Bouit et Amira D,2021**)

I-6-3 Les isothermes d'adsorption :

Plusieurs auteurs, dont Giles ont proposé une classification des isothermes de sorption basée sur leur forme et sur leur pente initiale (Giles, 1974(a) ; Giles, 1974(b)). La revue de (Limousin, 2007) présente une synthèse plus ou moins détaillée de cette classification. Parmi les formes d'isothermes, ces auteurs distinguent (Figure 5) : la forme H, dite de «haute affinité», la forme L, dite de « Langmuir », la forme C, dite de «partition constante», la forme S, dite «sigmoïdale». Les formes « L » et « H » sont les plus observées, notamment dans le cas de l'adsorption de composés organiques en solution aqueuse sur des charbons actifs.

*** Forme « H »**

Est un cas particulier de la forme « L », où la pente initiale est très élevée. C'est le cas quand le soluté exhibe une forte affinité pour le solide.

***Forme « L »**

Correspondrait plutôt aux faibles concentrations en soluté dans l'eau. L'isotherme est de forme convexe, ce qui suggère une saturation progressive du solide. Quand C_e tend vers zéro, la pente de l'isotherme est constante.

*** Forme « S »**

Présente un point d'inflexion révélateur d'au moins deux mécanismes d'adsorption. C'est le cas, par exemple, quand une première couche de soluté est d'abord adsorbée puis quand l'adsorption d'une ou plusieurs couches supplémentaires devient favorisée.

*** Forme « C »**

Est une droite passant par zéro ce qui signifie que le rapport q_e/C_e (appelé coefficient de distribution K_d). (Nadjemi, Harma ,2019)

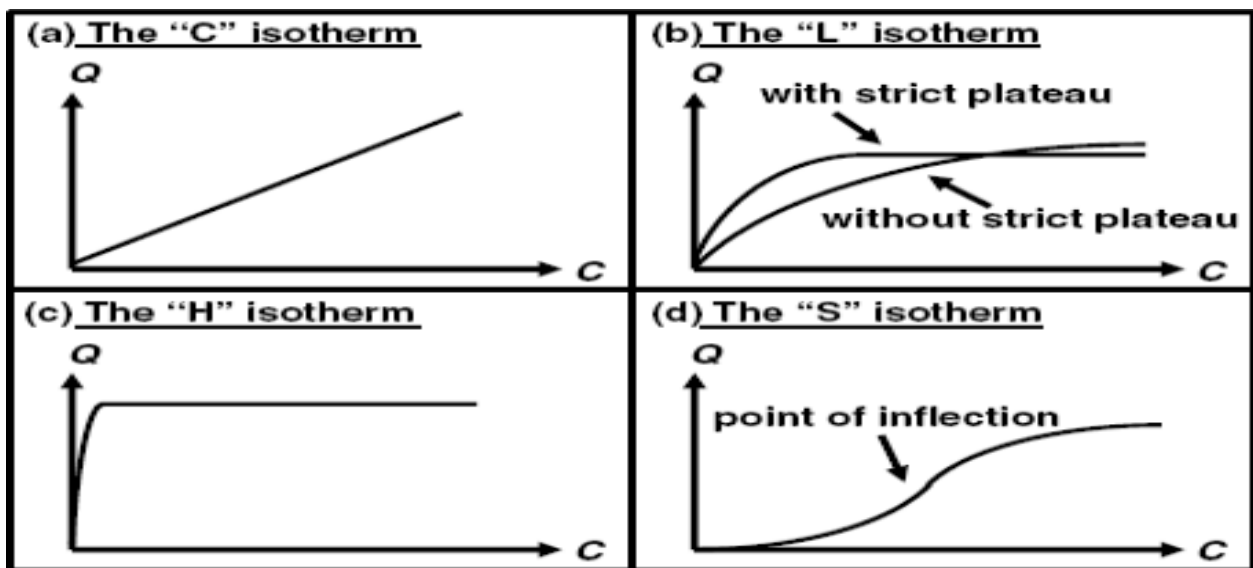


Figure 5. Types d'isothermes.

I-6-4 Cinétique d'adsorption :

La cinétique d'adsorption est définie par l'évolution de la quantité adsorbée en fonction du temps de contact adsorbant/adsorbat. La vitesse d'adsorption d'un soluté à partir d'une solution dépend de nombreux facteurs, notamment la nature de l'adsorbant, l'adsorbat, ainsi que de la vitesse d'agitation du milieu.

Elles ont montré que l'adsorption des adsorbats est relativement rapide sur un solide non poreux. L'équilibre est atteint en quelques minutes. Cependant, l'adsorption sur un solide poreux est beaucoup plus lente. (Bouacherine, 2013).

I-7 Le traitement biologique :

Le traitement biologique des eaux usées est le procédé qui permet la dégradation des polluants grâce à l'action de micro-organismes. Ils vont permettre ainsi d'éliminer la pollution soluble biodégradable et une partie des MES. Ce processus existe spontanément dans les milieux naturels tels que les eaux superficielles suffisamment aérées. Une multitude d'organismes est associée à cette dégradation selon différents cycles de transformation. Parmi ces organismes, on trouve généralement des bactéries, des algues, des champignons et des protozoaires. Cette microflore, extrêmement riche, peut s'adapter à divers types de polluants qu'elle consomme sous forme de nourriture (substrats). Il est ainsi possible d'utiliser systématiquement cette microflore dans un processus contrôlé pour réaliser l'épuration des

eaux résiduaires. L'épuration biologique peut s'effectuer par voie aérobie ou anaérobie. Dans les deux cas ce sont des micro-organismes adaptés au procédé qui se multiplient en absorbant la pollution organique (bactéries hétérotrophes assimilant les matières organiques). Au cours de la croissance aérobie, l'énergie prélevée de la transformation du carbone organique, devient une énergie disponible pour la synthèse. (Mimeche, 2014).

I-7-1- Elimination biologique de la pollution azotée:

I-7-1-1-Processus de nitrification:

La nitrification est le processus biologique résultant de l'activité de micro-organismes qui oxydent séquentiellement l'azote ammoniacal (NH_4^+) en nitrite (NO_2^-) puis en nitrate (NO_3^-).

L'élimination de l'azote par voie biologique requiert des bactéries aux types trophiques très différents, les différentes formes de l'azote servant tour à tour de source d'azote, de source d'énergie et d'accepteur final d'électrons et de protons. Le processus peut être schématisé ainsi figure 4 (Kouakou, 2007) :

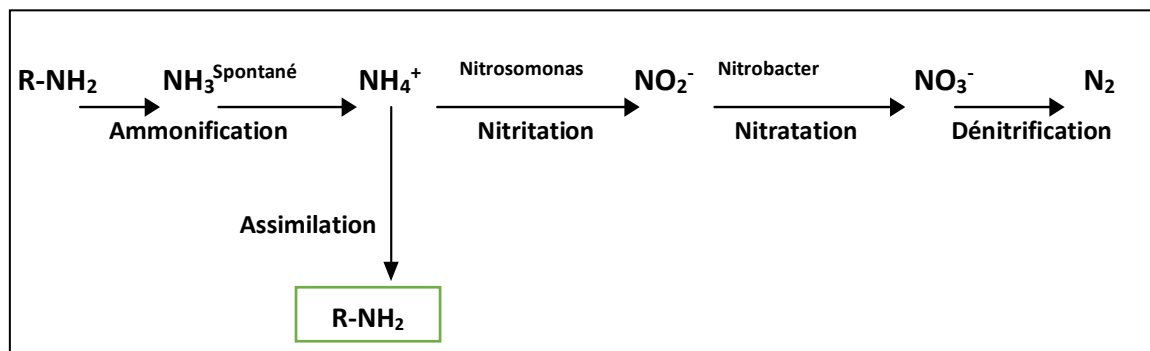


Figure 6: Schéma réactionnel de la minéralisation de l'azote

Ce schéma réactionnel d'apparence simple fait partie du cycle complexe de l'azote.

Dans ce schéma, deux types de nitrification doivent être distingués :

□ La nitrification lithotrophe ou autotrophe est caractérisée par l'utilisation de substrats inorganiques comme source d'énergie pour la croissance bactérienne. Elle concerne deux groupes de bactéries spécialisées dans cette fonction ;

□ La nitrification hétérotrophe est réalisée par des organismes hétérotrophes. Elle concerne plusieurs groupes de bactéries, de champignons et d'algues, etc. Elle est encore assez mal connue et peu maîtrisée.

I-7-1-2 Notions microbiologique de la nitrification:**a) taxonomie:**

Les microorganismes nitrifiants tableau 1 se composent de deux groupes physiologiques de bactéries non phylogénétiquement liées (**Watson et al, 1989**). Dans la nature, elles vivent en communauté. Dans le cas des milieux de cultures tout comme en station d'épuration, elles ont la propension de coloniser les surfaces et croître en amas appelés agrégats biologiques.

Le premier groupe qui oxyde l'ammonium en nitrite est composé de bactéries nitritantes ou nitrosantes, ou également appelées nitreuses. Ce groupe renferme plusieurs genres dont les noms portent le préfixe "nitroso".

Le deuxième groupe qui oxyde le nitrite en nitrate est constitué par les bactéries nitratantes (ou nitriques). Le nom des genres porte le préfixe "nitro"

Le tableau (1) recense les genres nitritantes et nitratantes ainsi que les différents nombres d'espèces correspondantes.

Tableau 3 : Genres et nombres d'espèces nitrifiantes (Féray, 2000)

Bactéries nitritantes		Bactéries nitratantes	
Noms des genres	Nombre d'espèces	Noms des genres	Nombre d'espèces
<i>Nitrosomonas</i>	10	<i>Nitrobacter</i>	4
<i>Nitrospira</i>	5	<i>Nitrospina</i>	1
<i>Nitrosococcus</i>	3	<i>Nitrococcus</i>	1
<i>Nitrosolobus</i>	2	<i>Nitrospira</i>	1
<i>Nitrosovibrio</i>	2		

b) Phylogénie:

La phylogénie ou phylogenèse est la science de reconnaissance et de différenciation d'un groupe de microorganismes. À l'heure actuelle, plusieurs techniques de reconnaissance existent dont la phénotypie (basée sur des caractères morphologiques), la sérotypie (basée sur des techniques sérologiques) et les techniques moléculaires (séquençages d'ADN ou d'ARN). Selon Teske et al, (1994) ainsi que Woese, 1994), toutes les bactéries nitrifiantes

font partie des Protéobactéries et plus précisément de la famille des Nitrobacteriaceae (Watson et al, 1989).

I-7-1-3 Notions de métabolisme:

Le métabolisme est l'ensemble des transformations subies par les substances constitutives d'un organisme vivant. Il regroupe les réactions de synthèses cellulaires appelées anabolisme et les réactions de dégradation libérant de l'énergie dites catabolisme. Les substances organiques qui participent à ces réactions sont appelées métabolites.

1) L'ammonification:

Elle est réalisée, par des germes hétérotrophes, elle ne permet pas de fournir un abattement en azote de Kjeldahl important mais simplement de fournir une source d'azote minéral pour que les bactéries puissent minéraliser et assimiler la pollution carbonée. L'azote minéral est transféré de la phase liquide vers la phase solide (biomasse) par assimilation et sera éliminée en fin de filière.

Les stations d'épuration soumises à des contraintes sévères en terme de rejets azotés (zones sensibles à l'eutrophisation) doivent compléter ce traitement par un traitement tertiaire qui permettra de transformer l'ammonium en diazote par les réactions de nitrification - dénitrification.

2) Métabolisme nitrifiant

Les biomasses responsables de la nitrification ont un métabolisme autotrophe (Schmidt et al, 2002) et aérobie strict (Shin et al, 2005). On les retrouve dans plusieurs écosystèmes naturels notamment les eaux usées, les milieux aquatiques, les sols et les roches (Mansch et al, 1998 ; Bothe et al, 2000). Leur source d'énergie provient de l'oxydation de l'ammonium (les nitritants) ou du nitrite (les nitratants) en assimilant le CO₂ via le cycle de Calvin. Cependant, longtemps considérées comme exclusivement autotrophes, les bactéries nitrifiantes peuvent dans certaines conditions assimiler des composés organiques grâce à des métabolismes mixotrophes (se développent en utilisant à la fois des composés organiques et minéraux comme source de carbone et d'énergie.) (Féray, 2000). C'est le cas par exemple de *Nitrosomonas eutropha*, qui dans des conditions particulières d'anoxie peut simultanément nitrifier et dénitrifier (Schmidt et Bock, 1997).

3) Métabolisme énergétique et schéma réactionnel de la nitrification:

Le schéma réactionnel simplifié de la nitrification se subdivise en deux étapes successives bien connues de la littérature. La première étape mise en œuvre par l'espèce *Nitrosomonas* souche nitritante, tableau (1), correspond à l'oxydation de l'ammonium en nitrite (nitritation) au cours de laquelle l'oxygène moléculaire est consommé et l'ion ammonium sert de source d'énergie. Elle est suivie de l'oxydation du nitrite en nitrate (nitratation) réalisée par l'espèce *Nitrobacter* souche nitratante, tableau 1. Le nitrite formé précédemment sert de source d'énergie. Les valeurs d'énergie libérées respectivement par ces processus sont reportées dans le tableau 2. Ces valeurs relativement faibles seraient à l'origine d'un faible taux de croissance des souches correspondantes (**Henze et al, 1996**).

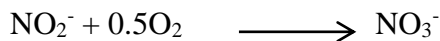
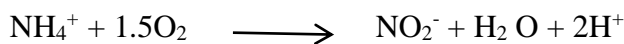


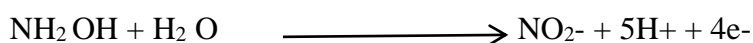
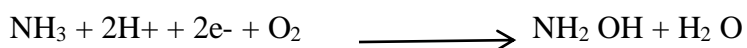
Tableau 4 : Énergie libérée lors du processus de la nitrification (Henze et al, 1996)

Processus réactionnels	Energie libérée
$\text{NH}_4^+ + 1.5\text{O}_2 \longrightarrow \text{NO}_2^-$	- 270 kJ /mol N-NH ₄ ⁺
$\text{NO}_2^- + 0.5\text{O}_2 \longrightarrow \text{NO}_3^-$	- 80 kJ /mol N-NO ₂ ⁻

a) Oxydation de l'ammonium en nitrite : la nitritation

En réalité, la nitritation proprement dite se déroule en deux étapes (Suzuki, 1974; Drozd, 1976; Jianlong and Ning, 2004) (Equations. suivantes) au cours desquelles l'ion ammonium s'oxyde d'abord en hydroxylamine (Hollocher et al, 1981), qui ensuite se réduit en nitrite. La formation de l'hydroxylamine serait catalysée par une enzyme, l'ammonium monooxygénase (AMO) (Rees and Nason, 1966; Dua et al, 1979; Wood, 1986) alors que la réduction du nitrite est catalysée par l'hydroxylamine oxydoréductase (HAO) (Hooper and Terry, 1979).

Le substrat de l'AMO serait l'ammoniac NH₃ plutôt que l'ammonium NH₄⁺ (**Bock et al, 1991**).



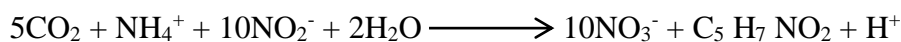
b) Oxydation du nitrite en nitrate : la nitratation

La formation de nitrite résulte de deux réactions en série d'oxydoréduction, l'oxydation du nitrite en nitrate se déroule en une seule étape (**Henze et al, 1996**). La source du substrat est encore mal connue et pourrait être soit l'ion NO_2^- , soit l'acide nitrique non dissocié (**Bock et al, 1986**). Toutefois, selon les travaux de (Meinck et al, 1992), cette réaction impliquerait la nitrite-oxydoréductase (NOR), enzyme localisée dans le système membranaire des souches concernées.

c) Assimilation du carbone et acidification:

Les microorganismes nitrifiants utilisent usuellement le CO_2 comme source de carbone.

Cependant, ce dernier devra être réduit pour son assimilation par la biomasse en vue de la constitution cellulaire. Pendant la nitrification, l'assimilation du carbone se déroule simultanément avec l'oxydation des sources d'énergie correspondantes conduisant à la croissance des microorganismes telle que présentée par les équations suivantes (Henze et al, 1996). Ici, les microorganismes sont représentés par le composé $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ dit bio mole.



Ces équations montrent que le processus de la nitrification est acidificateur (production de protons), notamment l'étape de la nitritation (**Henze et al, 1996**).

I-7-2 Elimination du phosphore:

I-7-2-1- Traitement biologique du phosphore:

Le traitement biologique, au sens large, englobe d'une part l'assimilation du phosphore par la biomasse pour ses besoins métaboliques minimums, et d'autre part la suraccumulation du phosphore par des bactéries déphosphatantes au-delà de leurs besoins métaboliques.

Par convention, on parle de traitement biologique du phosphore (au sens strict) lorsqu'il s'opère une suraccumulation du phosphore.

I-7-2-2- L'assimilation du phosphore

Le phosphore, de même que l'azote, est un composant essentiel de la biomasse épuratrice, bactéries et protozoaires ce qui représente de l'ordre de 1 à 2 % de la matière sèche des boues

activées non déphosphatantes, exprimée en matière volatile en suspension (Comeau, 1997). La réaction d'assimilation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes en présence d'oxygène dissous.

Les besoins en phosphore pour la synthèse des nouvelles bactéries sont de l'ordre de 1 % de la DBO₅ éliminée par la biomasse épuratrice. L'assimilation ne permet en aucun cas une élimination poussée du phosphore puisque le rapport P/DBO₅ est nettement plus élevé que 0,01 et se situe à 0,04 environ.

I-7-2-3- Processus de suraccumulation du phosphore

Dans le procédé d'élimination biologique du phosphore par boue activée, la biomasse est exposée à une alternance de conditions anaérobies et aérobies.

Rappelons les définitions d'anoxie et d'anaérobie propre au domaine du traitement des eaux usées :

- l'anoxie se caractérise par l'absence d'oxygène et la présence de nitrates ;
- l'anaérobie se caractérise par l'absence d'oxygène et de nitrate.

Le processus d'élimination biologique du phosphore peut être décrit, de manière simplifiée comme suit :

- Dans le bassin d'anaérobiose, les bactéries déphosphatantes, synthétisent un produit de réserve, les poly-β-alcanoates (PHA), à partir du substrat facilement biodégradable des eaux usées et de l'énergie libérée par l'hydrolyse intracellulaire de polyphosphates. Il en résulte un relargage de phosphate dans le milieu externe.
- Dans le bassin d'aération, les poly-β-alcanoates PHA et la matière organique contenue dans les eaux usées sont oxydés par les bactéries. La respiration (de l'oxygène) produit l'énergie nécessaire aux bactéries qui régénèrent leurs stocks de polyphosphates et croissent.

L'élimination biologique du phosphore est liée à une réabsorption de phosphore plus importante que le relargage figure 8 (FNDAE, 2002).

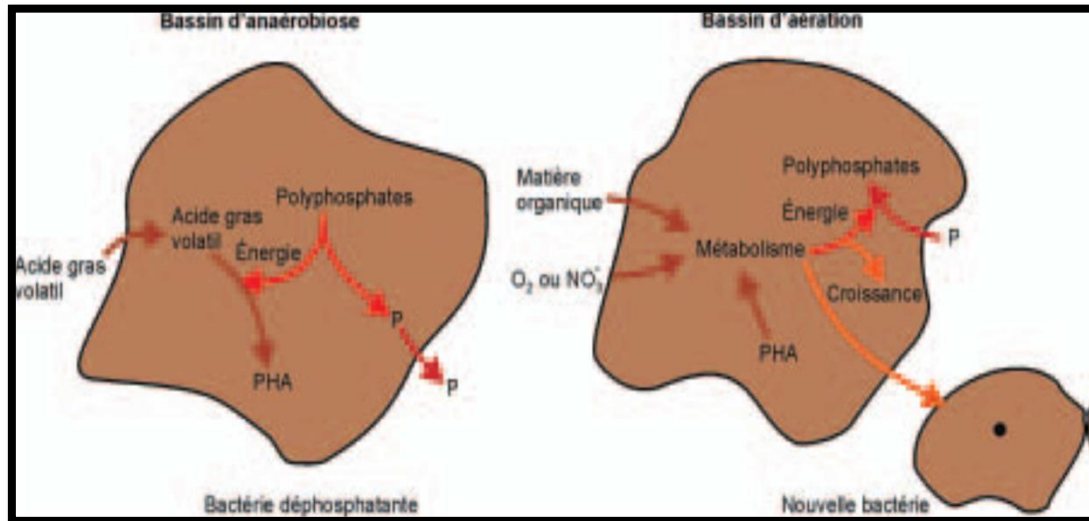


Figure 7 : Réactions biochimiques au sein d'une bactérie déphosphatante en conditions anaérobie et aérobie.

Au cours de la phase anaérobie, le relargage du phosphore n'est pas linéaire en fonction du temps. Trois phases peuvent être distinguées figure 9 :

- Tout d'abord, un relargage rapide du phosphore est observé. La vitesse de ce processus est indépendante de la concentration en carbone facilement assimilable essentiellement les acides gras volatils ;
- Ensuite, un ralentissement du relargage s'opère en raison de l'utilisation de substrats carbonés nécessitant une hydrolyse préalable ;
- Enfin, un relargage lent, dû à la maintenance de la cellule. Il s'agit du relargage secondaire ou endogène. Cette troisième forme de relargage n'est pas efficace en ce sens qu'elle n'entraîne pas dans le bassin d'aération une réabsorption intensifiée du phosphore.

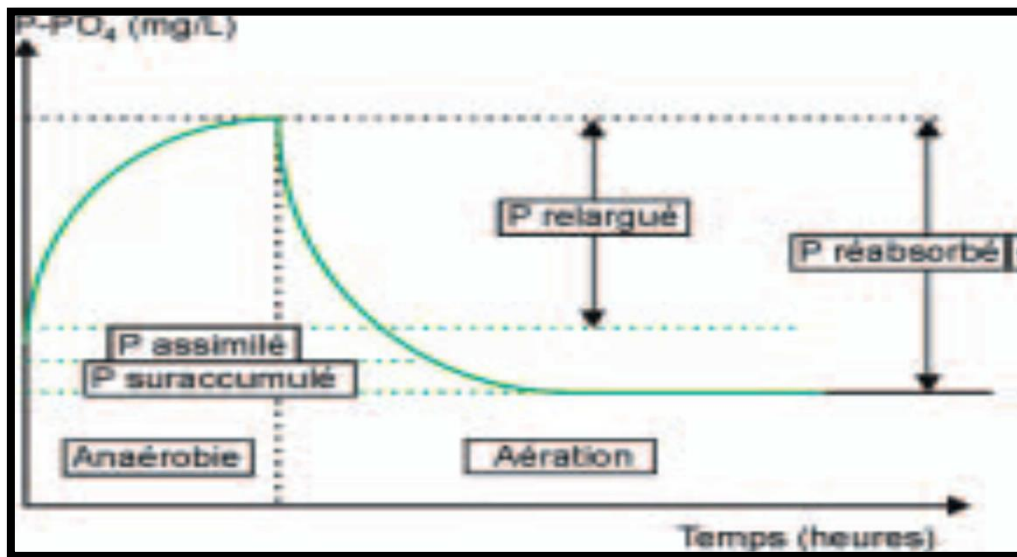


Figure 8 : Courbe de relargage et de réabsorption du phosphore.

I-7-2-4- Facteurs de suraccumulation du phosphore:

a) Les bactéries déphosphatantes:

Selon (Comeau, 1990) au sein de la biomasse épuratoire cohabitent quatre types de bactéries :

- Les bactéries hétérotrophes aérobies strictes, assurant la dégradation du carbone;
- Les bactéries hétérotrophes aérobies facultatives, responsables en condition d'anoxie et en présence de carbone, de la dénitrification ;
- Les bactéries hétérotrophes aérobies facultatives réalisant la fermentation, réaction de transformation de la matière organique en acides gras volatils en anaérobiose ;
- Les bactéries autotrophes vis-à-vis du carbone, aérobies, responsables de la nitrification.

Les bactéries déphosphatantes sont des bactéries aérobies strictes, obtenant l'énergie seulement à partir de l'oxygène, ou bien des bactéries aérobies facultatives, tirant l'énergie en priorité de l'oxygène, puis des nitrates en absence d'oxygène. Dans les deux cas, les bactéries stockent les phosphates sous forme de polyphosphates, et le carbone sous forme de poly- β -alcanoates (PHA) et de glycogène.

Une bonne partie des bactéries déphosphatantes ont été classées parmi le genre *Acinetobacter*.

b) Les poly- β -alcanoates (PHA):

Les poly- β -alcanoates (PHA), synthétisés à partir d'acides gras volatils, sont des composés carbonés qui jouent principalement un rôle de réserve énergétique. Il s'agit de polymères comprenant des monomères à 4, 5, 6 et 7 atomes de carbone.

c) La DCO facilement biodégradable:

La source de carbone utilisable par les bactéries déphosphatantes est la DCO facilement biodégradable. Elle est composée essentiellement d'acides gras volatils (molécule comprenant six atomes de carbone maximum) comme l'acide acétique (ou acétate de...), l'acide propénoïque (ou propionate de...), l'acide butyrique (ou butyrate de...).

Les acides volatils présents dans les eaux usées sont généralement issus du processus de fermentation de molécules de plus grande taille.

d) Le glycogène:

Le glycogène, dont le rôle a été mis à jour très récemment dans les mécanismes de déphosphatation biologique, intervient à trois niveaux :

- Source de carbone pour la synthèse de PHA ;
- Source d'énergie dans le processus, en complément de l'énergie libérée par l'hydrolyse des polyphosphates ;
- Source de pouvoir réducteur c'est-à-dire qu'il intervient dans la formation de la molécule spécialisée NADH (nicotinamide adénine dinucléotide) dont la présence est indispensable à la synthèse de PHA.

e) Les ions calcium, magnésium et potassium:

Des cations, Ca_2^+ , Mg_2^+ et K^+ , sont relargués en phase d'anaérobiose en même temps que le relargage du phosphore. Leur présence autorise une précipitation du phosphore : on parle ainsi de précipitation naturelle ou biologiquement induite.

En phase d'aération, ces ions sont réabsorbés dans les cellules bactériennes en même temps que les phosphates après dissolution des précipités.

I-7-2- 5- Conditions favorables à la déphosphatation biologique:

L'efficacité de la déphosphatation biologique est principalement liée :

- À la concentration de substrats simples facilement biodégradables contenus dans les eaux usées ou pouvant être éventuellement générés en anaérobiose ;
- Au rapport DBO/P (ou DCO/P) des eaux usées qui intervient au niveau du rendement d'assimilation ;
- À l'existence de conditions anaérobies et aérobies réelles dans les réacteurs concernés ;
- Au respect de temps de séjour suffisant dans les réacteurs anaérobies et aérobies pour que les réactions de relargage puis de réabsorption soient complètes ;
- Conditions physicochimiques adéquates ;
- À l'âge des boues

I-8 Conclusion :

Parmi les griefs retenus contre la pollution azotée et phosphatée et le préjudice porté à la santé publique d'une part, d'autre part ils sont responsables de l'eutrophisation des rivières, lacs et réservoirs demeure l'un des problèmes majeurs.

L'eutrophisation est, rappelons-le, un enrichissement en nutriments (composés azotés et phosphorés) utilisés par l'activité industrielle et agricole.

Les conséquences de l'eutrophisation des eaux de surface sont multiples : Le développement excessif d'algues qui augmente leur turbidité, modifie leur couleur et peut-être source d'odeurs nauséabondes, limite la production d'eau potable et des loisirs (pêche, baignade, sport nautique, lâcher d'eau), ainsi que les activités industrielles (transport, production d'énergie électrique).

Par ailleurs, un traitement approprié des eaux usées par une filière correctement dimensionnée et exploitée est plus que nécessaire, afin de réduire les flux de pollution rejetés au milieu naturel et éliminer tous les effets indésirables.

Chapitre II :

***Le Rôle du substrat sur l'abattement
du phosphore et de l'azote dans les
filtres plantés.***

II-1 Introduction.

Dans les deux cas, les eaux brutes (eaux grises et eaux vannes) passent à travers des bassins remplis d'un substrat minéral (sable, gravier, pouzzolane selon les cas) où sont plantés différents végétaux sub-aquatiques : roseaux, massettes, joncs, iris... (Espèces locales de préférence car elles sont adaptées au climat). Ces plantes, et plus spécifiquement les roseaux (*Phragmites Communis* ou *Phragmites Australis*) ont la particularité de former un tissu racinaire et un réseau de galeries qui drainent, apportent de l'oxygène et servent de support aux bactéries aérobies. Ces bactéries, ainsi que le macrofaune du sol (lombrics...), ont un rôle de dégradation et de minéralisation de la matière organique, qui devient dès lors assimilable par les plantes. Ainsi le système ne produit pas de boues, lesquelles sont compostées et forment un humus sur place.

Dans ce chapitre nous développerons une technique d'épuration naturelle, à la fois récente et importante, à savoir les marais artificiel ou phytoépuration.

La phytoépuration est effectuée dans des bassins étanches en séries dans lesquelles on implante des plantes aquatiques (macrophytes) dans un substrat bien choisi. Les bassins sont en général totalement couverts de plantes qui maintiennent ainsi des conditions anaérobies de dégradation de la matière organique initiée dans le décanteur-digesteur. La fourniture d'oxygène au milieu se fait par l'intermédiaire des racines des plantes (**Kone, 2002**).

II-2 Présentation générale de la technique de phyto-épuration:

Depuis l'antiquité chez les Grecs et les romains, ainsi qu'en Chine, les plantes sont utilisées pour traiter la pollution. L'effet dépolluant des micropyles (végétaux aquatiques visibles à l'œil nu) est connu de façon empirique depuis très longtemps, cependant, ce n'est qu'à partir des années 1950 que des chercheurs allemands commencent à analyser ce phénomène de façon scientifique. Ils mettent en évidence que ce ne sont pas les plantes elles-mêmes qui ont une activité dépolluante mais plutôt les bactéries vivant autour de leurs rhizomes (tige souterraine en forme de racines).

Les systèmes de phyto-épuration offrent une solution économique et durable pour l'épuration des eaux. L'investissement n'est pas aussi élevé que pour une station d'épuration avec bassins en béton, des pompes, etc. Un filtre à phragmites à lits verticaux, système le plus coûteux, revient, pour 1000 habitants, moitié moins cher qu'une station d'épuration classique.

Chapitre II : Le rôle du substrat sur l'abattement du phosphore et de l'azote dans les filtres plantés

La simplicité des systèmes permet également de diminuer notablement les interventions de maintenance. Enfin, il ne faut pas négliger les autres avantages, matériels et immatériels : pas de bruit, ni d'odeurs, ni de consommation d'énergie, en plus c'est écologique. **(Vincent. G. 1997).**

La phytopte-épuration de l'eau semble être une bonne alternative aux stations d'épuration classiques au moins pour les petites collectives. La qualité de l'eau en sortie respectant largement la réglementation et le faible coût de fonctionnement en font un système très intéressant. Toutefois, ce système est en développement et son évolution dans le temps n'est pas connue. En tout cas, pour une fois, les mentalités semblent prêtes à changer et ainsi préférer l'épuration rustique à l'épuration classique.

II.2.1. Le Principe de fonctionnement des filtres plantés à macrophytes :

La phytopte-épuration est réalisée grâce à des bassins successifs, étanches, remplis de gravier et plantés de divers espèces aquatiques, appelées micropyles, (roseaux, joncs, ris, phragmites, massette, salicaire...). Ces saprophytes ont un rôle de structuration et d'aération du massif ; tout en servant de support aux bactéries qui font l'essentiel du travail. Les graviers de granulométries croissantes en évoluant vers la profondeur (10 cm à 1 m), permettent la filtration mécanique des eaux usées. Les végétaux fixent les colonies de bactéries sur la base de leurs tiges et leurs rhizomes, ce qui améliore la performance des organismes épurateurs. Par ailleurs, ils absorbent par leurs racines une partie (10 % environ) des sels minéraux-nitrates et phosphates-issus de la décomposition des matières organique présente dans les eaux usées. **(Vincent G, 1997.et Brix, 1997).**

La plupart des micropyles sont capables d'assimilées les métaux lourds, toujours présents dans les eaux usées et nocifs pour l'environnement. Plusieurs espèces de plantes peuvent être utilisées mais les rousseaux (de types phragmites australes), par leur résistance aux conditions rencontrées (longue période submergée du filtre, période sèches, fort taux de matières organiques), et la rapide croissance du chevelu de racines et rhizomes, sont les plus souvent utilisés dans les climats tempérés. **(Finlayson C M; 1983).** La densité de plantation est de 4 plantation/m².

Pour réaliser une station d'épuration par les plantes, il est important de mener une étude de faisabilité qui permet de choisir le meilleur site d'implantation de la station. Plusieurs critères interviennent tel que : l'accessibilité, la topographie, la géologie et la nature du sol.

Chapitre II : Le rôle du substrat sur l'abattement du phosphore et de l'azote dans les filtres plantés

L'épuration est réalisée selon le principe de l'épuration biologique majoritairement aérobie dans les milieux granulaires fins à grossiers. On ne procède pas renouvellement régulier du massif filtrant ni à l'évacuation des boues biologiques. On distingue deux types de filtres plantés, suivant le sens de l'écoulement (filtres à écoulement vertical et les filtres à écoulement horizontal).

II.2.1.1. Les filtres plantés à écoulement vertical :

La configuration de ces systèmes est assez similaire à celles décrites ci-dessus. La différence est que Les eaux usées s'écoulent verticalement (percolation) dans le milieu de remplissage avec alternance discontinue.

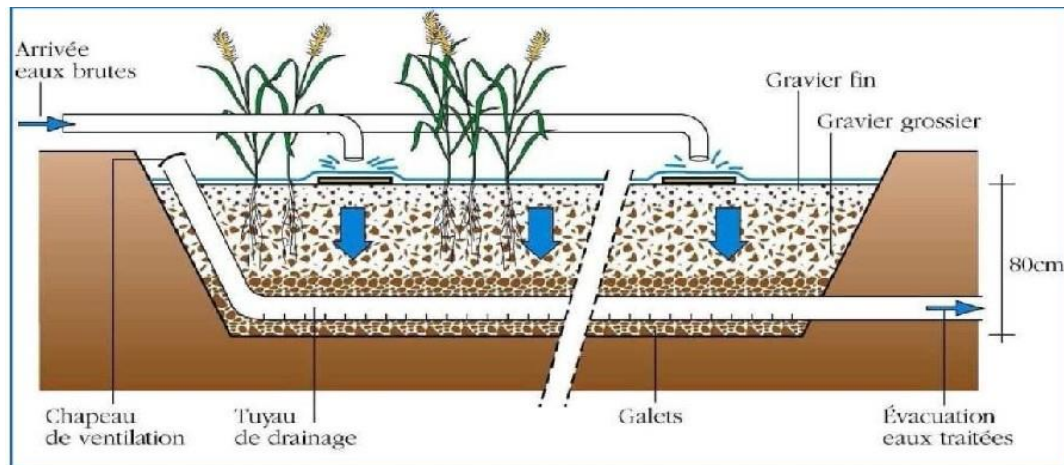


Figure 9: schéma des filtres plantés de à écoulement verticale. (Bris, 1997)

Les filtres du premier étage sont exclusivement constitués de différents types de graviers dans lesquels les phénomènes d'aération par diffusion sont sensiblement plus élevés que dans du sable. La granulométrie augmente généralement avec la profondeur tout en sachant que plus la granulométrie de la surface est fine plus les risques de colmatage sont importants. L'alternance de l'alimentation permet de limiter le colmatage. Les filtres à écoulement verticaux sont alimentés en surface, l'effluent s'infiltré verticalement à travers le substrat. L'alimentation par bâchées, créant une convection naturelle avec l'atmosphère puis par diffusion gazeuse lorsque la plage d'infiltration est dénoyée.

Chaque bâchée doit se répartir uniformément sur l'ensemble de la surface du lit, pour un traitement optimum. La rétention des MES s'effectue en surface des filtres (figure 13). Ce type de dispositif permet le stockage puis la minéralisation des boues sur le premier filtre de traitement. Ce filtre joue entre autre le rôle de bassin de décantation.

Chapitre II : Le rôle du substrat sur l'abattement du phosphore et de l'azote dans les filtres plantés

La dégradation biologique des matières dissoutes est réalisée par la biomasse bactérienne aérobie fixée sur le support. En raison du taux d'oxygène dissout important, les filtres du premier étage contribuent essentiellement à la dégradation de la fraction carbonée et à la nitrification.

Néanmoins la décontamination est faible voir nulle en raison des faibles temps de séjour des effluents dans le système. De plus, la déphosphoration est également faible du fait des faibles pouvoirs adsorbants des matériaux filtrants utilisés.

II.2.1.2. Les filtres plantés à écoulement horizontal :

Les systèmes d'épuration à écoulement horizontal sont constitués par des bassins horizontaux imperméabilisés, qui sont remplis avec un matériau inerte avec une taille de particule choisie (par exemple gravier), où se développent les racines des micropyles émergentes (phragmites australes, couramment utilisés).

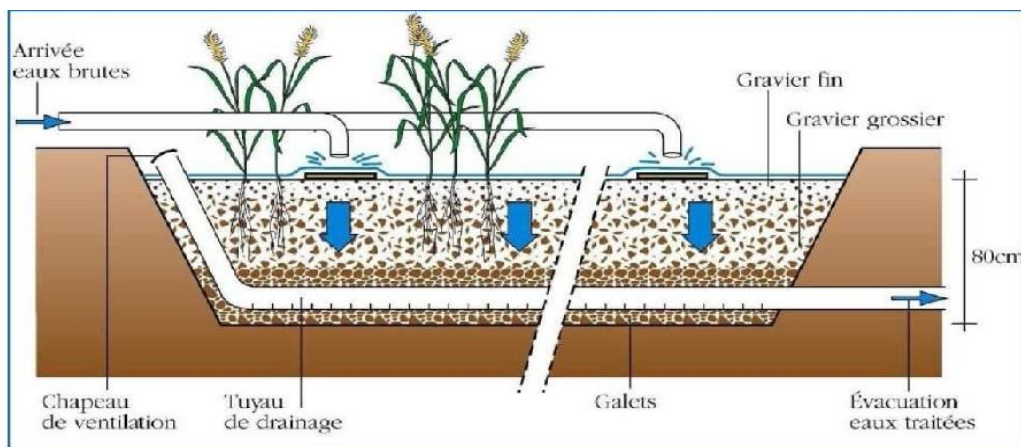


Figure 10: schéma d'un filtre planté de à écoulement horizontale. (Bris, 1997).

Les matériaux de la couche supérieure du filtre sont composés de sable de nature siliceuse et d'origine alluvionnaire (figure 14). L'alimentation ne s'effectue pas en surface comme les filtres verticaux. Les eaux usées décantées entrent, via un gabion d'alimentation, directement dans le massif filtrant. Le bassin est maintenu à saturation d'eau afin de maintenir des conditions anaérobies. L'oxygénation est limitée par l'absence de brassage de l'eau. Elle est constituée uniquement par la diffusion gazeuse et par l'apport d' O_2 par les racines des plantes. Le taux d'oxygène disponible pour la croissance bactérienne hétérotrophe est donc beaucoup plus faible permettant par la même d'en réguler la croissance. La pénurie en oxygène limite la

Chapitre II : Le rôle du substrat sur l'abattement du phosphore et de l'azote dans les filtres plantés

minéralisation des molécules carbonées et la nitrification, toutefois elle favorise la dénitrification. (Badi. H, 1913).

II.2.1.3. Les systèmes hybrides :

Les systèmes hybrides sont en fait l'association en séries de filtres verticaux et de filtres horizontaux. L'intérêt d'une telle association est d'obtenir une bonne nitrification dans les filtres verticaux qui sont bien oxygénés, mais aussi une dénitrification dans les filtres d'anoxie nécessaires à cette réaction. Les rendements de la dénitrification ne sont élevés car les bactéries dénitrifiantes ont besoin de matières organiques pour se développer et dénitrifier

Correctement. Or, en sortie des filtres verticaux, la majeure partie de la matière organique a été dégradée, elle n'est donc plus disponible pour les bactéries.

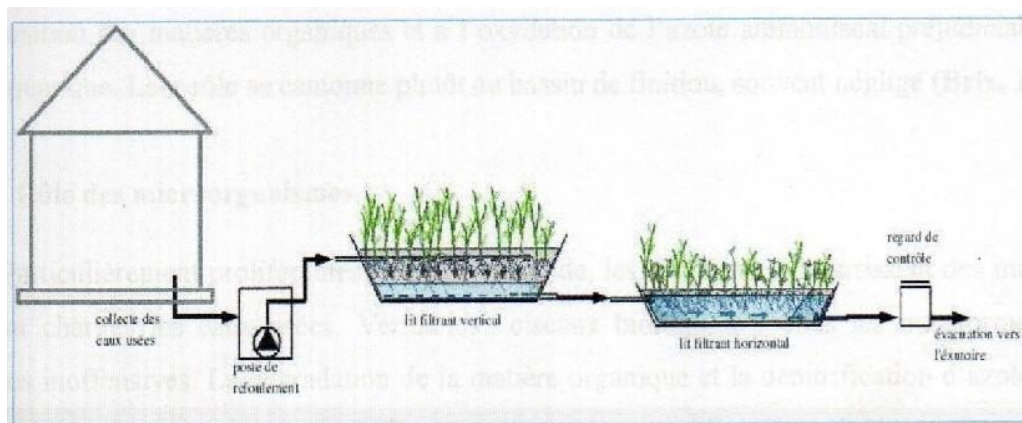


Figure 11 : coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement hybride (source : Hidrik, 2008)

II.3. Rôle des composants de la phytoépuration :

II.3.1. Le rôle des macrophytes :

La présence de plantes épuratrices contribue à :

- Empêcher la formation d'une couche comatante en surface liée à l'accumulation des matières organiques retenues par filtration mécanique.

Favoriser le développement de micro-organismes cellulolytiques lesquels contribuent au même titre que les rhizomes, racines, radicelles mais aussi lombrics à une minéralisation

Chapitre II : Le rôle du substrat sur l'abattement du phosphore et de l'azote dans les filtres plantés

poussée de la matière organique avec formation d'une sorte de terreau parfaitement aéré et de perméabilité élevée. (Molle.P, 2003)

- Assurer une protection contre le gel dans la mesure où les massifs en hiver sont couverts par la végétation.
- Créer de l'ombre et donc maintenir une hygrométrie contribuant à la formation d'une biomasse bactérienne
- Accroître la surface de fixation des microorganismes par le développement racinaire. De plus, il semblerait que les tissus racinaires et leurs exsudats constituent des niches plus accueillantes que des substrats inertes car un sol planté est biologiquement plus riche et actif qu'un sol nu.
- Participer à l'intégration paysagère des dispositifs.

II.3.1.1 Les plantes les plus utilisées dans l'épuration des eaux usées et leurs caractéristiques :

a/ Papyrus :

Le papyrus est une plante qui pousse notamment sur les rives de Nil. Il est constitué d'une tige ligneuse de section triangulaire supportant des feuilles disposées en étoile à son sommet. Cette plante peut atteindre plusieurs mètres de haut. Ce genre compte plus de six cents espèces de laiches, dont des annuelles et des vivaces persistantes, répandues surtout dans les habitats humides de presque toutes les régions du globe, sauf les plus froides. Les larges touffes d'épaisses tiges cylindriques ou triangulaires portent des feuilles graminiformes issues de la base et sont coiffées d'inflorescences compactes ou de grandes ombelles de petits épis floraux palés formes. La plupart des espèces ornementales se plaisent au bord de l'eau ou en sol marécageux. Cultiver dans un compost riche, et bien arroser. Elles tolèrent les rayons directs du soleil. Multiplier par semis ou division. (Burnie et Al 2006).



Figure 12: Photo de Papyrus

b/ Phragmite Australis : (Le roseau)

Plante vivace à rhizome rampant, très ramifié, émettant des tiges nombreuses, élevées (de 60 cm à deux mètres), dures et luisantes ; feuilles glauques, à ligule courte et ciliée, à limbe de plusieurs décimètres de long et large d'un pouce, très pointu au sommet et rude sur les bords, strié en long sur les deux faces ; inflorescence grande, très étalée, brun jaunâtre, à axe velu sur les nœuds inférieurs ; épillet très nombreux, grands (1-2 cm), à glumes très inégales, à axe sinueux très velu, portant 4 – 10 fleurs à longue arête.- Espèce cosmopolite, surtout représentée au Sahara par une forme à feuilles courtes, raides et piquantes, un peu enroulées en long, à tiges plus courtes que dans le roseau habituel d'Europe. Lits des torrents, gueltes, un peu partout au Sahara septentrional, occidental et central. **(Ozenda,1991)**

Le roseau est la plante filtrante la plus utilisée au monde pour dépolluer les eaux usées que cela soit sous forme de filtre alluvionnaire végétalime ou sous forme de bassins plantés : transportant de l'oxygène pur

Dans ses rhizomes, elle est très performante pour traiter les charges organiques (demande chimique en oxygène DCO ou DBO₅ ou MES). Elle est maintenant aussi utilisée pour traiter les boues urbaines.



Figure 13 : Photo de « Phragmite Australis* Le roseau commun*

c/ Le typha :

Le typha est une plante vivace de 1-2 mètres, glabre, à tige robuste ; feuilles largement linéaires (6 à 18 mm.), planes, glaucescentes, dépassant la tige ; épi proches ou à peine espacés et qui colonise les marées, étangs, rivières dans presque toute la France, l'Europe, l'Asie, l'Afrique et l'Amérique boréale). Le typha est une plante très résistante qui peut être utilisée pour les cas de pollution les plus désespérés. Elle est capable de dépolluer des eaux usées très polluées à la limite de l'asphyxie (lisiers, eaux de décharges). Elle est très performante dans les milieux à la limite de

L'anoxie (peu d'oxygène). Elle biodégrade très bien les produits pétroliers, les composés chlorés, et résiste à tout : métaux lourds, sels, excès de DCO et DBO₅. (Quezel et al. (1962 – 1963).



Figure 14 : Photo de Typha Latifolia.

Chapitre II : Le rôle du substrat sur l'abattement du phosphore et de l'azote dans les filtres plantés

d / Tamarix :

Dans leur habitat naturel du sud de l'Europe, d'Afrique du Nord et d'Asie tempérée, les quelques cinquante-quatre espèces d'arbustes et petits arbres composant ce genre croissent le long des côtes ou des cours d'eau, même souterrains, souvent en sol salin. La plupart sont caduques, quelques-unes persistantes. Elles forment un petit tronc et un houppier léger aux rameaux retombants et portent des feuilles, pareilles à de menues écailles, équipées de glandes sécrétant de sel. Les fleurs tenues blanches ou roses sont groupées en racèmes effilés. Les fruits sont des capsules. Culture : plantés en brise vent ou pour l'ornement, ces arbres s'adaptent à quantité de situations et de climats, tolérant même l'aridité et les embruns. De rusticité variable, ils apprécient un sol profond et sableux et peuvent être taillés après la floraison. Multiplier par semis, ou par boutures aoûtées en hiver ou semi- aoûtées en automne et en fin de printemps. (Burnie et al 2006)

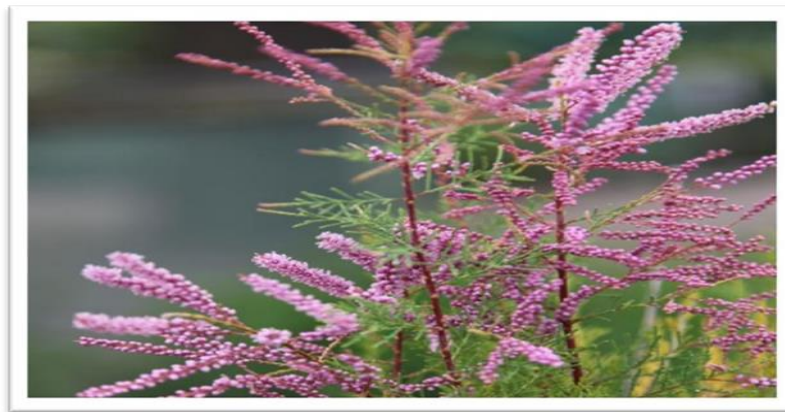


Figure 15 : Photo de Tamarix.

II.3.2. Rôle de matériau de remplissage (Le substrat) :

Les substrats utilisés pour construire un filtre sont constitués de terre, de sable, de gravier, de pierres, et de matières organiques telles que du compost. Leur perméabilité affecte la circulation de l'eau ainsi, ils retiennent les sédiments et les déchets qu'elle transporte. Non seulement ils servent de support à la végétation, mais deviennent aussi le support d'un grand nombre d'organismes vivants, et le lieu de nombreuses transformations chimiques et biologiques (en particulier bactériennes) formant une source de carbone et d'énergie pour l'activité biologique ; enfin ces substrats assurent le stockage de nombreux contaminants.

Chapitre II : Le rôle du substrat sur l'abattement du phosphore et de l'azote dans les filtres plantés

Les caractéristiques physiques et chimiques des sols sont modifiées lorsqu'ils sont inondés. Dans un substrat saturé, l'eau remplace l'air dans les cavités poreuses et les micro-organismes consomment rapidement le reste d'oxygène disponible. Le substrat devient alors anaérobique (sans air). Cette propriété est importante dans l'élimination des polluants tels que l'azote et les métaux (Tiglyene et al 2005).

De nombreuses terres sont appropriées pour les filtres plantés. Si le filtre utilise la terre extraite localement, il est important de connaître ses caractéristiques, elle devra être analysée avant d'être utilisée, on devra connaître sa conductivité hydraulique, sa perméabilité, sa teneur en argile et le type d'argile, son pourcentage de matières organiques et minérales. La capacité d'échange cationique, le pH, la conductivité électrique, la texture et la matière organique sont aussi des paramètres importants

Le pH du sol affecte la disponibilité et la rétention des métaux lourds et des substances nutritives, il devrait être entre 6,5 et 8,5.

La conductivité électrique d'un sol affecte la capacité des plantes et des micro-organismes à traiter les déchets. Les sols avec une conductivité inférieure à 4 ms /cm est plus adapté à la croissance. Les particules de surface et leurs charges électriques ont une participation majeure dans l'activité du sol. La plupart des sols sont chargés négativement, ce qui permet des liaisons et des échanges électrostatiques avec les ions chargés positivement (cations), tels que Ca_2^+ , Mg_2^+ , Fe_2^+ , Al_3^+ et Mn_2^+ , ainsi la capacité d'échange cationique mesure la capacité du sol à tenir ces ions de charge positive et donc des sédiments.

Le potentiel d'oxydoréduction du sol est un facteur important dans l'élimination de l'azote et du phosphore.

Le sol doit fournir suffisamment de matières organiques pour alimenter la croissance des plantes et l'activité des microorganismes, en particulier pendant la phase de démarrage. Les filtres plantés sont souvent construits sur des sites aux sols infertiles, et des amendements organiques, tels que le compost, les feuilles mortes, ou de boues d'épuration, peut être intégrée dans le support de départ.

La capacité du sol à retenir les contaminants varie en fonction de sa texture, de sa granulométrie et de son rapport avec l'eau :

Chapitre II : Le rôle du substrat sur l'abattement du phosphore et de l'azote dans les filtres plantés

Les sols sableux, graveleux, ou volcanique à texture grossière, ont une porosité élevée (l'eau se déplace rapidement à travers ce sol), ils possèdent donc un faible potentiel de rétention de polluants, mais peu ou pas de contraintes sur la croissance des racines. Ces sols tiennent bien, mais apportent peu d'éléments nutritifs aux plantes. Les ajouts de matières organiques pour les sols à texture grossière améliorent la survie de la plante et la croissance au cours des premières années, avant que les déchets organiques s'emmagasinent au sein de la zone humide. Ces sols ayant un drainage rapide, ils peuvent avoir besoin d'être irrigués pour maintenir les niveaux d'eau suffisant à la végétation (**Brix, 1987**).

Les sols de texture moyenne ou les sols limoneux sont un bon choix, les textures fines de limon permettent plus de contact de l'eau, ils ont une bonne rétention des polluants et peu de restrictions sur la croissance des plantes, tendres et friables, ils laissent les racines et rhizomes pénétrer facilement.

Les sols organiques denses, tels que les argiles et schistes, doivent être évités. Le débit d'eau à travers ces sols est lent et leur texture dense empêche la pénétration des racines, enfin leur faible teneur en éléments nutritifs limite la croissance et le développement.

Notons aussi que les sols riches en aluminium, ainsi que les sols argileux disposent d'un potentiel d'assimilation plus fort pour le phosphore que les sols organiques, ce qui les rend bien adaptées pour le traitement des eaux usées domestiques.

Bien que les tourbes soient fréquentes dans les zones humides naturelles, elles ne sont pas adaptées à la construction de filtre planté. Elles dégagent des acides organiques, qui affaiblit son pH, et lorsqu'elles sont inondées, les tourbes ont une structure tendre inadéquate pour maintenir les plantes.

Les matières organiques stabilisées, tels que le compost de champignons, la sciure de bois, de foin ou de paille, et la litière de poulet, sont parfois utilisés comme substrats organiques, ou comme Complément. Cette matière organique est une source de carbone pour soutenir l'activité microbienne. Ces matières organiques consomment également de l'oxygène et créent des environnements anoxiques nécessaires pour certains procédés de traitement, tels que la réduction des nitrates et la neutralisation des drainages miniers acides.

De par sa granulométrie, le matériau de remplissage a un rôle évident de filtration des matières en suspension présentes dans les eaux usées, d'où le nom de filtres. Son efficacité

Chapitre II : Le rôle du substrat sur l'abattement du phosphore et de l'azote dans les filtres plantés

Le rôle dépend en grande partie de la texture du matériau que l'on approche par sa granulométrie et qui interviendra notamment sur les caractéristiques hydrodynamiques (conductivité hydraulique en milieu saturé ou non). Le choix d'un matériau optimisé au regard des objectifs de traitement recherché et du type d'écoulement (en milieu saturé ou non), qui comme nous l'avons vu précédemment, est imposé par la géométrie et le principe de fonctionnement des filtres, selon qu'ils sont horizontaux ou verticaux. La composition du matériau de remplissage influence également le traitement par sa capacité à adsorber le phosphore ou encore les métaux lourds. Cela dépend essentiellement de sa teneur en fer, aluminium, calcium et du temps de séjour des eaux dans le massif, variable avec la porosité du matériau en place, à mettre en relation avec les cinétiques compatibles avec les objectifs de traitement fixés. **(Pant et al., 2001).**

Les sols sont très efficaces en enlevant les solides en suspension, les bactéries pathogènes et les virus par filtration et par l'adsorption. **(Lance et al, 1976; Taylor, 1981).** Les processus de précipitation dans le sol sont d'une façon permanente par laquelle certains ions sont enlevés des eaux usées. La coprécipitation du phosphate avec le fer, l'aluminium et le calcium peut enlever des quantités significatives du phosphore. **(Scheffer et al, 1980).**

Des métaux lourds peuvent être précipités avec du sulfure dans la zone où la réduction de sulfate se produit. La formation des phosphates organo-métalliques peut être une forme supplémentaire des nutriments enlevés du sol. Le phosphore et les substances toxiques persistantes, telles que les métaux lourds, sont accumulés dans le sol, et peuvent être l'un des facteurs déterminant le fonctionnement de la rhizosphère qui est la partie cruciale dans le processus de la phytoépuration. **(Brix, 1987).**

Les substrats utilisés pour construire un marais comprennent le sol, le sable, le gravier, les pierres et des matériaux organiques comme le compost. Les sédiments, et les débris s'accumulent dans le filtre à cause des vitesses basses d'eau et la haute productivité typique des marais. Les substrats, les sédiments, et les débris sont importants pour plusieurs raisons :

- Ils supportent beaucoup d'organismes vivants dans le marais ;
- La perméabilité du substrat influence le mouvement d'eau à travers le marais ;
- Plusieurs transformations biologiques (spécialement microbiennes) ont lieu dans le substrat ;

Chapitre II : Le rôle du substrat sur l'abattement du phosphore et de l'azote dans les filtres plantés

- Les substrats fournissent un stockage pour plusieurs contaminants ;
- L'accumulation du détritit augmente la quantité de la matière organique dans le marais. La matière organique fournit des sites pour l'échange de matériaux et l'attachement microbien, c'est une source de carbone ; la source d'énergie qui règle certaines réactions biologiques importantes dans le marais.

Les caractéristiques physiques et chimiques des sols et autres substrats sont altérés quand ils sont submergés. Dans un substrat saturé, l'eau remplace les gaz atmosphériques dans les espaces des pores et le métabolisme microbien consomme l'oxygène disponible. Dès que l'oxygène est consommé il peut être remplacé plus rapidement par diffusion à partir de l'atmosphère, les substrats deviennent anoxiques (sans oxygène). Ce milieu réducteur est

Important dans le prélèvement des polluants tels que l'azote et les métaux. **(Pant., et al., 2001)**

Donc le choix d'un matériau doit répondre à plusieurs exigences :

- Fournir une réserve d'eau ;
- Fournir une réserve d'éléments nutritifs ;
- Permettre les échanges gazeux entre l'air et les racines ;
- Procurer un support à la plante

II.3.3 Différents types des substrats utilisés pour l'élimination de l'azote et de phosphore

Vu de leur importance pour les plantes ainsi que pour l'activité biologique on a opté de citer quelque type de substrat utilisé pour la construction des filtres plantés des macrophytes.

- Les sols organiques denses : ce sont des sols qui se caractérisent par une texture dense telle que l'argile et schiste qui empêche la pénétration des racines, l'écoulement des eaux est lent comme ils sont pauvres en élément nutritif qui limite la croissance et le développement des plantes ce que nous oblige à éviter ces sols.
- Les sols à texture moyenne : leur texture tendre et friable permet l'écoulement des eaux, facilite la pénétration des racines comme ils assurent une bonne rétention des polluants ce que favorise leur choix ce sont de nature limoneuse.

Chapitre II : Le rôle du substrat sur l'abattement du phosphore et de l'azote dans les filtres plantés

- Les sols sableux, graveleux : ce type de substrat se caractérise par un drainage rapide suite à leur porosité élevée ce qu'affaiblit leur potentiel de rétention des polluants, leur influence sur la croissance racinaire est presque nulle, présente un bon support à la plante mais avec un apport médiocre des nutriments ce qui implique un ajout des MO pour l'amélioration de la croissance des plantes et leur survie au cours des premières années. (Mezhoud, 2019).

II-4 Les mécanismes d'élimination des phosphores et de l'azote par les substrats :

L'élimination des anions phosphate par marais artificiel fait donc appel à des mécanismes de nature physique, physicochimique (adsorption, précipitation) et ou biologique (assimilation végétale et par les microorganismes). La figure 20 ci-dessous présente le cycle du phosphore dans un marais artificiel et met en évidence les différents mécanismes intervenants.

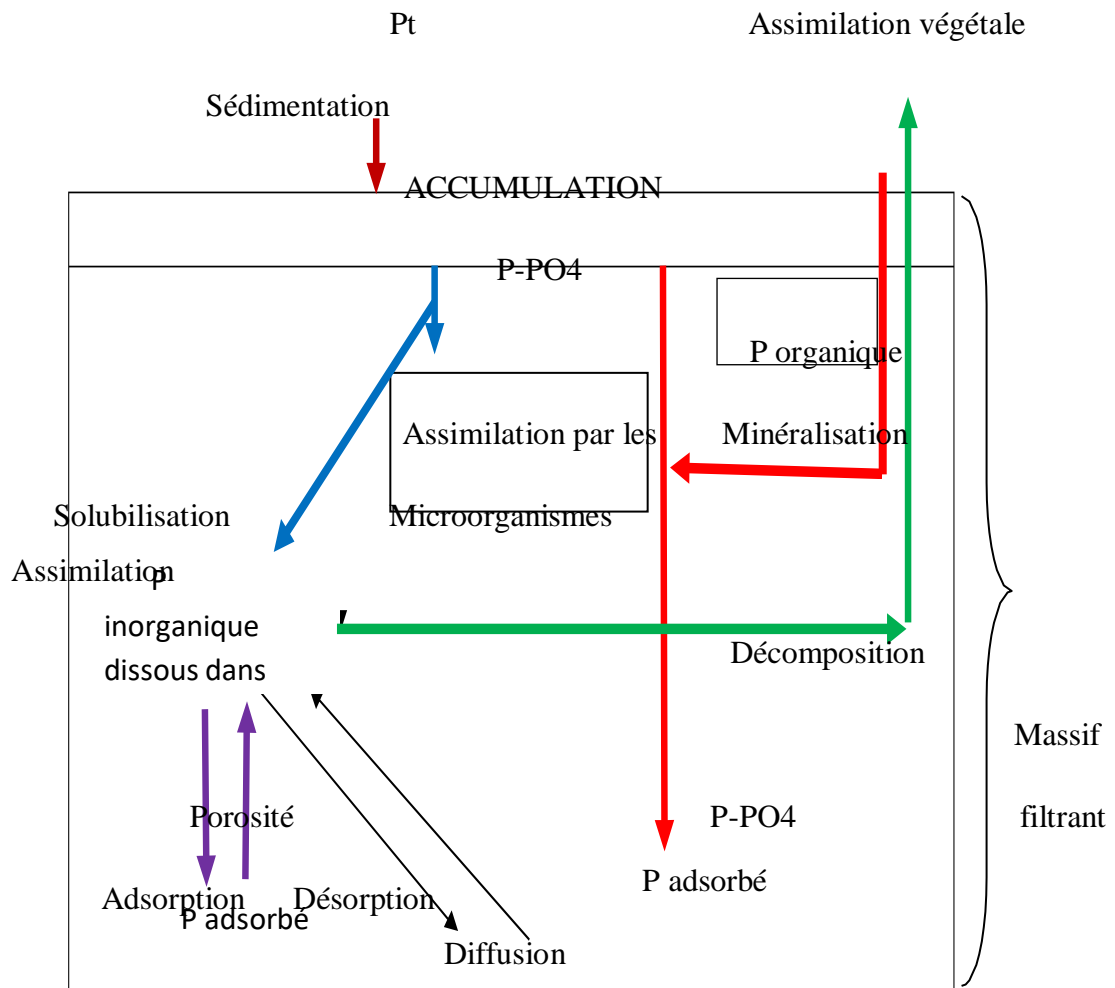


Figure 16 : cycle du phosphore simplifié dans un marais artificiel (Kadlec et Wallace, 2008).

On remarque qu'une partie du phosphore total (Pt) apporté au marais artificiel par l'eau usée sera accumulée à la surface du filtre par sédimentation. Une fois à l'intérieur du massif filtrant le phosphore est en partie assimilé par les microorganismes et également dissous dans les pores du massif donnant lieu à des équilibres d'adsorption / désorption. Une partie du phosphore est également assimilée par les végétaux pour leur croissance (assimilation végétale). (Kadlec et Wallace, 2008).

II-4-1 Les matériaux naturels:

De nombreux matériaux naturels ont été étudiés pour l'adsorption des ions phosphate (tableau 3). L'opoka (roche polonaise constituée de silice et de carbonate de calcium) a été utilisé comme adsorbant pour la déphosphatation pour une eau contenant $10 \text{ mg L}^{-1} \text{ P-PO}_4$ et

Chapitre II : Le rôle du substrat sur l'abattement du phosphore et de l'azote dans les filtres plantés

adonné une capacité d'adsorption maximale (q_{max}) de $0,1 \text{ mg g}^{-1}$. La bauxite, le calcaire et la zéolite ont une capacité d'adsorption maximale comprise entre $0,25$ et $0,6 \text{ mg g}^{-1}$ (Drizo *et coll.*, 1999). Par ailleurs, le sable et le gravier ont été utilisés en réacteur colonne (Arias *et coll.*, 2001), ces matériaux ont une capacité d'adsorption comprise entre $0,27$ et $3,9 \text{ mg g}^{-1}$ pour une concentration initiale en phosphate de 320

mg L^{-1} . L'apatite, roche phosphatée a été également étudiée en réacteur colonne et comme matériau de marais artificiel (Molle *et coll.*, 2005 ; Bellier *et coll.*, 2006). Ce matériau a une capacité d'adsorption des anions phosphate relativement élevée voisine de $4,76 \text{ mg g}^{-1}$, cette capacité a été obtenue avec une Concentration initiale en ions phosphate de 500 mg L^{-1} .

Tableau 5: Données expérimentales relatives à l'adsorption des anions phosphate par des matériaux naturels (Vohla *et coll.*, 2011) ; R : taux d'abattement, q_{max} : capacité d'adsorption maximale t : temps de contact.

Matériau	[P-PO ₄] (mg L^{-1})	t (h)	R (%)	q_{max} (mg g^{-1})	pH	Auteur
Opoka	10	20	20	0,1	8,3	Johansson et Gustafson, 2000
Bauxite	40	24	60	0,60	5,9	Drizo <i>et coll.</i> , 1999
Calcaire	40	24	55	0,55	7,8	Drizo <i>et coll.</i> , 1999
Zéolite	40	24	25	0,25	6,6	Drizo <i>et coll.</i> , 1999
Dolomie	100	24	-	0,3	11	Pan <i>et coll.</i> , 2000
Apatite	150	24	-	0,41	8	Bellier <i>et coll.</i> , 2006
Shell sand	480	24	67	9,6	8,8	Ádám <i>et coll.</i> , 2007
Apatite	500	24	-	4,76	7	Molle <i>et coll.</i> , 2005
Maerl	500 0	48	32	39,5	7,6	Gray <i>et coll.</i> , 2000

Un produit d'origine marine (le Maerl) a également montré une bonne capacité de rétention

($q_{max} = 39,5 \text{ mg g}^{-1}$) (Gray *et coll.*, 2000). Cependant la quantité de phosphate (5000 mg L^{-1}) mise en contact avec le Maerl (tableau 3) ne reflète pas les conditions naturelles. On peut

Chapitre II : Le rôle du substrat sur l'abattement du phosphore et de l'azote dans les filtres plantés

donc comprendre aisément que les matériaux naturels étudiés (tableau 3) présentent des capacités variables qu'il faut interpréter avec prudence car les conditions expérimentales ne sont pas identiques, certaines ne reflétant pas les concentrations en anions phosphate rencontrées dans les eaux usées naturelles. (**Dan Eude Baudouin, 2018**)

II-4-2 Les matériaux de synthèse:

Plusieurs études ont mis en évidence l'efficacité de produits de synthèse dans l'élimination des ions phosphate. Les rouilles vertes ferrique, la ferrihydrite ont notamment été étudiées (**Barthelemy et coll., 2012 ; Mallet et coll., 2013**). Dans des conditions de pH acide (pH ~ 4), une capacité

Maximale d'adsorption des anions phosphate de 64,8 et 105 mg g⁻¹ a été rapportée pour les rouilles vertes ferrique et pour la ferrihydrite respectivement pour une concentration initiale en phosphate de 100 mg L⁻¹. La capacité d'adsorption reste élevée pour la ferrihydrite à pH neutre, représentatif des conditions de traitement de l'eau, celle-ci étant de 78 mg PO₄ g⁻¹. Néanmoins ces matériaux doivent être déposés sur un support poreux afin d'être utilisés comme matériau de filtration en raison des problèmes de colmatage. Des supports de pouzzolane ont été utilisés avec succès à cet effet (**Ruby et coll, 2015**).

Des agrégats légers d'argile expansée (LECA, Filtralite P[®]) ont été synthétisés pour la déphosphatation des eaux usées. Des capacités d'adsorption de 0,55 et 0,2 mg g⁻¹ pour des concentrations initiales en phosphate de 40 et 1000 mg L⁻¹ ont été obtenues respectivement (tableau 4) (**Drizo et coll., 1999 ; Vohla et coll., 2005**).

Les fibres échangeuses d'anions présentent une capacité d'adsorption plus élevée que les agrégats légers d'argile expansée. Des capacités maximales de sorption de 161, 139 et 87 mg g⁻¹ ont en effet été obtenues pour un pH de 5, 7 et 8,5 respectivement et pour une concentration initiale en ions phosphate de 300 mg L⁻¹ (tableau 4). De la limaille de fer mélangé à du sable a également été étudiée en réacteur colonne pour une concentration initiale en phosphate de 60 mg L⁻¹. Une capacité d'adsorption très élevée de 132 mg g⁻¹ a été déterminée après 17 jours (**Sleiman et coll., 2016**).

Par ailleurs après saturation en ions phosphates, la plupart de ces adsorbants synthétiques peuvent être régénérés par désorption avec l'utilisation de solutions aqueuses basiques telles que la soude. Cependant le coût de fabrication plus élevé de ces matériaux de synthèse est le problème majeur de leur utilisation à grande échelle.

Chapitre II : Le rôle du substrat sur l'abattement du phosphore et de l'azote dans les filtres plantés

Tableau 6: Données expérimentales relatives à l'adsorption des anions phosphate par les matériaux de synthèse (Vohla et coll., 2011) ; R : taux d'abattement, q_{max} : capacité d'adsorption maximale, t : temps de contact.

Matériau	[P-PO ₄] (mg L ⁻¹)	t (h)	R (%)	q _{max} (mg g ⁻¹)	pH	Auteur
LECA	40	24	55	0,55	8,2	Drizo et coll., 1999
Fibre échangeuse d'ions	300	24	54	161	5,0	Awual et coll., 2011
			46	139	7,0	
			29	87	8,8	
Filtralite P®	480	24	17	2,5	10,7	Ádám et coll., 2007
LECA	1000	48	-	0,1-0,2	-	Vohla et coll., 2005

II-4-3 Les co-produits industriels:

Divers sous-produits industriels, notamment des déchets de l'industrie de l'alumine (boues rouges), des sous-produits à base de fer et d'acier, des scories de cendres d'incinération thermique (cendres de schiste bitumeux, cendres volantes) ont été évalués dans le but de valoriser ceux-ci pour le traitement des eaux usées (tableau 5) (**Bowden et coll., 2009**). La boue rouge, avec une très faible concentration initiale P-PO₄ (1 mg L⁻¹) en solution, a une capacité d'adsorption maximum (q_{max}) de 0,58 mg g⁻¹ (**Huang et coll., 2008**). Les cendres de schistes bitumineux ont été évaluées dans les travaux de **Kaasik et coll., (2008)** pour une concentration initiale en ions phosphate de 98 mg L⁻¹ P-PO₄ et pour un temps de contact de 48 h. La capacité d'adsorption maximale

Obtenue est de 6,5 mg g⁻¹.P-PO₄³⁻ (tableau 5).

Les laitiers à four électrique ont été étudiés en réacteur colonne alimenté en effluent synthétique à 500 mg L⁻¹ de phosphate (**Bowden et coll., 2009**) avec un temps de séjour de 24 h. La capacité d'adsorption maximale (q_{max}) obtenue est de 89,9 mg g⁻¹ en P-PO₄ (tableau 5). Quant aux cendres volantes (**Xu et coll., 2006**), une bonne affinité vis-à-vis des anions phosphate a été mise en évidence. En effet pour une concentration initiale de 1000 mg L⁻¹ P-

Chapitre II : Le rôle du substrat sur l'abattement du phosphore et de l'azote dans les filtres plantés

PO₄ et un temps de contact de 24 h, la capacité maximale d'adsorption rapportée est de 8,5 mg g⁻¹. Cependant la quantité très élevée de phosphate mise en contact avec ces matériaux ne reflète pas les conditions naturelles, c'est-à-dire une concentration comprise en 10 et 16 mg L⁻¹ P-PO₄.

Bien que ces matériaux présentent des capacités d'adsorption relativement importantes, le problème majeur de leur utilisation est qu'ils augmentent l'alcalinité de l'eau usée à traiter par le relargage en solution d'ions hydroxyde et d'ions calcium. (Dan Eude Baudouin, 2018)

Tableau 7: Données expérimentales relatives à l'adsorption des anions phosphate par des coproduits industriels (Vohla et coll., 2011) ; R : taux abattement, q_{max} : capacité d'adsorption maximale, t : temps de contact.

Matériau	[P-PO ₄] (mg L ⁻¹)	t (h)	R (%)	q _{max} (mg g ⁻¹)	pH	Auteur
boue rouge	1	6	20	0,58	5,5	Huang <i>et coll.</i> , 2008
endre de schiste	40	24	2	0,42	4,5	Drizo <i>et coll.</i> , 1999
laitier	45	2	71	5,3	5,3	Xiong <i>et coll.</i> , 2008
endre de schiste bitumeux	98	48	67	6,5	12,32	Kaasik <i>et coll.</i> , 2008
laitier	320	3	86	43,1	7-7,2	Xue <i>et coll.</i> , 2009
laitier	500	24	18	89,9	-	Bowden <i>et coll.</i> , 2009
endre volante	1000	24	42	8,5	4,4-4,9	Xu <i>et coll.</i> , 2006

II-5 Conclusion :

Dans ce chapitre nous avons essayé de présenter l'essentiel de la technique d'épuration par filtres plantés à macrophytes dite la phytoépuration dont les systèmes les plus connus sont : le système à écoulement vertical, le système à écoulement horizontal et les systèmes hybride. Comme on a cité quelque plante les plus utilisé dans cette technique ainsi que le rôle et les différents types des matériaux de remplissage (substrat), et de chaque composant du filtre plante.

La phytoépuration est très avantageuse puisqu'elle traite les eaux usées convenablement, elle crée un écosystème comme elle est esthétique.

DEUXIEME PARTIE:
ANALYSE EXPERIMENTALE

Chapitre I:

Matériels et Méthodes

I-1 Introduction :

Le but de ce chapitre est de montrer le protocole expérimental éprouvé pour tester le rôle joué par le substrat dans les filtres plantés à épurer les eaux usées. Pour cela, il a été procédé à l'analyse de quelques paramètres physico-chimiques des eaux usées à l'entrée et à la sortie des filtres plantés.

I.2 Présentation de la zone d'étude :

Notre étude s'est basée sur les eaux usées de la ville de Biskra, pour cela il faut avoir connaissance de quelques caractéristiques sur cette ville qui peuvent nous aider dans notre expérience.

I.2.1. Caractéristique géographiques :

Située au nord du Sahara algérien, au pied du massif de l'Aurès et des monts du Zab, Biskra est surnommée la *reine des zibans*, *porte du désert*. Elle est la porte orientale du Sahara algérien.

Elle est située à une altitude de 120m au-dessus du niveau de la mer, ce qui fait d'elle une des villes les plus basses d'Algérie.

La ville de Biskra est traversée par l'oued Biskra qui prend sa source dans les Aurès et se jette dans le Chatt Melrhir. L'oued est habituellement à sec à Biskra, l'apport propre à chaque crue peut rester relativement faible. Comme elle est limitée par :

- *Au nord par les wilayats de Batna et M'sila.
- *A l'est par la wilaya de kenchla.
- *A l'ouest par la wilaya de Djelfa.
- *Au sud par la wilaya d'el oued.

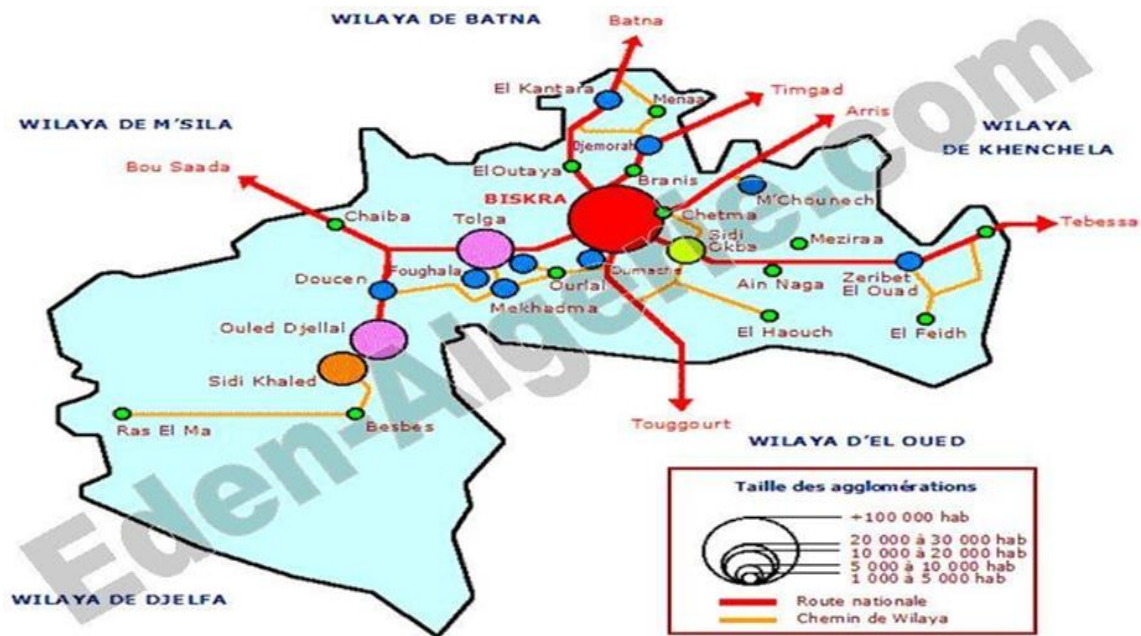


Figure 1 : présentation de la situation géographique de la ville de Biskra.

I. 2.2. Caractéristique climatologique :

Biskra a un climat désertique typique de la région dans laquelle elle se trouve. La ville possède des étés longs et extrêmement chauds et des hivers doux. La température annuelle moyenne est de 21,8°C.

I.2.2.1. Pluviométrie :

À Biskra, les précipitations totalisent 155 millimètres par an. Elles sont donc au niveau désertique. Au mois le moins pluvieux (août) elles s'élèvent à 2mm, dans le mois le plus pluvieux (septembre) elles s'élèvent à 25 mm.

Tableau 1 : la moyenne des précipitations mensuelles 2016.

Biskra - précipitations moyennes		
<u>Mois</u>	<u>Quantité (mm)</u>	<u>Jours</u>
<u>Janvier</u>	<u>12</u>	<u>4</u>
<u>Février</u>	<u>7</u>	<u>4</u>
<u>Mars</u>	<u>20</u>	<u>4</u>
<u>Avril</u>	<u>15</u>	<u>3</u>
<u>Mai</u>	<u>10</u>	<u>3</u>
<u>Juin</u>	<u>5</u>	<u>1</u>
<u>Juillet</u>	<u>6</u>	<u>1</u>
<u>Aout</u>	<u>2</u>	<u>1</u>
<u>Septembre</u>	<u>25</u>	<u>4</u>
<u>Octobre</u>	<u>15</u>	<u>3</u>
<u>Novembre</u>	<u>15</u>	<u>3</u>
<u>Décembre</u>	<u>14</u>	<u>4</u>
<u>An</u>	<u>155</u>	<u>32</u>

I.3. Choix des eaux usées :

Notre point d'enlèvement est situé à la sortie de la zone dite Sidi-Ghezel. Près de la station de relevage.

I.3.1. Caractéristique du rejet :

Ce rejet collecte les eaux usées domestique de la zone ouest du nouveau pôle urbain de la ville de Biskra.



Figure 2 : Photo du rejet

Après l'apport de l'eau usée on a procédé à déterminer ces caractéristique physico- chimique dans les deux laboratoires de recherche Hydraulique, laboratoire d'ADE et CRSTRA (Université de Biskra). Les résultats sont reportés dans un tableau (voir tableau 2)

Tableau 2 : Résultats d'analyses physico-chimiques des eaux usées brut.

Paramètres	Résultats	Unité
PH	8.58	/
Conductivité électrique CE	4760	$\mu\text{s/cm}$
Température	25.3	(C°)
TDS	0.24	(%)
Salinité	2400	(ppm)
DBO ₅	230	(mg/l)
DCO	630.68	(mg/l)
MES	684	(mg/l)
NH ⁺ ₄ (ammonium)	64.9	(mg/l)
Ortho-phosphore	14.298	(mg/l)
NO ⁻ ₃ (nitrate)	36.4	(mg/l)
NO ⁻ ₂ (nitrite)	0.603	(mg/l)

Les analyses physico chimiques réalisée sur ces eaux usées brut du rejet montre un degré de pollution très important, dont la DBO₅ dépasse 200mg/l, la DCO supérieure à 400mg/l et la présence de nutriment est remarquable ainsi que la conductivité électrique qui dépasse les normes (4760>1500) due à la minéralisation des eaux de consommation, tandis que le PH (8.58>8) on a conclu que ces eaux sont de nature biodégradable cela à partir du rapport DCO/DBO =2.74<3

I.4. Présentation de la station expérimentale :

Nos essais expérimentaux ont été effectués dans l'aire expérimentale du département d'hydraulique de l'université de Biskra, cette station est aménagée spécialement pour examiner le pouvoir épuratoire des plantes phragmites. Nous avons été amenés à d'écrire les méthodes et les matériels utilisés, et évaluer les différents paramètres relatifs aux essais de Phytoépuration.



Figure 3 : photo de la station expérimentale de la phytoépuration.

I.5.Préparation du pilote expérimental :

Dans notre étude nous avons utilisé le matériel suivant :

I.5.1. Préparation des bacs :

20 bacs en plastique identiques de forme rond, d'une hauteur de 33 cm, de base supérieure de 50 cm et de base inférieure de 20cm de diamètre.

- Tube en PVC de 05cm de diamètre pour assurer l'aération.
- Robinets en plastique au fond des bassines pour la collecte du filtrat.
- Sable alluvionnaire.
- Gravier alluvionnaire de différentes tailles tamisés et lavés.
- Composte.
- Argile.

Nous avons utilisé 20 bidons identiques de forme circulaire en plastique, 08 parmi ces bacs sont plantés avec phragmite australis (le roseau) et 12 bac nus (sans plantes), et à 4cm du fond de ces bacs des robinets en plastique sont placé pour l'évacuation de l'eau épurée.et il y a aussi dans Chaque bac un tube circulaire en PVC perforé introduit verticalement au centre des bacs pour faciliter l'écoulement des eaux, et assurer une aération supplémentaire, entouré par un filtre en plastique pour éviter tout colmatage des orifices constituant le tube.

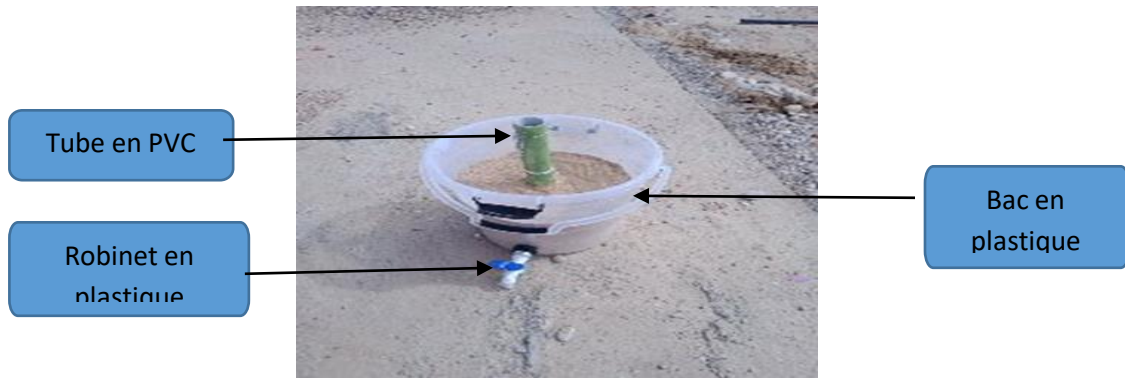


Figure 4 : Photo présentation du bac.

I.5.2. Préparation du substrat :

Dans notre expérience on a tout d’abord utilisé des gravies alluvionnaire de différente taille pour le remplissage des trois premières couches pour les vingt bidons. Les gravies ont été lavé avec de l’eau de robinet pour les débarrasser des impuretés qui peuvent influencer les résultats de notre expérience. Puis on les ont exposé au soleil pour le séchage.

Le remplissage des bacs s’est fait par 1 couches de substrat du plus gros. Pour ce qui est de la 2^{eme} couche on a utilisé 4 types de substrats (1 substrat pour chaque bac) qui sont comme suit :

- sable alluvionnaire. - argile. - gravier fin. - composte.

Les graviers et le sable ont été ramené depuis Oued Biskra. L’argile et le composte ont été ramené depuis l’institut des sciences agricoles de l’université de Biskra.



- Gravier tamisés - sable alluvionnaire. - argile - gravier fin. - composte.

Figure 5 : Photo de Préparation du substrat.



Figure 6 : Photo des différentes couches de substrat

I.5.3. Choix du macrophytes:

Dans notre étude notre choix s'est porté sur la plante de phragmite australis (Roseau). Les jeunes tiges de cette plante ont été prises à partir de leurs lieux initiaux (dans notre cas la commune de l'OUTAYA) à un stade moyen de leurs croissances. Pendant le mois de février tout d'abord on les a mis dans l'eau pendant 30 jours jusqu'à développement remarquable de leurs racines. Puis on les transplantera dans le substrat déjà préparé dans les bacs et cela à partir de la troisième couche du substrat, on plante dans chaque bac 17 tiges de *Phragmite australis* ensuite on les irriguera avec de l'eau de robinet pour qu'elles s'adaptent au nouveau milieu pendant une période d'1 mois puis on les arrosera avec un mélange d'eau usée et d'eau de robinet pour bien s'adapter au milieu. Enfin on commencera à les irriguer par de l'eau usée.

Les plantes qu'on a choisies sont des macrophytes qui appartiennent au groupement des héliophytes et se caractérisent tout particulièrement par leurs systèmes racinaires très actifs et capables de résister à des conditions très difficiles même lorsque la partie aérienne de la plante est desséchée.

Généralement le choix des végétaux à implanter s'appuie sur un certain nombre de critères importants. Adaptation aux conditions climatiques locales :

- * Durée du cycle de végétation.
- * Vitesse de croissance.
- * Facilité d'exportation de la biomasse produite et efficacité d'épuration.



Figure 7: Photos présentant la période de développement racinaire des plantes *Phragmites Australis*.

Après 30 jours on a constaté que le système racinaire des plantes est très développé comme le montre les photos ci-après, ce que nous permet leur implantation dans le substrat.



Figure 8: Photos montrant le développement racinaire des plantes *Phragmites Australis*

I.5.4 Préparation des filtres plantés :

Pour la mise en place du filtre planté, nous avons procédé les étapes suivantes :



1- Ceci est placé avant la première couche afin de maintenir le niveau d'eau.

	<p>2- Le remplissage de la 1ère couche du Gravier grossier, et sur cette couche des tubes en PVC (entourés par un filtre en plastique pour éviter le colmatage) ont été placés, afin d'assurer l'aération des bacs</p>
	<p>3- Le remplissage de graviers moyen</p>
	<p>4- le remplissage de la dernière couche Gravier fin ou bien sable ou bien l'argile ou bien le Composte.</p>
	
	
	<p>- Irrigation des bacs plantés avec de l'eau usée.</p>

I.6. Calendrier de remplissage et Prélèvement des échantillons :

Les analyses ont été effectuées au niveau de deux laboratoires de recherche Hydraulique, laboratoire d'ADE et CRSTRA (Université de Biskra). Après la période d'adaptation qui a duré 4

mois les filtres plantés sont prêt pour l'expérience alors on les a irrigue avec les eaux usées le 24-04-2022 à 10 :00 heures.

Les prises de prélèvement des échantillons ont été effectuée le 03eme jour (26-04-2022) et le 05eme jour (28-04-2022) a la même heure c a d (10heure) et ce pour chaque bac. (Voir photo n°09).



Figure 9: Photos montrant le remplissage des filtres plantés avec l'eau usée, et le Prélèvement

I.7. Analyse des paramètres physico-chimique des eaux usées :

Après la préparation des bacs, leur remplissage avec l'eau usée est réalisé, on commence à faire les prélèvements, en ajoutant pour chaque échantillon prélevé d'eau, une goutte d'acide nitrique afin d'éviter le changement des paramètres physico-chimiques.

Les échantillons de l'eau brute et des eaux collectés à la sortie des filtres plantés après chaque temps de séjour ont été analysés au niveau du laboratoire. Ces échantillons ont fait l'objet d'une mesure de : pH, Conductivité électrique, Température, TDS, Salinité, Nitrates, Nitrites, ammonium, Ortho phosphore.

I. 7. 1. Mesure du PH, CE, température, TDS, Salinité :

La mesure du pH et de la conductivité et de la Température, et TDS (Les solides totaux dissous), et Salinité été effectuée à l'aide d'un multi paramètre (WATER QUALITY TESTER*MULTIFUNCTION*), la lecture se fait directement sur l'écran de l'appareil.



**Figure 10 : Photos de multi paramètre
(WATER QUALITY TESTER*MULTIFUNCTION*).**

1. Le pH :

Le pH est en relation avec la concentration en ions hydrogène H^+ présents dans une eau, ou dans les solutions.

Sa mesure peut être réalisée par différentes méthodes. et la méthode utilisée ici est celle par multi paramètre (WATER QUALITY TESTER*MULTIFUNCTION*).

2. La conductivité électrique :

La conductivité est la propriété que possède une eau de favoriser le passage d'un courant électrique. Elle est due à la présence dans le milieu d'ions qui sont dans un champ électrique. Elle dépend de la nature de ces ions dissous et de leurs concentrations. La température et la viscosité influent également sur la conductivité car la mobilité des ions augmente avec l'augmentation de la température et diminue avec celle de la viscosité. L'unité de la conductivité est le Siemens par mètre (S/m) et s'exprime généralement en micro siemens par centimètre ($\mu S/cm$). On détermine la conductivité directement, en mesurant, à l'aide d'un instrument approprié, le courant conduit par les ions présents dans l'eau. L'appareil utilisé s'appelle un multi paramètre (WATER QUALITY TESTER*MULTIFUNCTION*).



**Figure 11 : Photos de multi paramètre
(WATER QUALITY TESTER*MULTIFUNCTION*).**

3. La température (T) :

C'est important de connaître la température des réactions physico- chimiques et biologiques régies par leurs caractéristiques thermodynamiques et cinétiques., la concentration à saturation de l'oxygène dissous, plus l'eau n'est chaude et plus sa concentration limite diminue le pH et la conductivité est dépendante de la température de même que les processus de biodégradation carbonée. La température est mesurée à l'aide d'un multi paramètre (WATER QUALITY TESTER*MULTIFUNCTION*) et mesurée en degré Celsius.



**Figure 12 : Photos de multi paramètre
(WATER QUALITY TESTER*MULTIFUNCTION*).**

I.7.2 Mesure des paramètres azotés :

1. Dosage de Nitrates NO_3^- :

Le nitrate est la dernière étape de l'oxydation de l'azote organique dans l'eau. Les bactéries nitrifiantes (nitrobacters) transforment les nitrites en nitrates. Les nitrates ne sont pas toxiques, mais des teneurs élevées en nitrates provoquent une prolifération algale qui contribue à

l'eutrophisation du milieu. Leur potentiel danger reste néanmoins relatif à leur réduction en nitrate.

La mesure du nitrate été effectuée à l'aide d'un multi paramètre (Analyseur portable parallèle Hach1000), de type HACH SL 1000.

*** Analyseur portable parallèle Hach1000 :**

Cet analyseur remplace à lui seul un spectrophotomètre, un PH mètre, un conductimètre et un oxymètre il réalise les mêmes tests avec moitié moins d'étapes manuelles.

Idéal pour vos mesures de terrain pour l'eau potable et l'eau de surface, vous n'aurez plus de manipulation de poudre ni de liquide grâce à la technologie chemkey et minimiserez ainsi les risques d'erreurs tout en gagnant en rapidité d'analyse.



Figure 13 : Photos d'un multi paramètre de type HACH SL 1000.

*** Mesures simultanément jusqu'à 6 paramètres :**

4 paramètres colorimétriques + 2 paramètres électrochimiques.

Ce pack inclus le SL1000, une électrode de PH, une électrode de conductivité, des réactifs chemkey pour le chlore libre et total, la monochloramine, le nitrite et l'ammoniaque libre, une sacoche de transport, 1 gobelet d'échantillon pour l'instrument, 2 gobelets d'échantillon pour les électrodes, batterie rechargeable, chargeur, dragonne, mode d'emploi de l'instrument et câble USB. Les sondes intellical oxygène dissous et ions spécifiques ISE sont à commander séparément.

2. Dosage de L'ammonium :

La mesure de L'ammonium été effectuée à l'aide d'un multi paramètre (Analyseur portable parallèle Hach1000), de type HACH SL 1000.

3. Dosage de Nitrite NO_2^- :

* Objet :

L'objet de cette présente méthode décrit le dosage des nitrites dans les eaux par spectrométrie d'absorption moléculaire.



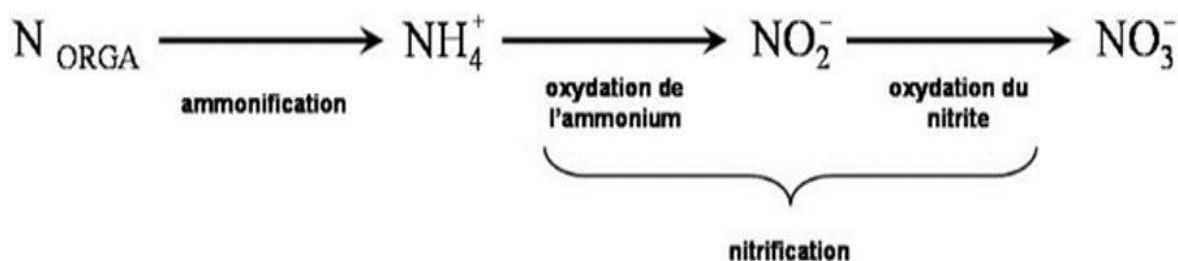
Figure 14 : Photos de Spectrophotomètre UV/VIS DR 6000.

* DOMAINE D'APPLICATION :

Cette méthode est applicable dans toutes les eaux. Les teneurs en ammonium peuvent être déterminées sans dilution pour des échantillons dont les concentrations se situent entre 0,02 et 0.8 mg/l d'azote nitreux (NO_2^-).

* PRINCIPE :

Réaction des ions nitrites présents dans une prise d'essai, à pH 1,9 avec le réactif amino-4 benzène sulfonamide en présence d'aide ortho phosphorique pour former un sel diazoïque qui forme un complexe de coloration rose avec le dichlor-hydrate de N-(naphtyl-1)diamino- 1,2 éthane (ajouter avec le réactif amino-4 benzène sulfonamide) mesurage de l'absorbance à 540 nm. La minéralisation de la matière organique présente dans le sol est réalisée par des microorganismes. L'azote minéral ainsi produit est ensuite transformée par des bactéries aérobies en nitrates. Cette transformation, appelée nitrification, comporte deux étapes: la nitrification qui produit des nitrites (NO_2^-) et la nitratation qui transforme les nitrites en nitrates. Si les conditions de milieu le permettent, les nitrates seront utilisés par des bactéries anaérobies comme source d'énergie et transformés en azote gazeux. Notons que les nitrates peuvent également s'adsorber et se fixer sur les argiles et humus. Les nitrites sont les sels de l'acide nitreux. L'acide nitreux est un acide instable de formule HNO_2 , la formule de l'ion nitrite est NO_2^- .



* ECHANTILLONNAGE :

Prélever les échantillons pour laboratoire dans des flacons en verre, conserver entre 2 et 5 °C et analyser dans les 24 h (voir INQ-LAB 05).

* METHODE DE TRAVAIL :

* Réactifs et matériel :

□ Réactifs :

a) Réactif mixte :

Dissoudre 40 gr d' amino-4 benzène sulfonamide ($NH_2C_6H_4SO_2NH_2$) dans un mélange formé de 100ml d'acide orthophosphorique et de 500ml d'eau. Ajouter 2 gr de dichlorhydrate de N-(naphtyl-1) diamino-1,2 éthane ($C_{10}H_7NH-CH_2-CH_2-NH_2-2HCl$), compléter le volume à 1000 ml avec de l'eau distillée. Cette solution est stable pendant un mois si elle est conservée entre 2 et 5°C.

b) Solution étalon mère de nitrites 100 mg/l:

Dissoudre 0,15 g de nitrite de sodium (séché à 105°C durant au moins 2 h) dans 1000 ml d'eau distillée. Cette solution est stable pendant un mois si elle est conservée entre 2 et 5°C.

c) Solution étalon fille de nitrites 1 mg/l:

Prélever à l'aide d'une pipette 1ml de la solution étalon de nitrites de concentration 100 mg/l, la transvaser dans une fiole de 100ml et compléter au volume avec de l'eau distillée.

Cette solution est préparée le jour de l'emploi.

* Matériel :

- Matériel courant de laboratoire : verrerie (fioles et pipettes...).

- Spectrophotomètre UV -Visible permettant des mesurages à une longueur d'onde de 540 nm, équipé de cuves de 10 mm d'épaisseurs.

*** Partie expérimentale :**

☐ Nettoyage de la verrerie :

La verrerie doit être lavée avec une solution d'acide chlorhydrique à environ 2 mol/l et rincée abondamment à l'eau avant l'emploi.

☐ Calibration :

Dans une série de fioles jaugées de 50 ml, introduire à l'aide d'une pipette, les volumes de la solution étalon fille de nitrites 1 mg/l, indiqués dans le tableau ci-dessous, ajouter de l'eau distillée au contenu de chaque fiole, ajouter ensuite 1 ml du réactif mixte et attendre au moins 20 mn. L'apparition de la coloration rose indique la présence des NO_2^- . Enfin, mesurer l'absorbance de chaque étalon à la Longueur d'onde (environ 540 nm).



Figure 15 : Photos la gamme de nitrite.

Tableau 3 : Courbe d'étalonnage.

\$ fille 1 mg/l	0	1	2	5	20	40
Eau distillée (ml)	50	49	48	45	30	10
Réactif Mixte (ml)	1	1	1	1	1	1
Attendre 20 mn						
$[\text{NO}_2^-]$ en mg/l	0	0.02	0.04	0.1	0.4	0.8

□ Dosage :

Introduire 50 ml d'échantillon, ajouter 1 ml du réactif mixte (a) et attendre au moins 20 mn. L'apparition de la coloration rose indique la présence des NO_2^- .

Enfin, mesurer l'absorbance de chaque étalon à la longueur d'onde (environ 540 nm). Effectuer parallèlement au dosage, un essai à blanc en suivant le même mode opératoire en utilisant les mêmes quantités des réactifs mais en employant le même volume approprié d'eau distillée à la place de la prise d'essai.

*** Mesures et calcul du résultat :**

Les résultats sont affichés directement par le spectromètre en mg/l des nitrites.

4. Dosage de l'orthophosphate :*** Objet :**

L'objet de la présente est de décrire la mesure des orthophosphates par spectrométrie.

***DOMAINE D'APPLICATION :**

Cette méthode de dosage s'applique aux différentes types d'eaux : souterraines, de surface et résiduaires, à des concentrations variables à l'état dissous et non dissous. Les teneurs en orthophosphates peuvent être déterminées sans dilution pour des échantillons dont les concentrations se situent entre 0,04 et 0.4 mg/l.

***PRINCIPE :**

C'est une réaction des ions orthophosphates avec une solution acide contenant des ions molybdate et d'antimoine pour former un complexe d'antimonyl-phosphomolybdate.

***ECHANTILLONNAGE :**

Prélever des échantillons pour laboratoire dans des bouteilles en polyéthylène, polychlorure de vinyle ou, de préférence, en verre. En cas de faible concentration de phosphate, utiliser des bouteilles en verre (voir INQ-LAB 05).



Figure 16 : Photos la gamme de l'orthophosphate

***MÉTHODE DE TRAVAIL :**

*** Réactifs et matériel :**

***Réactifs :**

a) Acide sulfurique à 9 mol/L (dilution de 1/2) :

Introduire $500 \text{ ml} \pm 5 \text{ ml}$ d'eau dans un bécher de 2L. Ajouter avec précaution, sous agitation et refroidissement continu, $500 \text{ ml} \pm 5 \text{ ml}$ d'acide sulfurique ($\rho = 1.84 \text{ g/ml}$). Bien mélanger et laisser la solution refroidir à température ambiante.

b) Réactif mélange (solution molybdate acide) :

Dissoudre $13 \text{ g} \pm 0.5 \text{ g}$ d'heptamolybdate d'ammonium tétrahydraté $[(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}, 4\text{H}_2\text{O}]$ dans $100 \text{ ml} \pm 5 \text{ ml}$ d'eau. Dissoudre $0.35 \text{ g} \pm 0.05 \text{ g}$ de tartrate de potassium et d'antimoine hémihydraté $[\text{K}(\text{SbO}) \text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6, \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}]$ dans $100 \text{ ml} \pm 5 \text{ ml}$ d'eau. Ajouter, tout en agitant, la solution de molybdate à $300 \text{ ml} \pm 5 \text{ ml}$ d'une solution d'acide sulfurique à 9 mol/L. Ajouter la solution de tartrate et bien mélanger. Conservé dans une bouteille en verre brun, ce réactif est stable pendant au moins deux mois.

a) Acide ascorbique, solution, $\rho = 100 \text{ g/l}$:

Dissoudre $10 \text{ g} \pm 0.5 \text{ g}$ d'acide ascorbique ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$) dans 100 ml d'eau. Cette solution est stable pendant deux semaines si elle est conservée dans une bouteille en verre brun au réfrigérateur et peut être utilisée tant qu'aucune coloration n'apparaît.

b) Orthophosphates, solution mère, $\rho = 50 \text{ mg/l}$:

Sécher quelque gramme de dihydrogénophosphate de potassium jusqu'à masse constant à 105°C . Dissoudre $0.2197 \text{ g} \pm 0.0002 \text{ g}$ de KH_2PO_4 dans environ $800 \text{ ml} \pm 10 \text{ ml}$ d'eau dans une fiole jaugée de 1000 ml. Ajouter $10 \text{ ml} \pm 0.5 \text{ ml}$ de solution d'acide sulfurique (dilution de 1/4) et compléter au volume avec de l'eau.

Conserver dans un flacon en verre bouché, cette solution est stable pendant au moins trois mois. Une réfrigération à environ 4 °C est recommandée.

c) Orthophosphates, solution étalon, $\rho = 2 \text{ mg/l}$:

Introduire, à l'aide d'une pipette, 20 ml \pm 0.01 ml de la solution mère d'orthophosphates dans une fiole jaugée de 500 ml. Compléter au volume avec de l'eau et bien mélanger. Préparer et utiliser cette solution le jour de l'emploi.

***Matériels :**

- Balance analytique à 0,1 g et à 0,0001 g près.

- Spectromètre doit convenir pour la mesure de l'absorbance dans les régions du spectre visible et proches de l'infrarouge. La longueur d'onde la plus sensible est 880nm, mais si une perte de sensibilité peut être admise l'absorbance peut être mesurée à 700 nm.

*** Partie expérimentale :**

***Nettoyage de la verrerie :**

La verrerie doit être lavée avec une solution d'acide chlorhydrique (1.12g/m) à environ 40°C à 50 °C et rincée soigneusement avec de l'eau. Ne pas utiliser de détergents contenant des phosphates. la verrerie utilisée pour la phase de développement de la coloration doit être rincée de temps en temps avec une solution d'hydroxyde de sodium (2 mol/l) à fin d'éliminer les dépôts de Complexe coloré qui ont tendance à adhérer en fines couches aux parois de la verrerie.

□ **Calibration:**

N° Fiole	0	1	2	3	4	5	6
S.fille à 2.0 mg/l P (mL)	0	0.8	1.6	2	4	6	8
qsp 40 ml eau distillée (mL)	40	39.2	38.4	38	36	34	32
Conc. mg/l en P	0.0	0.04	0.08	0.1	0.2	0.3	0.4
Conc. mg/l en PO_4^{3-}	0.0	0.1224	0.2448	0.306	0.612	0.918	1.224
Formule : $\text{P} \times 3.06 = \text{PO}_4^{3-}$							
Acide ascorbique (mL)	1	1	1	1	1	1	1
Réactif – mélange (mL)	2	2	2	2	2	2	2
qsp 50 ml eau distillée en mL	7	7	7	7	7	7	7

Après un laps de temps compris entre 10 à 30 min, mesurer l'absorption à 880 nm.

□ **Dosage :**

Introduire 40 ml d'échantillon, ajouter 1 ml d'acide ascorbique et 2mL de réactif mélange dans une fiole jaugée de 50 ml. Compléter le volume.

Effectuer parallèlement au dosage, un essai à blanc en suivant le même mode opératoire en utilisant les mêmes quantités de réactif mais en employant le même volume approprié d'eau distillée à la place de la prise d'essai.

* **Mesures et calcul du résultat :**

Les résultats sont retranscrits sur la feuille des résultats puis dans une trame informatique.

I.8. Conclusion:

Dans ce chapitre nous avons essayé de présenter le matériel et les méthodes utilisés afin d'évaluer le pouvoir épurateur des filtres plantés de Phragmites sur une période de plus d'un mois. Nous avons opté pour l'analyse au laboratoire, afin de déterminer les paramètres physico-chimiques des eaux usées, à l'entrée et à la sortie des filtres plantés. Les paramètres testés sont : (pH, Conductivité électrique, Température, TDS, Salinité, Nitrates, Nitrites, ammonium, Ortho phosphore.).

Chapitre II:

Résultats et discussion

II.1 Introduction

Sur le plan de l'élimination des nutriments, les filtres plantés des macrophytes s'avèrent une solution. Les processus d'élimination du phosphore et de l'azote dans les systèmes de phytoépuration ne sont pas encore connus avec précision. Les mécanismes régulièrement cités pour expliquer l'élimination de N et P sont l'assimilation biologique, la volatilisation de N, la sédimentation des formes particulières et la précipitation chimique de P sous forme de sels de phosphates.

Ces mécanismes sont sous la dépendance de l'activité photosynthétique, laquelle conditionne la croissance des macrophytes et des substrats et l'élévation du pH au cours de la journée. L'objectif du travail est de montrer le rôle du substrat sur l'abattement du phosphore et de l'azote dans les filtres plantés.

II.2 Variation des paramètres physico-chimiques :

L'évaluation de l'efficacité du traitement résulte de la détermination d'un certain nombre de paramètres physico-chimiques caractérisant cette eau usée avant et après traitement. Les échantillons d'eau à l'entrée et à la sortie de chaque filtre, ont fait l'objet d'une mesure de pH, température, conductivité électrique, Nitrates, Nitrites, L'ammonium et de Ortho phosphates.

II .2.1 Évolution du pH :

les résultats du PH des eaux usées brutes et les eaux récupérées des filtres après un temps de séjour sont présenté par l'histogramme suivant:

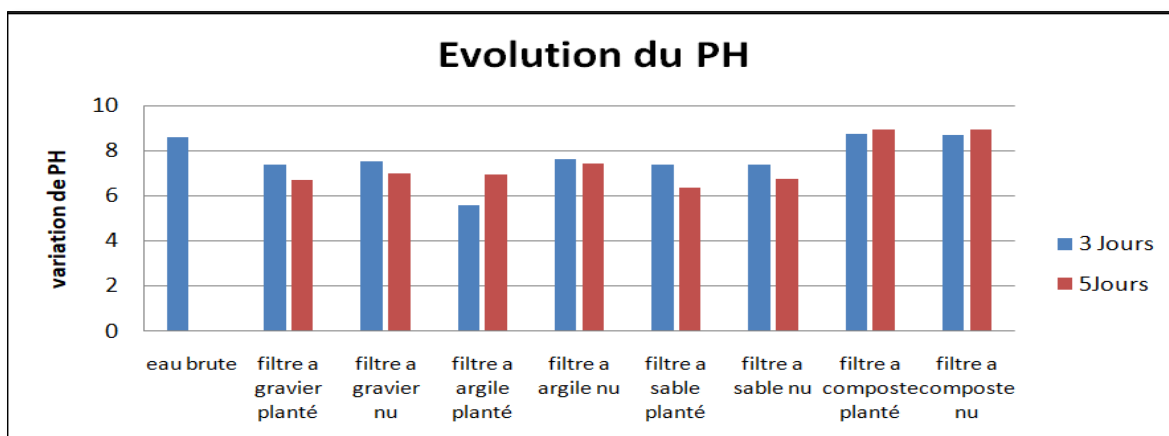


Figure 17 : Évolution du PH.

D'après ce graphe on peut constater que les valeurs de pH des eaux récupérés de tous les bacs ont subi une diminution par rapport aux eaux usées brut sauf les filtres planté a composte une augmentation de cette valeurs. Comme on peut constater que les eaux usées sont de nature basic avec un pH $8.461 > 7$ contrairement aux eaux récupérés des bacs de phragmite et bac nu qui ont une nature acide avec un pH qui varie entre 6.3 et 6.9 tandis que les eaux des bacs restant tend vers la neutralité avec un pH entre 6.9 et 7.6.

II .2.2 Évolutions de la Conductivité:

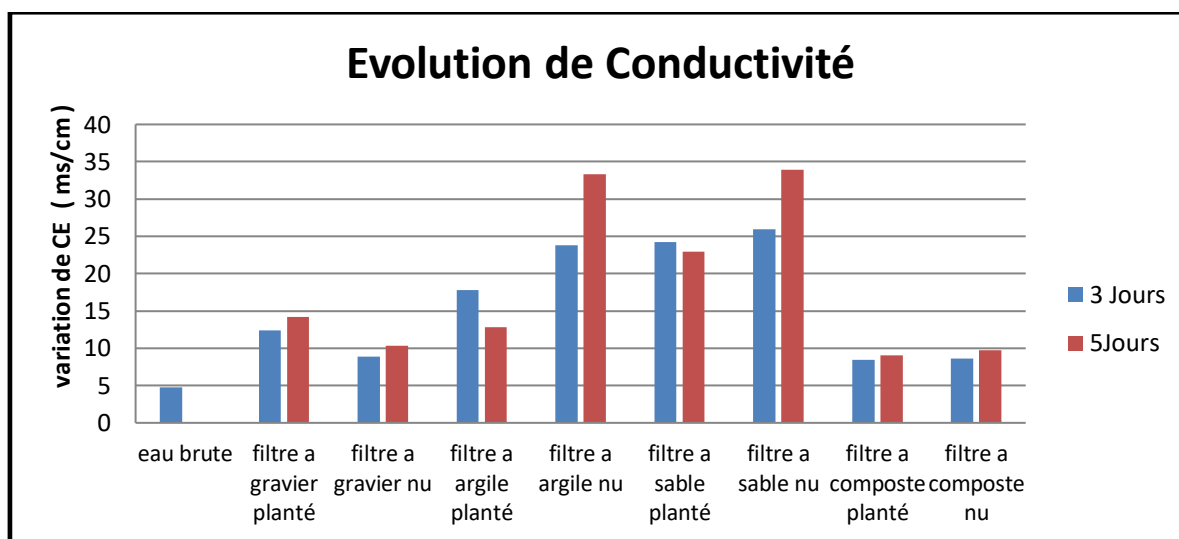


Figure 18 : Évolutions de la conductivité électrique.

Le graphe montre l'évolution de la conductivité électrique des eaux récupéré par rapport aux eaux usées brut en fonction du temps.

D'après les résultats obtenus on remarque que la conductivité électrique est variée suivant le substrat pas suivant le temps de séjour, aussi elle est décroissant dans l'eau usées brute contrairement à les huit bacs.

On constant que la valeur de la conductivité électrique est très élevée dans les filtres de sable nu et l'argile nu par rapport les filtres de gravier et de composte.

Cette augmentation est liée à une minéralisation excessive de la matière organique (supérieur à 1500) et au phénomène d'évapotranspiration qui tend à concentrer d'avantage l'effluent (à cause de la température élevé et du vent). En effet l'évapotranspiration et la minéralisation sont plus accentuées en période estivale (Mai). La même constatation est effectuée par **Abissy et al,**

(1999). Un résultat similaire est obtenu par **Finlayson et al, (1983) et Tiglyene, et al (2005)** ; **Mimeche (2014)** qui ont associé cette augmentation de la conductivité au phénomène d'évapotranspiration de la végétation, qui tend à concentrer davantage l'effluent. Malgré l'augmentation de certaines Valeurs de la conductivité, le filtre planté de sable a permis d'avoir une valeur inférieure par rapport aux autres.

II .2.3 Évolutions de La température (T) :

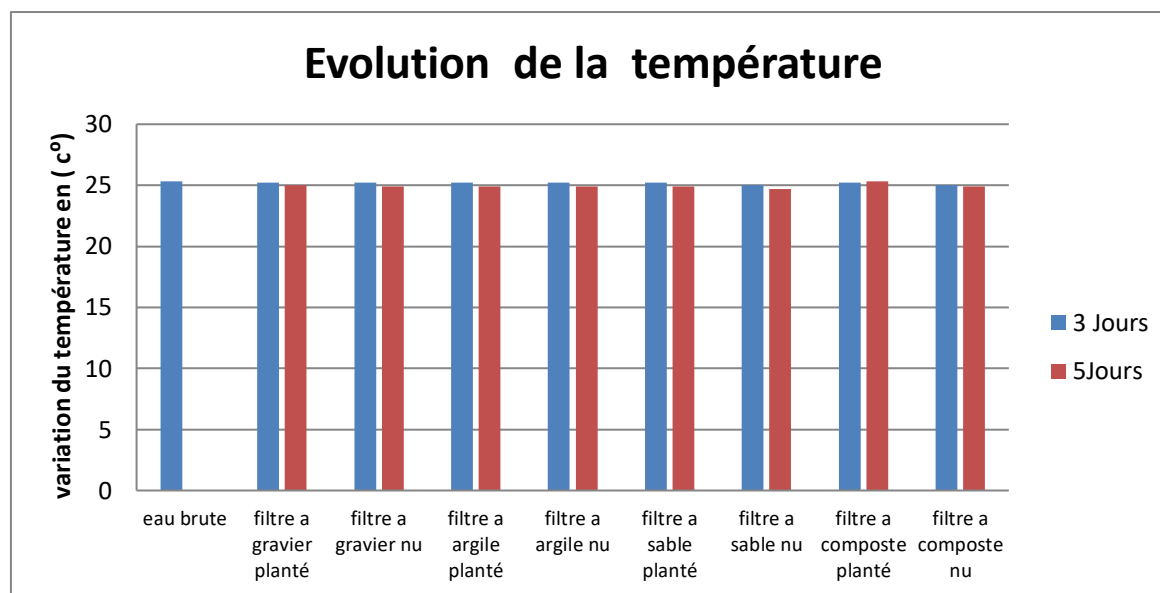


Figure 19 : Évolution de La température.

D'après les résultats mesurés (Figure 19) on voit que la température est variée suivant le temps de séjour et non pas suivant le substrat et cela explique la convergence des valeurs dans les huit bacs.

De là on peut conclure que la variation de la température est due aux conditions météorologiques de la zone d'étude.

II .2.4 Évolution de l'Azote ammoniacal NH_4^+ :

Selon la figure (20) la teneur en azote ammoniacal NH_4^+ dans les eaux usées récupérées connaît une diminution au cours de temps par rapport à celle des eaux usées brutes, sauf les filtres plantés à composte en remarque une augmentation de cette valeur.

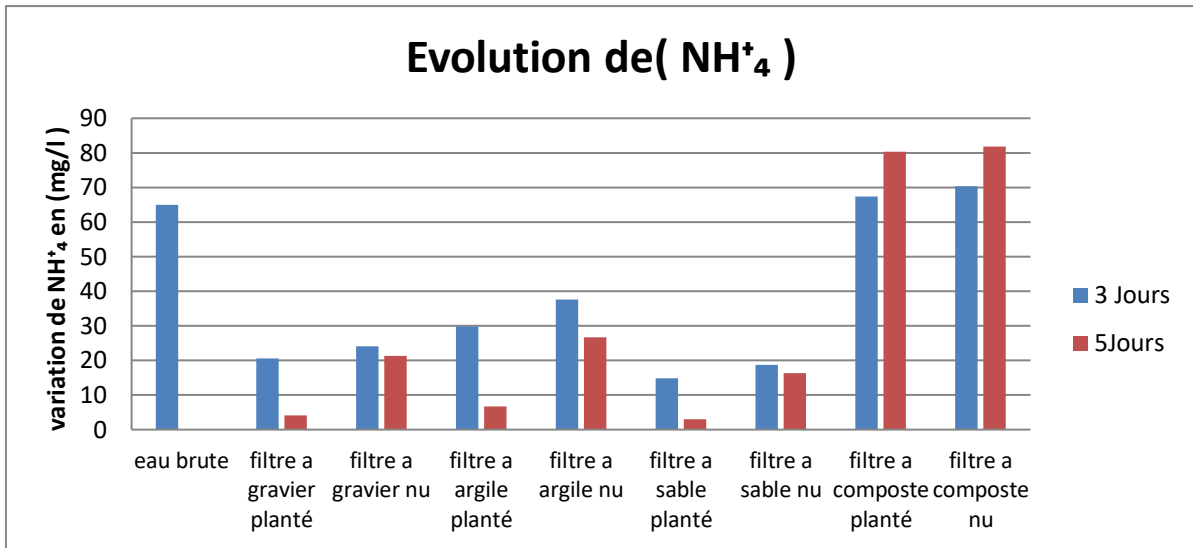


Figure 20 : Évolution de l'Azote ammoniacal NH₄⁺

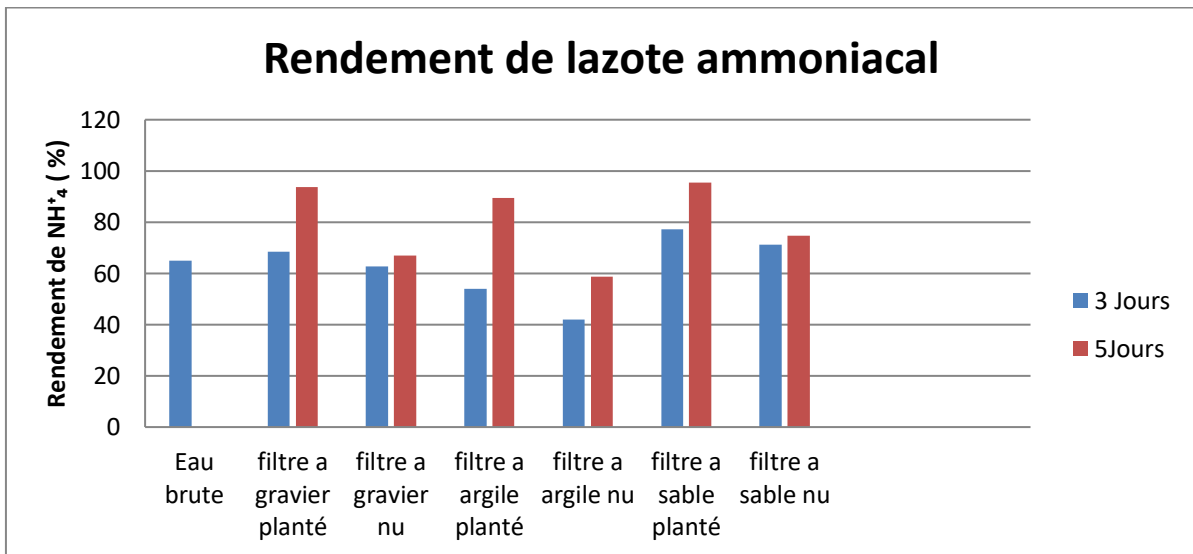


Figure 21 : Rendement de l'Azote ammoniacal NH₄⁺ (%)

Comme nous observons une augmentation très nette des rendements d'élimination de l'azote ammoniacal de l'ordre de 93.61% pour le filtre a gravier planté et de 89.54% pour le filtre a argile planté et de 95.44% pour le filtre a sable planté tandis que pour les Neriums et les bacs témoins et De 67.03% et 58.77% et 74.73 La séquence nitrification-dénitrification est considérée comme le processus majeur d'élimination de l'azote (Reddy et al, 1989). En conditions anaérobies, les nitrates peuvent être éliminés par dénitrification microbienne.

II.2.5 Évolutions du Nitrate NO₃⁻ :

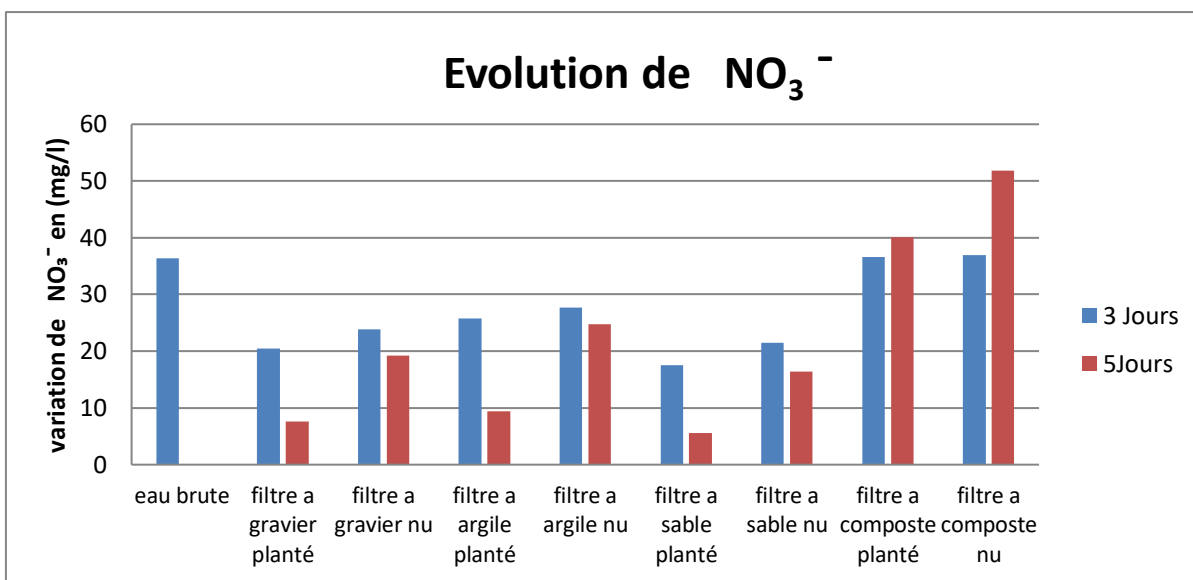


Figure 22 : Évolution du Nitrate NO₃⁻.

D'après cet histogramme on remarque que la teneur en nitrates dans les eaux usées récupérées est remarquablement inférieure à celle des eaux usées brutes 36.4 mg/l. on a observé que les eaux usées récupéré des filtres ont atteigne une teneur en nitrates très faible en les comparant avec les eaux usées brut.

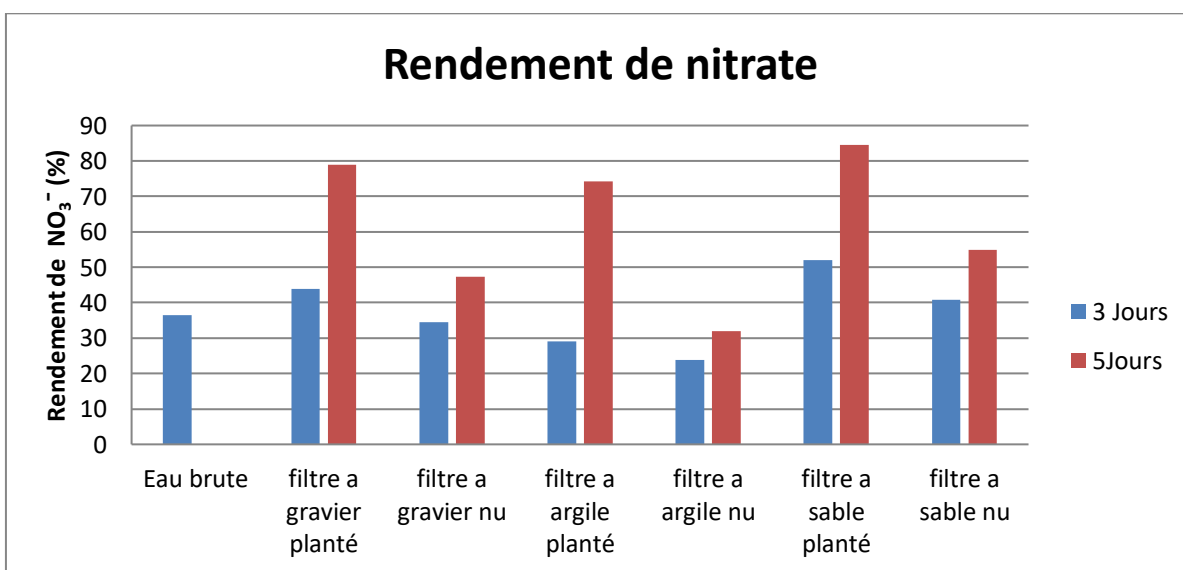


Figure 23 : Rendement de nitrate (%)

Et en a remarquée qu'il y a un abattement de ce paramètre analysé dont le taux d'élimination obtenu varie entre 84.59% pour le filtre a sable planté et 74.28% pour le filtre a argile nu. Ce qui implique deux phénomènes, soit l'absorption par le substrat soit la consommation par les plantes. L'élimination du nitrate à long terme est généralement limitée par la capacité d'absorption du (Reed, 1990).

II.2.6 Évolutions du Nitrite NO_2^- :

On constate d'après les résultats obtenus dans la figure 24 qu'après un temps de séjour de cinq jours il ya une élimination des nitrites dans le filtre en sable planté de phragmite par rapport aux filtres en gravier et en argile.

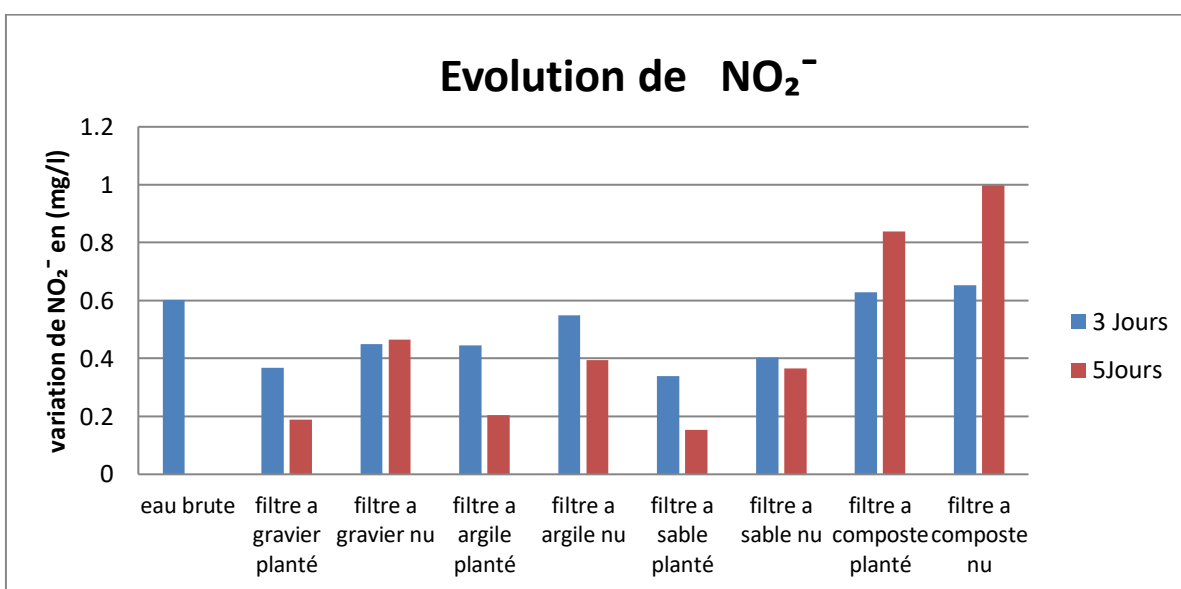


Figure 24: Évolution du Nitrite NO_2^- .

La concentration de nitrite est diminuée dans les filtres surtout les filtres plantés aux phragmites appart les filtres à argile nu et composte ou on remarque une augmentation.

Cela signifie la capacité des filtres planté à transformer les nitrites aux nitrates ainsi éliminé ce premier. La nitrification suivie de la dénitrification devant conduire à l'élimination de l'azote est limité, compte tenu de l'état de saturation du massif qui ne favorise pas un processus aérobie d'oxydation d'aluminium.

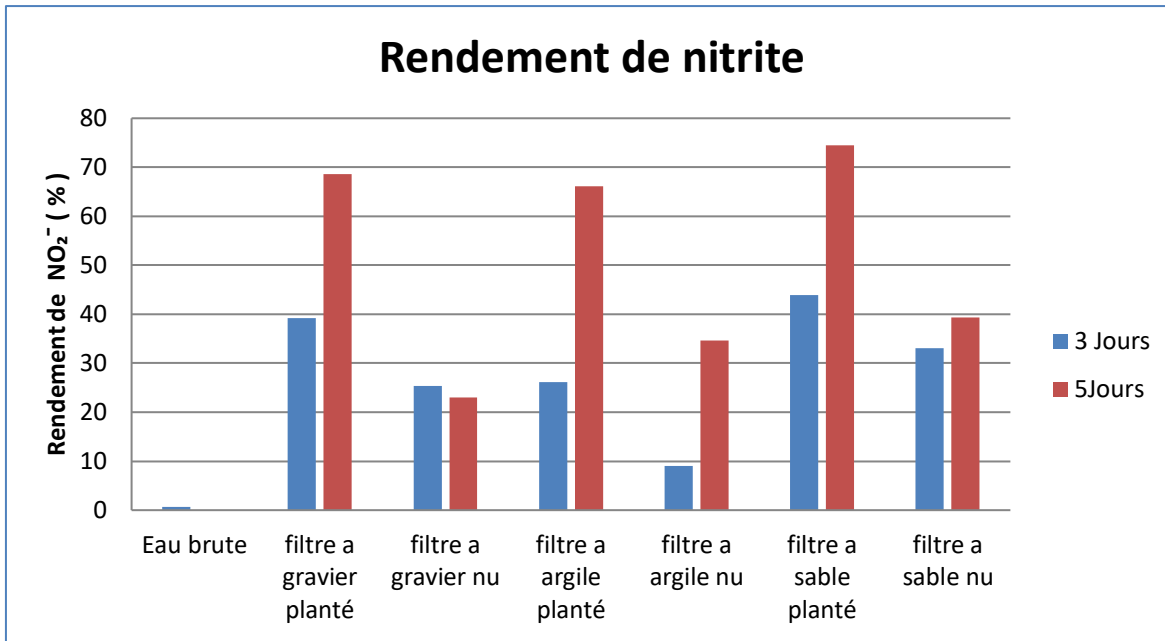


Figure 25 : Rendement de nitrite (%)

Les résultats présentés sur la figure 25, montrent une élimination remarquable des nitrites à la sortie de filtre a argile et a gravier et a sable planté, avec un pourcentage de réduction allant jusqu'à

66.17 et 68.66 et 74.46%, Cela signifie la capacité des filtres planté à transformer les nitrites aux nitrates et donc l'élimination du ce premier.

La nitrification suivie de la dénitrification devant conduire à l'élimination de l'azote est limité, compte tenu de l'état de saturation du massif qui ne favorise pas un processus aérobie d'oxydation d'aluminium.

II.2.7 Évolutions de l'ortho phosphate PO^{3-}_4 :

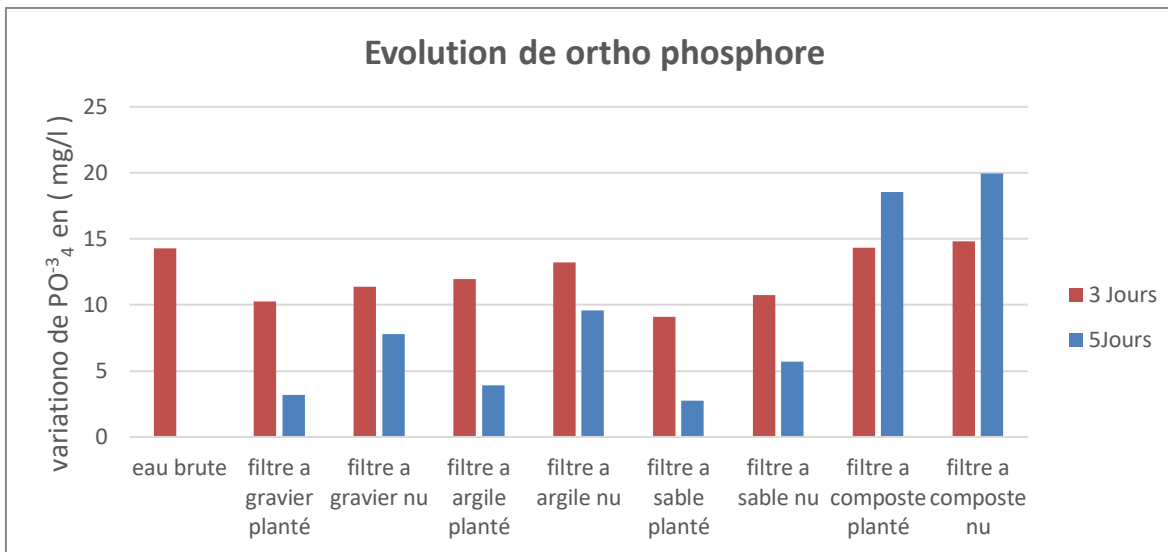


Figure 26: Évolution de l'ortho phosphate PO^{3-}_4 .

Selon la figure 26 on remarque qu'il ya une différence entre la teneur de phosphate des eaux usées brute et celle récupéré des bacs comme on peut remarquer une diminution importante de cet élément dans tous les bacs, sauf les valeurs du composte en remarque augmentation remarquables.

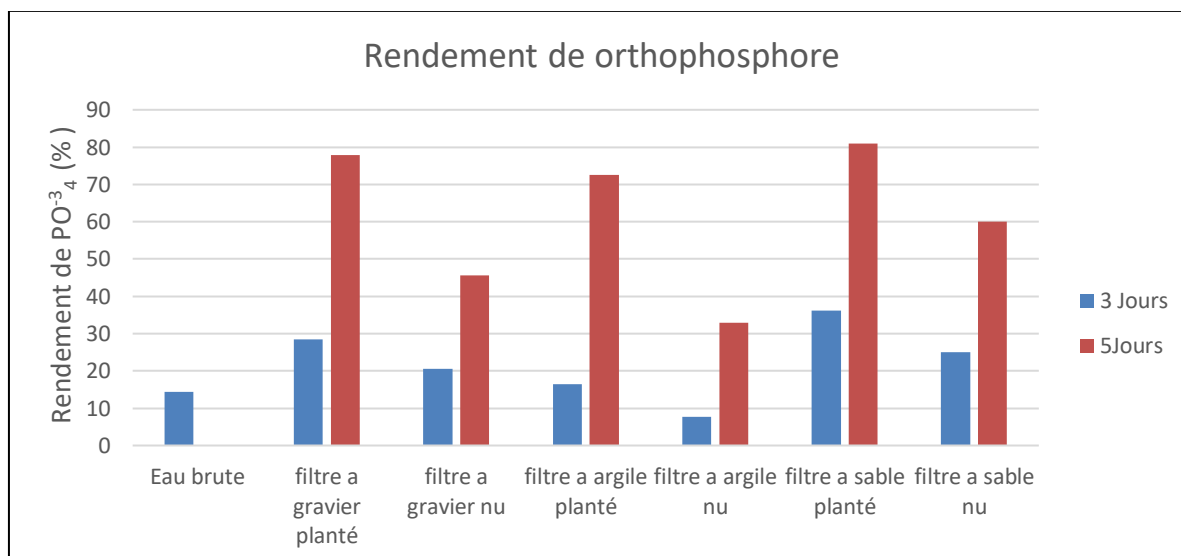


Figure 27: Rendement de l'ortho phosphate.

Comme nous observons une élimination considérable du phosphate dont le taux d'élimination a atteint 77.84% marqué par le filtre à gravier planté et 80.88% marqué par le filtre à sable planté (voir graphe n°28). L'élimination de l'orthophosphate à long terme est généralement limitée par la capacité d'absorption du substrat y compris la litière (Reed, 1990). Il s'effectue également une adsorption du phosphore inorganique dissous par la plante. Cette absorption est rapide mais temporaire vu qu'une partie du phosphore peut retourner dans le système à la mort de ces végétaux (Reed, 1990).

II.3 Interprétations des résultats:

D'après les résultats illustrés dans les graphes précédents qui présentent l'évolution de principaux paramètres de pollution pendant 3 et 5 jours on a observé une diminution importante de ces paramètres dans les eaux récupérées des bacs plantés par rapport au bac nu (témoin). Tandis que le taux d'élimination est comme suit:

- Pour l'abattement du Phosphate on a constaté des valeurs qui varient de 80.88% pour le filtre à sable planté, 77.84% pour le filtre à gravier planté, 72.51% pour le filtre à argile planté et 60.06% pour le filtre à sable nu.

- Ce qui concerne les nitrates on a observé une efficacité d'élimination maximale enregistrée dans le bac à sable planté et 84.59%, et 79.01% pour le filtre à gravier planté, 74.28% pour le filtre à argile planté pour le nerium et 54.95% pour le filtre à sable nu.

- Pour l'abattement du nitrite on a constaté des valeurs qui varient de 74.46% pour le filtre à sable planté, 68.66% pour le filtre à gravier planté, 66.17% pour le filtre à argile planté et 39.30% pour le filtre à sable nu.

- Pour l'azote ammoniacal l'élimination a atteint le taux maximal dans le filtre à sable planté (95.44%) suivi de filtre à gravier planté (93.61%), filtre à argile planté (89.54%) et 74.73% pour le filtre à sable nu.

La diminution de ces nutriments dans les filtres plantes est expliquée par leur utilisation dans la croissance de tissus des plantes (García et al 2005) comme ils peuvent être emmagasinés dans leurs racines et rhizomes, les tiges et les feuilles (Kucuk).

II.4 Conclusion:

Ce chapitre a été entièrement consacré à étudier les résultats obtenus par les analyse effectuée sur les eaux usées de la zone dite Sidi-Ghezal traité par les filtres plantés a sable, gravier, argile, et composte, mais le sable qui montre un rendement efficace pour un temps de séjour égale à 5 jour.

D'après l'ensemble des résultats obtenus on peut conclure qu'il ya une variation dans les paramètres mesurés à la sortie des filtres, cela est due à la nature du matériau constituant le massif filtrant.

Les résultats montrent que le filtre en sable planté a donné des résultats remarquables, satisfaisants par rapport aux autres filtres.

Conclusion générale

Conclusion Générale :

Le traitement ou l'épuration des eaux usées a pour objectif de réduire la charge polluante contenues dans les eaux afin de rendre possible son utilisation dans les domaines : agricole, industriel, etc. Des efforts ont été investis par l'état afin d'épurer les eaux usées notamment par la réalisation de stations dépuratoire qui coutent très cher et qui son rarement valorisées. Cette méthode qui est devenue de plus en plus populaire est en augmentation partout dans le monde. Cette technique dite *phytoépuration* se base sur deux éléments essentielles qui sont Les plantes aquatiques, et les substrats dans les quelles elles sont plantées.

Dans notre étude on a choisit comme plante phragmite australis (Roseau) et pour les substrats: sable alluvionnaire, argile, gravier fin et composte.

La première partie de notre travail a penché sur une étude bibliographique des eaux usée, et le rôle de la phytoépuration dans l'épuration de ces eaux pour une éventuelle réutilisation.

La deuxième partie a été consacré a la partie expérimentale avec le matériel utilisé dans notre expérience et à l'évaluation de l'efficacité de la plante et des substrats choisit pour cette expérience ainsi que l'interprétation des résultats obtenus sur les paramètres de pollution (le phosphore, et l'azote) après les analyses effectuées sur les eaux récupérées des bacs plantés. Les résultats obtenus ont démontré que ces filtres sont très efficaces dans l'épuration des eaux usée, avec des rendements variables pour chaque nature de substrats choisis.

*le filtre a gravier planté, et le filtre a argile planté a monteront une efficacité dans l'abattement de l'azote ammoniacal avec un Rendement 93.61% et de 89.54%.

*Le filtre a sable planté a montré une grande efficacité dans l'abattement de l'orthophosphate et de l'azote ammoniacal et de nitrite et de nitrate avec un Rendement 80.88 %,95.44 %, 74.46 % et 84.59%.

Finalement on peut déduire que le filtre planté composé du sable a donnée satisfaction dans l'épuration des eaux usée urbaines.

Références bibliographiques

- Abissy et mandi, 1999.** Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : cas du Roseau.
- Adriano D.C. (1992).** Biogeochemistry of trace metals. Advances in trace substances research. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 513.
- Allègre, C., Manhès, G., and Lewin, É. (2001).** Chemical composition of the Earth and the volatility control on planetary genetics. *Earth Planet. Sci. Lett.* 185, 49-69.
- Andrieux-Loyer, F. (1997).** Les formes de phosphore particulaire et sédimentaire en environnement côtier. Méthodes d'analyse, biodisponibilité, échange. Université de Bretagne Occidentale.
- Badi, H, 1913.** Influence de papyrus et de tamarix sur l'élimination du phosphate et de l'azoté des eaux usées urbains. Mémoire de Master en Hydraulique urbaine. Université Mohamed Khider – Biskra.
- Baker, M. J., Blowes, D. W., Ptacek, C. J. (1998).** Laboratory development of permeable reactive mixtures for the removal of phosphorus from onsite wastewater
- Benmalek A. 2018.** Etat actuel des eaux usées dans les zones arides cas de la région de Biskra journée mondiale des toilettes. Centre de recherche scientifique et technique sur les régions arides (CRSTRA).
- Ben Slimane .S, (2014).** Elimination de la pollution azotée par un filtre à sable et filtre planté de *Typha latifolia*. Mémoire de master. Université Mohamed khider-Biskra. Disposal systems. *Environment al Science and Technology*, 32(15) ,2308-2316
- Bock E ; Koops H.P ; Harms H ; Ahlers B, (1991).** The biochemistry of nitrifying microorganisms. In : Variations in autotrophic life, Shively J.M et Barton L.L (ed.), Academic Press, N 34.
- Bouacherine S. ,(2013);** éliminations des polluants spécifiques par adsorption sur charbon actif et argile traitée et non traitée. Mémoire de magister. Université Mohamed cherif messaadia – souk-ahras
- Bouit Sabiha et Amira Djahida. (2021).** Elimination d'un polluant organique par adsorption sur matériau naturel. Mémoire de de Master en Génie des Procédés. Université Mohammed Seddiki Ben yahia – Jijel.

- Brix. H., 1987.** Treatment of waste water in the **rhisosphere** of wetlandplants – the root –zone method, *wat. Sci. Tech*, 19, Rio, p 71- 78.
- Brix, 1997,** Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands, *Water Science and Technology* Vol 35 No 5 pp 11–17 © IWA.
- Burnie G., Forrester S., Greig D., Guest S., Harmony M., Hobley S., Jackson G., Lavarack P., Ledgett M., McDonald R., Macoboy S., Molyneux B., Moodie D., Moore J., Newman D., North T., Pienaar K., Purdy G., Ryan S., Schien G., Silk J., (2006),** *Botanica, Encyclopedie de botanique d’horticulture. Plus de 10000 plantes du monde entier, place des victoires, 1020p.*
- Cabanes, F. (2006).** Déphosphatation des effluents: Précipitation et valorisation du phosphore. Thèse de doctorat spécialité Géniedes Procédés, Institut National Polytechnique de Toulouse, FRANCE.
- Chorus I., Bartram J. (1999).** Toxic Cyanobacteria in Water:A guide to their public health consequences, monitoring and management. published on behalf of WHO by:F & FN Spon
- Claveau-Mallet, D., Wallace, S., Comeau, Y. (2012).** Model of phosphorus précipitation and crystal formation in Electric arc furnace Steele slag filteres. *Environmental Science and Technology*, 46(3), 1465-1470
- Comeau, Y., Brisson, J., Chazarenc, F. (2006).** Déphosphatation d'effluents piscicoles par marais artificiel et lit absorbantent série et par bioréacteur àlit mobile absorbant. Document De Recherche n°2006.
- Comeau Y, (1997).** Procédés et conception de filières de déphosphatation biologique. Journées internationales d’étude des eaux : la déphosphatation des eaux usées, Liège, Palais des congrès, p 22-23, CEBEDOC éditeur.
- Comeau Y, (1990).** La déphosphatation biologique, procédés et conception, *Sciences et Techniques de l’eau* N 23, p 199-216.
- Dan Eude Baudouin K, (2018):** Traitement de la pollution phosphorée des effluents résiduaires urbains par des matériaux de Côte d’Ivoire constitués de schiste ardoisier, grès et latérite : approches en réacteur homogène, en mode hydrodynamique contrôlé et en réacteur micro-pilote de terrain. Thèse de Doctorat en Sciences et technologies. Université de Lorraine.

Drizo, A., Comeau, Y., Forget, C., Chapuis, R.P. (2002). Phosphorus saturation potential: A parameter for estimating The longevity of constructed wetland systems. *Environmental Science and Technology*, 36(21), 4642-4648.

Féray C, (2000). Nitrification en sédiment d'eau douce : incidence de rejets de station d'épuration sur la dynamique de communautés nitrifiantes. Thèse de Doctorat, Université Lyon I, France, 178 p.

Finalyson C. M., Chick A.J., 1983. Testing the potential of aquatic plants to treat abattoir effluent. *Wat. Res.*, 17, (4), 415-422.

FNDAE ; Cemagref ; MAP-DERF, (2002). Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités, 96 pp., Document Technique FNDAE, n° 25.

Foden J., Rogers S. I., Jones A.P. (2011). Human pressures on UK seabed habitats: a cumulative impact assessment. *Marine Ecology Progress Series*, 428, 33-47

Gaïd A. (2008). Traitement des eaux résiduaires. *Technique de l'ingénieur* : Page 177.

García , A. I ; de Blas,A.J. C. ; Carabano, R., 2005. Comparison of different methods for nitrogen and amino acid evaluation in rabbit diets. *Anim.Sci.*, 80 (2) : 169-178

Hauduc H, Takacs I., Smith S., Szabo A., Murthy S., Daigger G.T., Sperandio M. (2015). A dynamic physicochemical model for chemical phosphorus removal. *Water Research*, 73,157-170.

Henze M ; Harremoës P ; Jansen J.L.C ; Arvin E, (1996). Waste water treatment : biological and chemical processes, Springer, p114, 55-85.

Hidrik. 2008 ; www. Hidrik. Com Manahan, Stanleye *environmental science, technology and chemistry* environmental chemistry Boca Raton crc press LLC , 2000.

Holloway, J.M., Dahlgren, R.A., Hansen, B., and Casey, W.H. (1998). Contribution of bedrock nitrogen to high nitrate concentrations in stream water. *Nature* 395, 785-788.

Holloway, J.M., and Dahlgren, R.A. (2002). Nitrogen in rock: Occurrences and biogeochemical implications. *Glob. Biogeochem. Cycles* 16, 1118.

Quezal , P., Santa L., (1962-1963) : Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionale. Edition CNRS, tome 2. Paris. 1170p

Quintana M., Colmenarejo M. F., Barrera J., Sánchez, E., García G., Travieso, L. (2008). Removal of phosphorus through struvite precipitation using a by-product of magnesium oxide production (BMP): Effect of the mode of BMP preparation. *Chemical Engineering Journal*, 136(2-3), 204-209.

Lee C.Y., Clough E.A., Yellon P., Teslovich T.M., Stephan D.A., Baehrecke E.H. (2003). Genome-wide analyses of steroid- and radiation-triggered programmed cell death in *Drosophila*. *Current Biology*, 13(4), 350-357.

Lemaire, G.; Nicolardot, B. (1997). Maitrise de l'azote dans les agro systèmes. *In: INRA*. ISBN: 978-2-7380-0764-3.

Limousin G., Gaudet J. P., Charlet L., Szenknect S., Barthes V., Krimissa M. (2007). Sorption isotherms: A review on physical bases, modeling and measurement. *Applied Geochemistry*, 22, 249-275.

Marie-Anne Parant, (2007). Evaluation de la performance en essais en colonnes d'un recouvrement actif pour contrer l'eutrophisation du lac saint. Mémoire de programme de maîtrise en Génie Civil pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M. Se). Département de génie civil faculté des sciences et génie université LAVAL QUEBEC.

Menesguen A. (2003). Les "marées vertes" en Bretagne, la responsabilité du nitrate. Ifremer direction de l'environnement et de l'aménagement littoral, centre de Brest, 12.

Metahri, M.S. (2012). élimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées, par des procédés mixtes. Casdel a STEPE st delà ville de Tizi-Ouzou. Thèse de Doctorat en Agronomie université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou

Mezhoud. f, (2019). L'efficacité des filtres plantés de macrophytes dans la dépollution des eaux usées urbaines dans les zones semi-aride –cas de Biskra, Mém de master, Université Mohamed khider –Biskra.

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

Référence Bibliographique

Molle, P. (2003). Filtres plantés de roseaux : Limites hydrauliques et rétention du phosphore. Rapport de Thèse de Doctorat Spécialité Génie des Procédés, Université de Montpellier-Cemagref, FRANCE

Mouchmouche D .(2018).Elimination des phosphates, nitrates et nitrite es présents dans les eaux usées par coagulation-floculation en utilisant les sels de fer. Mémoire de master Université Mohamed khider-Biskra

Nadjemi, Fatima et Harma Asmaa, (2019).Comparaison des capacités d'adsorption des divers matériaux. Mémoire de Master Spécialité Génie Chimique. Université Ahmed Draia.

Niang S., (2000). Epuration des eaux usées domestiques. Atelier “Cities feeding people: lessons learned from projects in African cities”, Nairobi, Kenya.

Ohkouchi, N., and Takano, Y. (2014). Organic nitrogen: sources, fates, and chemistry. *Treatise Geochem.* 2, 251-289.

Ozenda (1991): Flore et végétation du Sahara. Ed CNRS, Paris 1991,2004.

Pant H.K, Reddy K.R., Lemon E., 2001. Phosphorus retention capacity of root bed media of sub-surface flow constructed wetland. *Ecol. Eng* 17, 345-355

Pratt, C., Shilton, A. (2010). Active slag filters - simple and sustainable phosphorus removal from wastewater using steel industry byproduct. *Water Science and Technology*, 62(8), 1713-1718.

Kadlec R.H., Wallace, S. (2008). Treatment wetlands 2nd edition. *CRC Press/Taylor & Francis Group: Boca Raton, Florida, United States: pages 978-1000.*

Kheliel, O. (2014).Etude du pouvoir adsorbant du charbon actif pour la dénitrification des eaux souterraines. Mémoire de Magister en Hydraulique. Université Mohamed Khider–Biskra

Kone D, 2002 .Epuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à macrophytes en Afrique de l'ouest et du centre: état des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement, Thèse de doctorat, LAUSANNE, 170 P.

Kouakou, E, thèse (2007). Étude de la nitrification partielle d’eaux ammoniacales,ulg, fsa, P, 75.

Reddy, K.R., Patrick, W.H., and Broadbent, F.E. (1984). Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sédiments. *CRC Crit. Rev. Environ. Control* 13, 273-309. Azote ammoniacal

Reddy, K. R et al, 1989. Oxygen transport through aquatic macro-phytes: the role in waste water treatment. *Journal of environmental quality* 19: 216-267.

Scheffer, K., Schreider, A. et Kickuth, R. (1980). Die sorptive bindung von duner phosphaten im boden und die phosphat mobilisierende wirkung der kieselsaure-ubersichtsbeitrag-I. Mitteil. die sorptive bindung von phosphate im boden. *Arch. Acker- und Pflanzernbau u. Bodenk. Berlin*. 24. 799-814.

Schmidt et Bock, 1997. Anaerobic ammonia oxidation with nitrogen dioxide by *Nitrosomonas eutropha*.

Tiglyene, S., Mandi, L., et Jaouad, A. (2005). Enlèvement du chrome par infiltration verticale sur lits de *Phragmites australis* (Cav.) Steudel. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 18(2), 177-198.

Vincent G, 1997. Les capacités naturelles d'épuration des écosystèmes aquatiques. *Quatre-temps* 20, 38-41

Watson S.W ; Bock E ; Harms H ; Koops H.-P ; Hooper A.B, (1989). Nitrifying bacteria. In : *Bergey's manual of systematic bacteriology*, Holt J.G. et al. (ed.), Williams and Wilkins Co, Baltimore, 1822-1834.

Xue, Y., Hou, H., Zhu, S. (2009). Characteristics and mechanisms of phosphate adsorption on basic oxy gen furnace slag. *Journal of Hazardous Materials*, 162(2-3), 973-980.

Yang Y., Tomlinson D., Kennedy S., Zhao Y.Q. (2006b). Dewatered alum sludge: a potential adsorbent for phosphorus removal. *Water Science and Technology*, 54 (5), 207