

REPUBLIQUE ALGERIEN NEDEMOCRATIQUE ETPOPULAIRE

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Echahid Hamma Lakhdar–El Oued



Faculté de technologie Département d'hydraulique

Et Génie Civil

MEMOIREDEFIND'ETUDE

En vu de l'obtention du Diplôme master (LMD) Professionnel en hydraulique
OPTION : Conception et Diagnostic des système AEP et Assainissement

THEME:

*Etude de l'élimination simultané des nitrates et
des phosphates des eaux par
infiltration-percolation*

Dirigé par :

Mr :OUAKOUAK ABDELKADER

Présenté par:

ATIA ABDERRAHMANE
LABIDI SEIFALLAH

Année Universitaire:2018/2019

Remerciements

Je remercie Dieu .tout puissant de m'avoir accordé la force, le courage et les moyens à fin de pouvoir accomplir ce travail.

Je remercie tout particulièrement mon pondeurMonsieur le docteur Abdelkader OUAKEOUAK pour ces orientations ses conseils et d'aide qu'il m'a donnée.

En fin je remercie tous ceux qui m'ont aidé de près ou le loin dans l'élaboration de ce travail,.

الملخص

المهدف من هذه الدراسة هو اثبات فعالية تقنية الترشيح بالتوغل عن طريق رمل الكنبنان على تنقية المياه من النسب الزائدة من مادتي النترات و الفوسفات وذلك من خلال إضافة نسب مختلفة لمادة الفحم النشط: استعملنا في هذه الدراسة ثلاثة اشكال للمياه :

1- ماء مقطر + نترات

2- ماء مقطر + فوسفات

3- ماء مقطر + نترات + فوسفات

هناك نجاعة كبيرة على مستوى جميع المعايير الفيزيوكيميائية والبكتولوجية حيث اثبتت الدراسة فعالية كبيرة للترشيح عن طريق الرمال المزوجة بالفحم من حيث نزع الملوثات والبكتريا الضارة والانقاص من ظاهرة التخثث في الأوساط المائية بشكل ملفت للاهتمام.

مما يدعونا الى التوجه العميق لدراسة مثل هذه النماذج من الناحية التقنية للتفكير بجديدة لتجسيدها عبر الواقع وتحقيق غاية استعادة المياه المستعملة لأجل الزراعة والصناعة وغيرها.

الكلمات المفتاحية: تقنية الترشيح بالتوغل - الفحم النشط - المعايير الفيزيوكيميائية والبكتولوجية-استعادة المياه المستعملة- التخثث في الأوساط المائية

Resume

The objective of this study is to demonstrate the effectiveness of solar technology through dune sand to purify life through the addition of different ratios of active coal:

In this study, we used 3 different forms:

1-distilled water +nitrate

2-distilled water + phosphate

3-distilled water + nitrate + phosphate.

. The study proved a great effectiveness for the depth of sand mixed with coal to remove the harmful pollutants and bacteria and reduction of eutrophication phenomenon in aquatic environmentan interesting manner.

Which invites us to go deep to study such models technically to think seriously to be reflected through destination and achieve the goal of restoring wastewater for agriculture, industry and others.

key words :Intrusion Filtration Technology - Active charcoal- Physico-chemical and bacteriological criteria- Restoration of wastewater-eutrophication

Resume

L'objectif de cette étude est de démontrer l'efficacité de la technologie solaire à travers le sable dunaire pour purifier la vie par l'ajout de différents ratios de charbon actif:

Dans cette étude on a utilisé trois formes d'eau :

1-eau distillé +nitrates .

2-eau distillé +phosphate

3-eau distillé +phosphate + nitrates.

Il y a une grande efficacité au niveau de tous les critères physico-chimiques et bactériologiques. L'étude s'est avérée très efficace pour la profondeur du sable mélangé au charbon pour éliminer les polluants nocifs et les bactéries et la réduction du phénomène d'eutrophisation dans les milieux aquatiques d'une manière intéressante.

Ce qui nous invite à aller en profondeur pour étudier de tels modèles techniquement à penser sérieusement à se refléter à travers la destination et atteindre l'objectif de la restauration des eaux usées pour l'agriculture, l'industrie et d'autres.

mots clés: Intrusion Filtration Technology - Charbon actif - Critères physico-chimiques et bactériologiques - Restauration des eaux usées-eutrophisation

Liste des tableaux

Tableau I.1	Classification de l'état trophique selon l'étude de l'OCDE (1982)	12
Tableau I.2	Les différentes formes végétales et milieux concernés de l'eutrophisation(Lacaze J.C., 1996).	15
Tableau II.1	Concentration moyenne des eaux usées urbaines. (Laurent, 1994)	18
Tableau III.1	Avantages et inconvénients du traitement physico-chimique	35
Tableau III.2	Avantages et inconvénients du traitement biologique par litsbactériens	37
Tableau III.3	Avantages et inconvénients du traitement biologique par boues activées.	39
Tableau III.4	Avantages et inconvénients du traitement biologique par disques biologiques	40
Tableau III.5	Avantages et inconvénients du traitement biologique par filtres planté de roseaux.	42
Tableau III.6	Avantages et inconvénients du traitement biologique par les lits d'infiltration-percolation sur sable.	44
Tableau III.7	Avantages et inconvénients du traitement biologique par lagunage.	46
Tableau (V.1)	Données d'étalonnage pour le dosage des nitrates.	56
Tableau (V.2)	Données de l'étalonnage pour le dosage des phosphates.	59

Liste des figures

Figure (I.1)	Un organigramme présentant les formes de l'azote.	03
Figure (I.2)	Schéma représentatif des formes du phosphore (Lefebvre S., 2003).	07
Figure (I.3)	Schéma représentatif des différentes étapes de l'eutrophisation d'un lac.(Ramade F., 1981)	14
Figure (III.1)	Schéma d'une chaîne de traitement des eaux usées.	30
Figure (III.2)	Schéma d'un décanteur primaire	31
Figure (III.3)	Schéma du traitement biologique par lit bactérien	34
Figure (III.4)	Schéma du traitement biologique par boues activées.	38
Figure (III.5)	Schéma du traitement biologique par disques biologiques	39
Figure (III.6)	Schéma du traitement biologique par filtres plantés de roseaux	41
Figure (III.7)	Schéma du traitement biologique par les lits d'infiltration-percolation sur sable	43
Figure (IV.1)	le différent composant du substrat des différents filtres	53
Figure (IV.2)	Courbe d'étalonnage préparée pour le dosage des nitrates en UV.	57
Figure (IV.3)	Exemple d'une courbe d'étalonnage utilisée pour le dosage des phosphates en UV.	59
Figure (V.1)	variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (10 mg/l) dans tous les filtres.	63
Figure (V.2)	variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (20 mg/l) dans tous les filtres.	64
Figure (V.3)	variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (30 mg/l) dans tous les filtres.	64
Figure (V.4)	variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (40 mg/l) dans tous les filtres.	64
Figure (V.5)	variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (50 mg/l) dans tous les filtres.	65
Figure (V.6)	variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (60 mg/l) dans tous les filtres.	65
Figure (V.7)	variation des quantités éliminés du nitrate dans les concentrations (20 mg/l) dans tous les filtres	66
Figure (V.8)	variation des quantités éliminés du nitrate dans les concentrations (40 mg/l) dans tous les filtres.	66
Figure (V.9)	variation des quantités éliminés du nitrate dans les concentrations (60 mg/l) dans tous les filtres	67
Figure (V.10)	variation des quantités éliminés du nitrate dans les concentrations (80 mg/l) dans tous les filtres.	67
Figure (V.11)	variation des quantités éliminés du nitrate dans les concentrations (100 mg/l) dans tous les filtres.	67

Figure (V.12)	variation des quantités éliminés du nitrate dans les concentrations (100 mg/l) dans tous les filtres	68
Figure (V.13)	variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (10mg/l) et du nitrate dans les concentrations (20 mg/l) dans tous les filtres.	69
Figure (V.14)	variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (20mg/l) et du nitrate dans les concentrations (40 mg/l) dans tous les filtres.	69
Figure (V.15)	variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (30mg/l) et du nitrate dans les concentrations (60 mg/l) dans tous les filtres	69
Figure (V.16)	variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (40mg/l) et du nitrate dans les concentrations (80 mg/l) dans tous les filtres.	70
Figure (V.17)	variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (50mg/l) et du nitrate dans les concentrations (100 mg/l) dans tous les filtres.	70
Figure (V.18)	variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (60mg/l) et du nitrate dans les concentrations (120 mg/l) dans tous les filtres.	70

Liste des Photos

Photo (IV.1)	Dispositif expérimental (Photo original)	53
Photo (IV.2)	Dispositif expérimental (Photo original)	54
Photo (IV.3)	Dispositif expérimental des différents filtres (Photo original)	54
Photo(1V.4)	Spectrophotomètre Spectrophotomètre UV-visible utilisé pour le dosage des nitrates.	56
Photo(1V.5)	Spectrophotomètre (JENWAY 6305 UV) utilisé pour le dosage des phosphates	58

Liste d'abréviations

CAG	charbon actif granule
KNO₃	nitrate de potassium
PO₄³⁻	phosphate
DBO5	Demande biochimique en oxygène pendant 5 jours (mg/l).
DCO	demande biochimique en oxygène (mg/l).
MES	Matière en suspension (mg/l).
MO	Matière organique (mg/l).
MVS	Matière volatiles en suspension (mg/l).
OMS	Organisation Mondiale de la santé.
pH	Potentiel hydrogène
STEP	Station d'épuration

Sommaire

Remerciement	
resume	
Liste des tableaux	
Liste des figures	
Liste des photos	
Liste de abreviations	
sommaire	
INTRODUCTION GENERALE	
PARTIE I : Bibliographique	
<u>CHAPITRE I</u>: Pollution des milieux aquatiques par les matières azotées et phosphorées	
I.1 Pollution des eaux par les matières azotées	03
I.1 .1 Les matières azotées	03
I.1 .2 Sources et formes des matières azotées	04
I.1 .2 .1 Rejets domestiques	04
I.1 .2 .2 Rejets industriels	04
I.1 .2 .3 Rejets diffus issus du lessivage des sols enrichis en engrais azotés	05
I.2 Pollution des eaux par les matières phosphorées	05
I.2 .1 Les matières phosphorées	05
I.2 .2 Sources et formes des matières phosphorées	06
I.3: L'eutrophisation	09
I.3.1 Définition	10
I.3.2 Processus de l'eutrophisation	12
I.3.3 Les différentes formes de l'eutrophisation	14
I.3.3 .1 Les algues	14
I.3.3 .2 Les plantes supérieures	15
<u>CHAPITRE II</u>: Les eaux usées : Origine et impacts	
II.1. Introduction:	17
II.2. L'origine des eaux usées:	17

II.2.1. Les eaux industrielles:	17
II.2.2. Les eaux agricoles:	17
II.2.3. Les eaux pluviales:	17
II.2.4. Les eaux usées domestiques:	17
II.3. Composition des eaux usées:	18
II.3.1. Éléments microbiologiques:	18
II.3.1.1. Les bactéries	18
II.3.1.2. Les virus	19
II.3.1.3. Les protozoaires	19
II.3.1.4. Les helminthes	19
II.3.2. Matières en suspension MES	19
II.3.3. Substances nutritifs	20
II.3.3.1. L'azote (N)	20
II.3.3.2. Le phosphore (P)	20
II.3.3.3. Le potassium (K ⁺)	20
II.3.3.4. Chlore et sodium	20
II.3.4. Les micropolluants organiques et non organiques:	21
II.3.4.1. Éléments traces:	21
II.3.4.2 Les micropolluants organiques:	21
II.4. La pollution : risque et réglementation:	21
II.4.1. La pollution par les eaux usées:	21
II.4.1.1. Définition:	21
II.4.1.2. Origine et type de la pollution par les eaux usées	22
II.4.1.3. Les différents paramètres de la pollution	23
II.4.2. Risques de la pollution par les eaux usées:	25
II.4.2.1. Risque sur l'environnement	25
II.4.2.2. Risque sur la santé humaine	25
II.4.3. La Réglementation:	26
II.4.3.1. Les normes de L'OMS	26
II.4.3.2. Les normes Européenne	26
II.4.3.3. Les normes Algérienne	27
II.5. Conclusion	27
<u>CHAPITRE III: Procédés d'épuration des eaux usées</u>	

III.1. Introduction:	29
III.2. Critères de choix du procédé d'épuration:	29
III.3. Etapes d'épuration des eaux usées:	29
III.3.1. Prétraitement:	30
III.3.1.1. Dégrillage:	30
III.3.1.2. Dessablage:	31
III.3.1.3. Déshuilage- dégraissage:	32
III.3.2. Traitement primaire:	33
III.3.2.1. Décantation primaire:	33
III.3.2.2. Traitement physico-chimique:	34
III.3.3. Traitement secondaire:	35
III.3.3.1. Traitement biologique:	35
III.3.3.2. Décantation secondaire:	46
III.3.4. Traitement tertiaires:	46
III.3.4.1. Elimination de l'azote et de phosphore:	47
III.3.4.2. Adsorption:	48
III.3.4.3. Les procédés de désinfection:	48
III.4. Conclusion	49
PARTIE II : Expérimentale	
CHAPITRE IV : matériels et méthodes	
IV.1 Introduction	52
IV.2 But Principal	52
IV.4 Matérielles d'étude	52
IV.4.1 Matériels de l'essai	52
IV.4.2 Les eaux usées	53
IV.5 Méthode d'étude	53
IV.5.1 Dispositif expérimental	53
IV.5. Solution mère des nitrates	55
IV.6. Solution mère des phosphates	55
IV.7. Caractéristiques de l'eau distillée	55
IV.8. Méthodes de dosage	55
IV.8. 1. Dosage des nitrates	55

IV.8.2. Dosage des phosphates	57
<u>CHAPITRE V</u> : Résultats et Discussions	
V.1. Introduction	63
V.2. Résultats et discussions des analyses	63
V.2.1. Essais d'élimination des phosphates	63
V.2.2. Essais d'élimination des nitrates	66
V.2.3. Essais d'élimination des phosphates + nitrates	68
V.3. Conclusion	71
CONCLUSION GENERALE	
References bibliographique	
Annex	

Introduction générale

L'eau ne peut être considérée comme un simple produit commercial, elle doit être classée comme un patrimoine universel qui doit être protégée, défendue et traitée comme tel. Elle est une ressource vital pour l'homme, sa survie, sa santé, son alimentation; elle l'est également pour ses activités agricoles, économiques, et la qualité de son environnement en dépend étroitement.

En Algérie l'eau est une denrée de plus en plus rare et de moins en moins renouvelable. Elle fait actuellement l'objet d'une exploitation concurrentielle entre les besoins de la population, ceux de l'agriculture et de l'industrie qui se disputent une disponibilité limitée.

En effet, avec l'expansion des villes et l'évolution des modes de consommation, les eaux potables s'épuisent plus rapidement, augmentant le volume des eaux usées collectées. Les eaux usées constituent un effluent pollué, qui sont rejetées, le plus souvent, sans traitements et de façon directe en milieu naturel.

La pollution des eaux de surface et souterraines est possible par les rejets d'eaux usées tant domestiques qu'industrielles ainsi que par l'utilisation d'engrais et de pesticides en agriculture. La pollution risque de constituer, à court terme, un risque de pénurie d'eau accentué imposant la nécessité de protéger cette ressource contre toute altération et utilisation irrationnelle.

L'épuration des eaux usées a pour objectif de rejeter dans le milieu naturel des eaux d'une qualité suffisante que pour protéger le moins possible le milieu récepteur. Le traitement des eaux usées est devenu un impératif et un enjeu social et environnemental incontournable puisqu'un effluent non traité contamine le milieu naturel et celui de l'homme compte tenu des risques sanitaires qu'il présente.

Le procédé d'infiltration percolain est une opération d'épuration d'eau traitée dans les stations de filtrage classique ; plusieurs études ont été prouvées par sa réussite notamment ce qui concerne la pollution naturelle et le plus spécifique le milieu aquatique parceque l'eau rejet de station d'épuration est généralement riche en phosphate / nitrate et leur présence en grande quantité nous produire plusieurs formes de pollutions , la plus connue est l'eutrophisation : cette dernière peut avoir plusieurs effets néfastes sur l'environnement aussi la dégradation de l'environnement .

Alors ,dans cette étude on a préparé de l'eau ce qui contient de l'eau distillée +phosphates +nitrates et leur traité par des filtres remplis de sable de dunes plus le charbon actif pour prouver l'efficacité de l'élimination simultanée des nitrates et de phosphates des eaux par infiltration-percolation .

Notre étude est présentée en 5 chapitres comme suit :

- Pollution des milieux aquatiques par les matières azotées et phosphorées
- Les eaux usées : Origine et impact
- Procédés d'épuration des eaux usées
- Matériels et méthodes
- Résultats et Discussions

PARTIE
PIBLOGRAPHIQUE

CHAPITRE I

Pollution des milieux aquatiques par les matières azotées et phosphorées

I.1 Pollution des eaux par les matières azotées

L'azote est l'un des éléments les plus abondants dans la nature. Environ 80 % de l'air que nous respirons est constitué d'azote. Cet élément, composant majeur des protéines, est également présent dans les cellules de toute matière vivante. L'azote inorganique peut apparaître à l'état libre sous forme de gaz [N₂], de nitrate [NO₃⁻], de nitrite [NO₂⁻] ou d'ammoniac [NH₃⁺]. L'azote organique est présent dans les protéines et est recyclé en continu par les plantes et les animaux.

L'azote (N) a été considéré comme le principal élément qui limite la croissance du phytoplancton dans les lacs tropicaux (Henry R. *et al*, 1985), les eaux du Pacifique central (Dufour P. *et al*, 1999) et de l'Atlantique nord (Graziano L.M. *et al*, 1996), les estuaires et les baies (Piehler M.F. *et al*, 2004).

I.1.1 Les matières azotées

Les matières azotées sont présentes essentiellement sous formes :

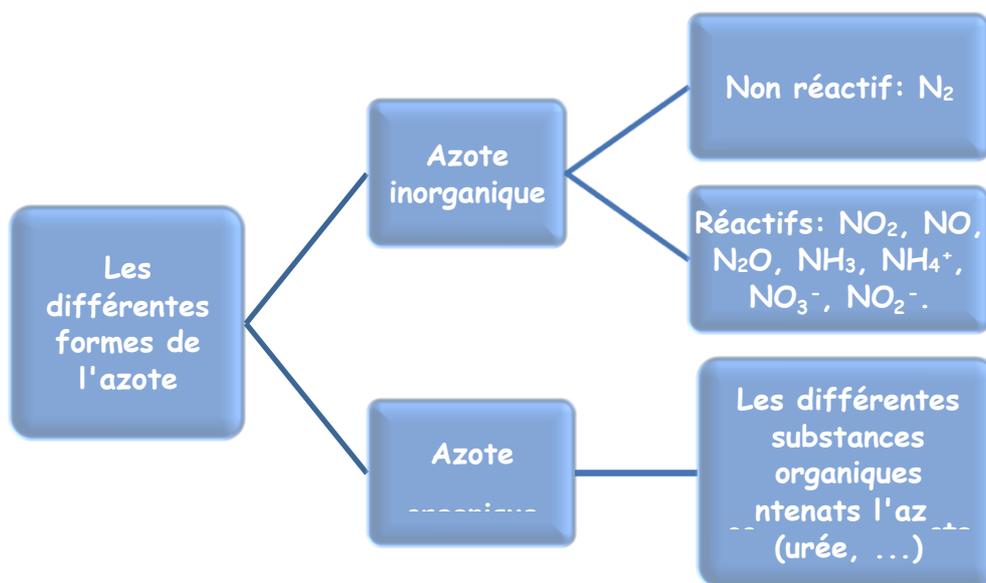


Figure I.1: Un organigramme présentant les formes de l'azote.

Les ions (NO_3^-) et (NO_2^-) sont très mobiles dans les sols des régions tempérées, car ceux-ci présentent une faible capacité de rétention à leur égard. En conséquence, la principale source de nitrite et de nitrate dans les eaux de surface (hors rejets ponctuels) correspond aux excédents d'azote minéral non prélevé par les racines des végétaux et entraîné par les eaux de lessivage (Fig. 1.1).

L'ion nitrate est la forme d'azote la plus commune et la plus stable dans les eaux de surface bien oxygénées. L'ion ammonium (NH_4^+) provient, quant à lui, essentiellement de la biodégradation de la matière organique. Il est en général rapidement réabsorbé par les organismes aquatiques, mais il peut être présent en concentrations importantes dans les eaux polluées et peu oxygénées, ainsi que dans les couches d'eau profondes, riches en matière organique (par exemple dans l'hypolimnion des lacs eutrophes). En général, l'ion nitrite est présent en faibles concentrations dans les eaux bien oxygénées car il est rapidement transformé en d'autres formes d'azote (nitrate principalement).

A l'heure actuelle, il ne semble pas y avoir de consensus scientifique sur le fait de savoir si le nitrate est une substance toxique pour les organismes aquatiques. L'azote ammoniacal (NH_4^+) peut, quant à lui, provoquer des symptômes de toxicité aigue chez de nombreux organismes aquatiques à partir d'un certain seuil de concentration (perturbation des équilibres NH_3 , NH_4^+ et accumulation d'ammoniac dans les cellules).

I.1 .2 Sources et formes des matières azotées :

L'azote apporté au milieu provient de trois sources principales (Auby I. *et al.*, 1994).

I.1 .2 .1 Rejets domestiques:

L'azote est presque en totalité sous la forme d'azote organique (urée, acide urique, créatinine) et d'azote ammoniacal (N-NH_4^+). L'urée et les acides aminés s'hydrolysent rapidement pour donner de l'ammonium. De ce fait, selon le temps de séjour dans le réseau d'assainissement, l'azote organique sera plus ou moins ammonifié. Aussi bien que l'on considère le rejet de 13 à 15g d'azote total Kjeldhal (NTK) par habitant et par jour soit composé pour 2/3 de formes organiques (Aminot A. *et al.*, 1990), la proportion moyenne des deux composants du NTK obtenue sur six eaux résiduaires urbaines s'établit à 70% de NH_4^+ et 30% de N organique; les composés oxydés ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) n'atteignant pas 1%.

I.1 .2 .2 Rejets industriels

Selon l'activité industrielle, les concentrations d'azote dans le rejet sont très variables. Les industries les moins polluantes, telles que la fabrication de pâte à papier produisent des

concentrations de 5 à 20mg/l d'Azote totale Kjeldhal (NTK). Pour les industries les plus polluantes, le rejet présente des concentrations beaucoup plus élevées (fabriques d'engrais: 1500 à 5000 mg/l).

I.1 .2 .3 Rejets diffus issus du lessivage des sols enrichis en engrais azotés

Les apports d'azote d'origine agricole dus aux eaux de surface varient de façon considérable d'une région à une autre, en relation avec la pédologie, l'hydrographie, le climat, les pratiques culturales, la nature des récoltes et la plus ou moins bonne maîtrise des agriculteurs de l'emploi des divers engrais.

Selon la nature des apports fertilisants et la granulométrie du sol, on constate que les engrais représentent un surcroît de 10 à 50% des pertes naturelles (maximum pour des sols à faible fraction fine). Cet apport se fait presque uniquement sous la forme la plus mobile, c'est-à-dire l'azote nitrique (NO_3^-).

L'ampleur et la hiérarchie des apports d'azote aux eaux de surface sont donc fonction de l'importance relative de l'urbanisation (rejets domestiques), de l'industrialisation (rejets industriels) et de l'intensification de l'agriculture (rejets issus du lessivage des sols) de la région considérée.

I.2 Pollution des eaux par les matières phosphorées

Le phosphore est l'un des éléments essentiels au bon fonctionnement du métabolisme végétal et animal. Sous sa forme élémentaire, il est souvent l'élément qui contrôle la productivité primaire des lacs et des rivières, le phosphore est très toxique. Les phosphates [PO_4^{--}] proviennent de cet élément. Leur présence dans la nature peut s'expliquer par la transformation des pesticides organiques contenant des phosphates. Ils peuvent apparaître dans une solution, sous forme de particules ou de fragments séparés ou dans les organismes aquatiques.

Le phosphore (P) a été vu comme l'élément qui limite la croissance du phytoplancton dans les lacs (Schindler D.W., 1977), la mer des Sargasses (Cotner J.B. *et al*, 1997) et les eaux côtières (Downing J.A., 1997).

I.2 .1 Les matières phosphorées

Le phosphore (P) est le 11ème élément le plus abondant sur Terre et il entre dans la composition de toutes les cellules des organismes vivants. Etres humains, animaux, plantes et microorganismes, tous dépendent entièrement du phosphore pour vivre et se reproduire.

Dans l'environnement, le phosphore est présent sous différentes formes. On distingue les formes dissoutes des formes particulières.

On distingue deux formes principales du phosphore :

Les phosphates (sous forme HPO_4^{2-} ou H_2PO_4^- dans les eaux naturelles) correspondent à la fraction de phosphore qui se trouve sous forme minérale dissoute,

Le phosphore total (PT) résulte de l'analyse d'eaux non filtrées. Cette fraction rassemble le phosphore organique et minéral, dissous et particulaire.

La majorité des apports de phosphore provient de sources ponctuelles: rejets urbains ou industriels, déjections animales provenant d'élevages industriels. Les rejets domestiques sont plus réduits que dans le cas de l'azote : on considère qu'un habitant produit journallement entre 3 et 4 grammes de phosphore total (PT) dont une moitié provient des excréta et l'autre de l'utilisation de produits détergents à base de polyphosphates.

Le fait que les apports diffus de cet élément par lessivage des sols soient minoritaires s'explique par la faible solubilité du phosphore contenu dans les sols et particulièrement des formes minérales constituées, dans les milieux acides, par les phosphates de fer et d'alumine. La majeure partie du phosphore appliqué comme engrais ou restitué par la décomposition de la matière organique est rapidement convertie en forme insoluble. Pour cette raison, on rencontre fréquemment dans les sols des concentrations de phosphore dissous inférieures à 0,01 mg/l.

Il apparaît que le phosphore provenant d'apports diffus parvient aux cours d'eau principalement sous forme particulaire et par ruissellement de surface.

Quelles que soient ses origines (entraînement à partir des sols agricoles du bassin versant, rejets industriels ou apports domestiques), le phosphore se retrouve dans les eaux de surface et dans les sédiments sous plusieurs formes, organiques (phospholipides, phosphoprotéines, ...) et minérales (phosphate et polyphosphate) plus ou moins complexées.

Les relations du phosphore avec les sédiments des cours d'eau et avec les sols régissent la plus grosse part des apports dans les eaux superficielles. La granulométrie des sédiments doit être prise en compte. En effet, l'essentiel du pouvoir adsorbant est dû aux particules les plus fines (<50 μm) qui peuvent être remises en suspension lors de variations de débit d'une rivière ou de remaniement des sols par érosion naturelle, défrichage ou terrassement. Le remaniement du sédiment entraîne des phénomènes de désorption du phosphore mais également le transfert de phosphore soluble de l'eau interstitielle dans la colonne d'eau (Matejka G. *et al.*, 1992), (Daouda M., 2010).

I.2 .2 Sources et formes des matières phosphorées

Le phosphore dissous (ou soluble) est présent dans l'eau et la solution du sol sous forme

minérale ou organique (Lemerrier B., 2003) :

➤ formes minérales : ions orthophosphates (PO_4^{3-}) libres ou associés à de la matière organique ou non sous forme de colloïdes, les différents anions de l'acide phosphorique H_2PO_4^- et HPO_4^{2-} et les polyphosphates ;

➤ formes organiques : trioses phosphates, acides nucléiques, phospholipides, acides phosphoriques de sucre et leurs formes dégradées.

D'après, Tate (1984) le phosphore particulaire regroupe toutes les formes de phosphore liées aux minéraux, à des débris divers ou incorporées dans les organismes. Les phytines ou phytates (inositols polyphosphates) constituent la principale forme de phosphore organique particulaire dans les sols. Selon Brookes *et al.* (1984), le phosphore microbien représenterait 2 à 24% du phosphore organique du sol (Lefebvre S., 2003).

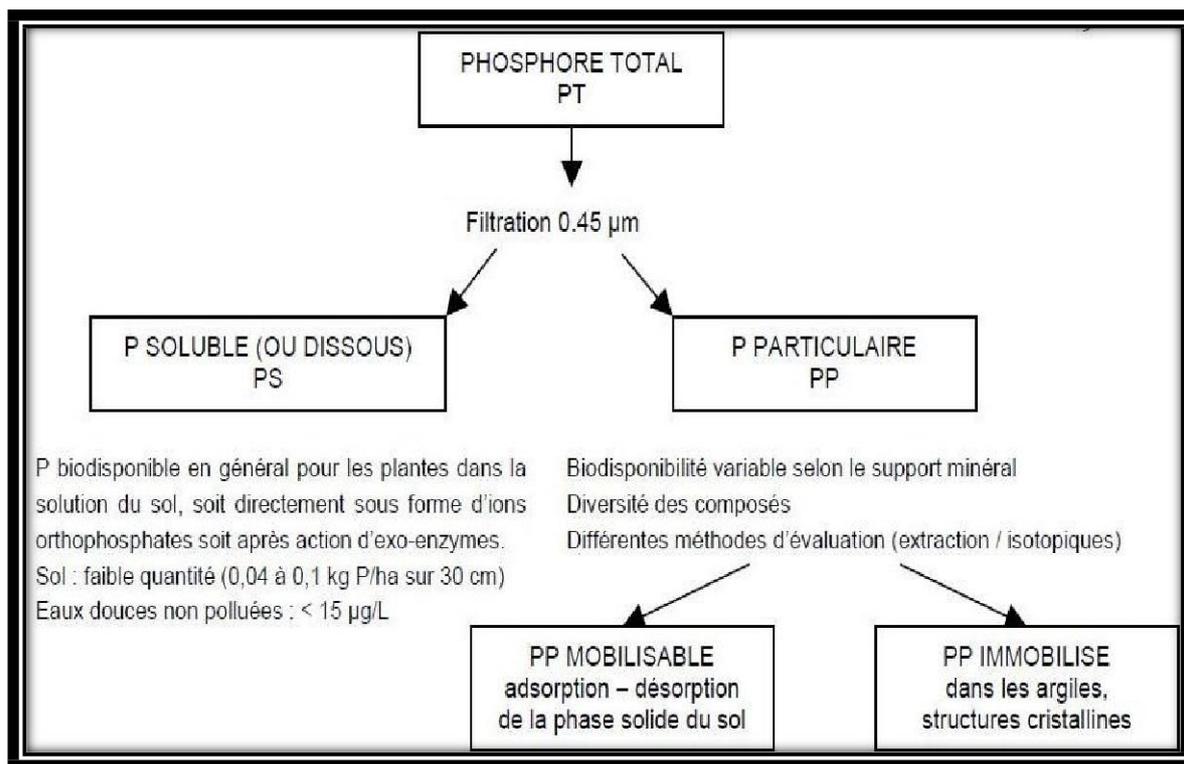


Figure I.2: Schéma représentatif des formes du phosphore (Lefebvre S., 2003).

Le phosphore particulaire minéral peut être lié au calcium (apatite), au fer (strengite), à l'aluminium (varis cite), ou encore aux argiles, mais il peut aussi être associé à un grand nombre de minéraux. Sa minéralogie est extrêmement complexe et encore peu connue : à part

le phosphate tricalcique (apatite) dont la formule simplifiée est $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, les autres associations du phosphore sont très complexes (Cheverry C., 2003). C'est un élément dont la spéciation 3 solide est très mal connue, c'est pourquoi sa réactivité est difficile à évaluer.

On distingue deux formes principales du phosphore (Auby I. *et al.*, 1994):

- **le phosphate** (PO_4^{3-}) correspond à la fraction de phosphore qui se trouve sous forme minérale dissoute (eaux filtrées sur 0,45 μm).
- **le phosphore total** (PT) résulte de l'analyse d'eaux non-filtrées. Cette fraction rassemble le phosphore organique et minéral, dissous et particulaire.

Les relations du phosphore avec le sédiment (sédiment des cours d'eau et sol) régissent la plus grosse part des apports à partir du stock sédimentaire.

La granulométrie des sédiments doit être prise en compte. En effet, l'essentiel du pouvoir adsorbant est dû aux particules les plus fines (<50 μm) qui peuvent être remises en suspension lors de variations de débit d'une rivière ou de remaniement des sols par érosion naturelle, défrichage ou terrassement.

Le remaniement du sédiment entraîne des phénomènes de désorption du phosphore mais également le transfert du phosphore soluble de l'eau interstitielle dans la colonne d'eau (Matejka G. *et al.*, 1992).

Les mécanismes chimiques et biologiques (action bactérienne) de réduction des complexes fer-phosphate et calcium-phosphate dans les sédiments jouent un grand rôle dans la régulation des échanges eau-sédiment.

De plus, le comportement physico-chimique du phosphore est complexe et dépend d'un certain nombre de paramètres. Des phosphates ajoutés au sol auront un comportement différent selon le pH : quand il est élevé, le phosphore est fixé sous forme de phosphate de calcium, et quand il est acide, le phosphore précipite pour donner des oxydes de fer,

d'aluminium ou de magnésium. Cependant, une partie du phosphore reste toujours relativement disponible. La disponibilité est maximale quand le pH est d'environ 6,5. Les ions phosphates constituent la seule forme de phosphore assimilable par les végétaux (Fig. 2.1).

Par ailleurs, les teneurs en phosphore ne sont pas toujours exprimées sous la même forme, ce qui rend les comparaisons parfois difficiles. En effet, le phosphore peut être évalué :

- en P, dans les différents secteurs de l'activité humaine et en limnologie (étude des lacs et des eaux douces) ;
- en PO_4^{3-} , pour la forme "ortho" et libre dans l'eau réagissant directement au

réactif de colorimétrie ;

- en P₂O₅, l'anhydride orthophosphorique en agronomie ;
- en microatome-gramme en océanographie.

Ainsi les unités de phosphore (et / ou phosphates) changent, du bassin versant à la rivière, puis en mer.

I.3: L'eutrophisation

Depuis les dernières décennies, l'enrichissement nutritif anthropique

« eutrophisation » a été identifié comme un problème écologique pour plusieurs écosystèmes côtiers (Smith V.H., 2003). Les producteurs primaires étaient les premiers organismes affectés par ce phénomène, ce qui entraîne comme conséquences des changements dramatiques de leur structure et leur dynamique saisonnière (Pinckney J.L. et al, 2000). Par suite de l'eutrophisation accrue des régions littorales, plusieurs études écologiques ont mis l'accent sur l'effet des nutriments sur le phytoplancton (Granéli E. et al, 1999). La disponibilité des nutriments constitue le principal facteur qui contrôle le phytoplancton lorsque les conditions de lumière et de température sont adéquates (Hecky R.E. et al, 1988). En effet, elle peut affecter son taux de croissance, sa biomasse et sa composition spécifique (Caron D.A. et al, 2000).

L'eutrophisation des eaux continentales de surface est à l'origine de nombreux désordres (Khalaf G. *et al*, 2009) :

- exacerbation du rythme nyctéméral de l'oxygène dissous: forte production diurne (photosynthèse) et très forte consommation nocturne (respiration) par la biomasse végétale,
- déplacement de l'équilibre calco-carbonique,
- fortes variations du pH,
- production de composés toxiques, par les dinoflagellés, en particulier en milieu saumâtre et marin, (les coquillages qui concentrent ces composés peuvent devenir impropres à la consommation), et d'hépatotoxines ou des neurotoxines par les cyanobactéries,
- destruction d'habitat, par colmatage des fonds de cours d'eau,
- pollution organique différée lors de la minéralisation des végétaux morts (appauvrissement en oxygène, conditions d'anaérobiose avec production d'ammoniac, d'hydrogène sulfuré, de méthane) et dépréciation notable de l'écosystème,
- dégradation des conditions de production d'eau potable (colmatage des filtres,

variations importantes et rapides de la qualité de l'eau...),

- altération de la valeur esthétique et du potentiel ludique du milieu.

Le coût des dommages lié à l'eutrophisation est important. En 1988, une étude « inter-agences » l'estimait à 2 milliards de francs, dont plus de la moitié représentait le surcoût pour la production d'eau potable.

Cette somme mériterait d'être actualisée, compte tenu de l'extension géographique du phénomène.

I.3.1 Définition

L'eutrophisation est définie par l'OCDE (Organisation de Coopération et de Développement Économiques) comme un « enrichissement des eaux en matières nutritives qui entraîne une série de changements symptomatiques, tels que l'accroissement de la production d'algues et de macrophytes, la dégradation de la qualité de l'eau et autres changements symptomatiques considérés comme indésirables et néfastes aux divers usages de l'eau » (Daouda M., 2010).

Définition opérationnelle du terme « eutrophisation »

Le terme « eutrophisation » est employé sous plusieurs significations, et souvent utilisé sans définition claire. Il paraît donc essentiel de s'accorder, en tout premier lieu, sur le sens que l'on donnera à ce terme.

Tout d'abord, on doit considérer le terme « eutrophe » dont dérive le mot « eutrophisation ». « Eutrophe » signifie simplement « bien nourri ». Comme le rappelle Genovese (1973), le préfixe « eu » contient l'idée de bien, d'utile, d'optimal. Tout milieu pauvre en matières nutritives, ne répondant pas, par définition, à la notion de conditions optimales, on en vient à considérer qu'un milieu est eutrophe quand il est riche en nutriments. On peut donc s'accorder sur la définition du mot « eutrophe » que fournit le Dictionnaire technique de l'eau et des questions connexes : *une eau eutrophe est une eau riche en matières nutritives* (Aminot A. et al, 2001).

Quant à l'eutrophisation d'un milieu, il s'agit, *stricto sensu*, du fait de devenir eutrophe (donc, de s'enrichir en nutriments). Cette notion a pris naissance pour désigner la progression naturelle de l'état trophique des lacs, c'est-à-dire l'augmentation de la richesse du milieu (de l'oligotrophie à l'hypertrophie, en passant par l'eutrophie). Toutefois, la notion d'eutrophisation (dans son étymologie d'origine « enrichissement ») n'a de sens que par rapport à la biomasse qui tire bénéfice des nutriments présents¹. Aussi est-il compréhensible que l'on ne puisse différencier dans le terme « eutrophisation » ce qui est relatif à

l'enrichissement, d'une part, et ce qui correspond à la biomasse qui bénéficie de cet enrichissement, d'autre part.

La notion d'« eutrophisation » est donc délicate à manier, puisqu'elle ne désigne pas un état mais l'évolution du milieu vers un état, lui-même défini de manière subjective (enrichi). Le terme eutrophisation contient donc en germe la dérive de sens qu'il a subi, désignant à la fois les causes et les conséquences de la fertilisation du milieu (Aminot A. *et al*, 2001).

A l'origine, l'eutrophisation est un phénomène naturel de vieillissement des lacs. Ce processus très lent s'étale sur plusieurs années et est normalement peu perceptible à l'échelle d'une génération. Cependant, l'homme accélère l'avancée de l'eutrophisation par des nouvelles sources de nutriments. Ainsi, le phénomène est très avancé aujourd'hui pour les eaux continentales, et prend de plus en plus d'importance pour les eaux marines. La principale conséquence de l'eutrophisation est une dégradation de la qualité de l'eau, et donc des pertes économiques et un risque supplémentaire pour la santé. De nombreuses mesures sont aujourd'hui adoptées pour améliorer la qualité des eaux déjà atteintes pour limiter l'expansion de l'eutrophisation aux eaux encore saines

L'eutrophisation des eaux est l'un des problèmes environnementaux majeurs du monde contemporain. Les effets visibles sont le développement planctonique; la prolifération des algues et des macrophytes. Le programme coopératif international de surveillance des eaux douces de l'OCDE (1982) a fixé des valeurs limites pour les concentrations en phosphore et en chlorophylle *a*. (Tab. 3.1). Ces seuils permettent de déterminer l'état trophique de nombreux lacs tempérés.

Lorsque, par son activité, l'Homme introduit par inadvertance des éléments nutritifs comme l'azote (sous forme de nitrate ou de nitrite et d'ammonium), le phénomène d'eutrophisation se produit souvent et se manifeste par un changement au niveau de la diversification des algues.

Tableau I.1: Classification de l'état trophique selon l'étude de l'OCDE (1982).

Pt = teneur en phosphore total, Chl = teneur en chlorophylle a; Chl. max = teneur maximum en chlorophylle a.

Classe des états trophiques	indices de 'état trophique (mg/m3)		
	Pt	Chl	Chl max.
Ultra-oligotrophe	< 4.0	< 1.0	< 2.5
Oligotrophe	< 10.0	< 2.5	< 8.0
Mesotrophe	10-30	2.5-8.0	8.0 – 25
Eutrophique	35-100	8-25	25 -75
Hypereutrophe	> 100	> 25	> 75

On constate en effet l'évolution vers une communauté pauvre en espèces végétales. Les espèces résistantes se développent ensuite de façon excessive. Par ailleurs, vers la fin de la poussée saisonnière de productivité, on assiste, du fait de la décomposition du surcroît de matière organique, à une consommation rapide de l'oxygène dissous ; ce qui rend impossible toute vie autre que celle des anaérobies.

I.3.2 Processus de l'eutrophisation

Voici en résumé les grandes étapes de ce phénomène complexe (Laurentides C., 2009):

- ❖ Le plan d'eau reçoit des apports en d'éléments nutritifs (particulièrement en phosphore) provenant de sources diverses (naturelles et anthropiques sur une longue ou courte période de temps).
- ❖ L'accumulation d'éléments nutritifs dans l'eau provoque, à plus ou moins long terme, une prolifération de plantes aquatiques et d'algues dans la couche supérieure du plan d'eau et dans le littoral, ce qui réduit considérablement la transparence de l'eau (l'eau devient plus turbide).
- ❖ L'augmentation de la turbidité limite le passage de la lumière à travers la colonne d'eau. La photosynthèse ne peut alors s'effectuer que près de la surface du plan d'eau.
- ❖ Le surplus de matière végétale produit dans l'épilimnion se dépose au fond

du plan d'eau, suite à sa sénescence (mortalité).

❖ Les décomposeurs utilisent l'oxygène dissous afin de dégrader la matière végétale, ce qui provoque une diminution des concentrations d'oxygène dissous en profondeur.

Selon Ramade (1981), les principales phases successives de l'eutrophisation des eaux peuvent être schématisées comme suit :

- Pollution croissante,
- Prolifération des algues,
- Décomposition anaérobie,
- Dégradation extrême du milieu avec une simplification des espèces présentes.

On remarque que la première étape n'est pas forcément négative pour le milieu, car celui-ci s'enrichit au niveau de chaque maillon de la chaîne trophique. La seconde étape, par contre, voit une grande partie de la faune disparaître au profit d'organismes dits inférieurs.

Le rythme de développement des différentes phases dépend de l'environnement du plans d'eau: occupation des bassins versants, flux et nature des polluants, luminosité, hydrologie et hydrodynamique, morphométrie, etc.

En cas de prolifération d'espèces phytoplanctoniques, l'activité photosynthétique est alors très forte, ce qui induit des variations importantes de la concentration en oxygène dissous et du pH dans les systèmes aquatiques à l'échelle de la journée : en période diurne le pH peut dépasser 10 et en période nocturne le milieu peut être totalement anaérobie, ce qui peut porter atteinte à la vie aquatique.

Le développement excessif de macrophytes ou d'espèces phytoplanctoniques dans les milieux eutrophes conduit à une réduction de la transparence, qui va alors limiter l'activité

photosynthétique. Par ailleurs, cette réduction de la transparence à moins de 1 mètre peut limiter les activités de baignade car cela s'accompagne d'une augmentation des risques de noyade.

La décomposition de la biomasse phytoplanctonique ou des macrophytes conduit également à une consommation importante de la concentration en oxygène dissous et peut entraîner un anaérobie dans les systèmes aquatiques, ce qui s'accompagne généralement du développement d'odeurs nauséabondes et de mortalité piscicole.

Enfin, dans le cas du développement de cyanobactéries, des risques sanitaires liés à la présence des cyanotoxines sont à craindre. De plus certaines cyanobactéries produisent également des composés malodorants qui génèrent des nuisances olfactives aux abords des plans d'eau infestés.

La raréfaction de l'oxygène dissous de la couche inférieure du plan d'eau occasionne un changement dans la biodiversité des espèces présentes dans le lac (ex. : disparition des espèces de poissons d'intérêt sportif tels que les truites).

La figure (3.1), présente une illustration du processus de l'eutrophisation dans un lac.

I.3.3 Les différentes formes de l'eutrophisation

Les différentes formes de proliférations végétales sont fonction du type de cours d'eau et de divers facteurs, dont la gamme de concentration en phosphore (Lacaze J.C., 1996).

I.3.3.1 Les algues

- Les phytoplanctons :

Algues microscopiques en suspension dans l'eau, se développant selon un cycle saisonnier, elles donnent au cours d'eau une coloration verte soutenue. Il s'agit de la forme la plus souvent décrite, mais elle n'affecte que les plans d'eau et les cours d'eau lents.

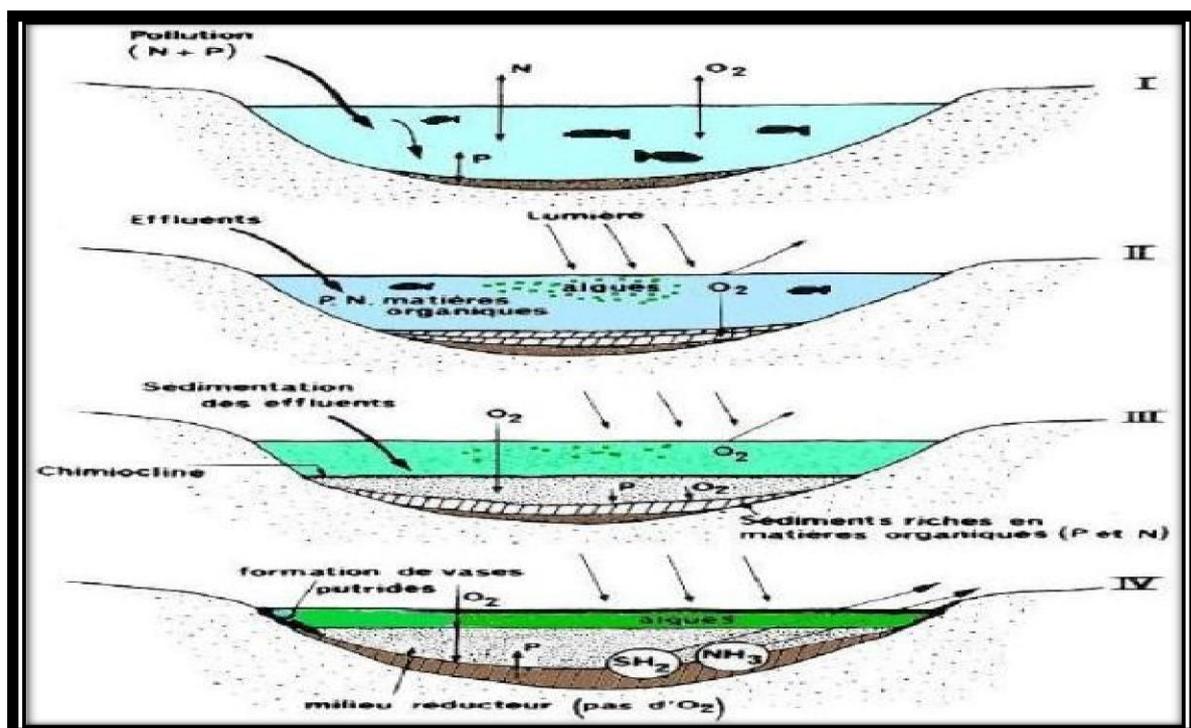


Figure I.3: Schéma représentatif des différentes étapes de l'eutrophisation d'un lac.

(Ramade F., 1981)

➤ Les algues filamenteuses

Dans les rivières les plus rapides, à faible profondeur, ce sont plutôt les algues filamenteuses qui prolifèrent. Il s'agit de végétaux vivant en colonies, formant de longues touffes de filaments verts, ondulant dans le courant et couvrant souvent la totalité du fond. Elles peuvent connaître un développement très rapide et devenir très envahissantes

➤ Les diatomées

Ce sont des algues microscopiques fixées sur tous supports en milieux de courants forts ou lents. Certaines espèces peuvent former des colonies de couleur brune.

Tableau I.2 : Les différentes formes végétales et milieux concernés de l'eutrophisation (Lacaze J.C., 1996).

Formes végétale	Aspect	Milieux concernés
Phytoplancton (Algues microscopiques en suspension).	Coloration de l'eau (verte, brune, rouge selon les espèces) réduction de la transparence.	Plans d'eau (lacs, lagunes) cours d'eau lents et parfois milieux marin.
Diatomées fixées (algues microscopiques).	Dépôt sur le fond des cours d'eau, galets glissants.	Cours d'eau lents ou rapides
Algues filamenteuse fixées	Grandes algues, envahissant parfois tout la masse d'eau. Cladophores : longs filaments de plusieurs mètres	Cours d'eau
Macro algues vertes marines (ulves).	Aspect de laitues.	Lagune languedociennes
Végétaux supérieurs (potamots, renoncules, myriophylles, etc.)	Allure de végétaux terrestres.	Tronçons de cours d'eau lents à fonds déposés et plans d'eau.

I.3.3 .2 Les plantes supérieures

Très utiles dans le milieu aquatique, la présence de plantes supérieures (macrophytes) est un signe de bon état des cours d'eau. Il arrive cependant que certaines espèces à forte dynamique prolifèrent et deviennent une gêne. Les espèces les plus couramment rencontrées sont les renoncules, les myriophylles, les potamots, les callitriches ainsi que les lentilles d'eau qui peuvent recouvrir entièrement la surface des eaux calmes.

CHAPITRE II

LES EAUX USEES : ORIGINE ET IMPACTES

II.1. Introduction:

Les eaux usées sont des eaux altérées par les activités humaines à la suite d'un usage domestique, industriel, agricole, ou pluviale . Ils constituent donc un effluent pollué, et qui sont rejetées dans un émissaire d'égout vers le milieu naturel.

Dans ce chapitre nous allons donner un aperçu sur l'origine des eaux usées et leurs composition, et puis nous décrirons le problème de la pollution des ces eaux, ainsi les différents paramètres et leur impacts sur l'écosystème, et puis la réglementation relative à les eaux usées.

II.2. L'origine des eaux usées:

Suivant l'origine des substances polluantes on distingue quatre catégories d'eaux usées :

II.2.1. Les eaux industrielles:

Elles sont très différentes des eaux usées domestique. Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus des matières organiques azotées ou phosphorées, elles peuvent également contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des micropolluants organiques ou des hydrocarbures.

II.2.2. Les eaux agricoles:

L'agriculture est une source de pollution des eaux car elle apporte les engrais et les pesticides (*Boumediene, 2013*).

II.2.3. Les eaux pluviales:

Le rôle des eaux pluviales est également important dans les transferts de pollution .Les eaux de ruissellement peuvent être polluées par lessivage des sols, des surfaces imperméabilisées. Les eaux pluviales peuvent contenir de ce fait des métaux lourds et des toxiques : plomb, zinc, hydrocarbures,...etc. (*Achouri, 2003*).

II.2.4. Les eaux usées domestiques:

Elles proviennent des différents usages domestiques de l'eau. Elles sont essentiellement porteuses de pollution organique. Elles se répartissent en eaux ménagères, qui ont pour origine les salles de bains et les cuisines et sont généralement chargées de détergents, de graisses, de solvants, de débris organiques,... etc.et en eaux 'vannes' sont les rejets des toilettes, chargés de diverses matières organiques azotées et de germes fécaux (*Boumediene, 2013*).

II.3. Composition des eaux usées:

La composition des eaux usées, est extrêmement variable en fonction de leur origine (industrielle, domestique,...etc.). Le tableau suivant présente la concentration moyennes des ces eaux :

Tableau II.1 : Concentration moyenne des eaux usées urbaines. (Laurent, 1994)

Concentration moyennes		
Paramètres	Echelle de variation	Fraction décantables
pH	7,5 à 8,5	
MES totales (mg/l)	100 à 400	50 à 60 %
DBO ₅ (mg/l)	150 à 500	25 à 30 %
DCO (mg/l)	300 à 1000	30 %
COT (mg/l)	100 à 300	30 %
NTK (mg/l)	30 à 100	< 10 %
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	20 à 80	0 %
N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	< 1	0 %
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	< 1	0 %
P total (mg/l)	10 à 25	10 %

Selon Faby, (1997), la composition des eaux résiduaires urbaines brutes dépend essentiellement de :

- L'activité humaine (eaux ménagères et eaux de vannes).
- La composition des eaux d'alimentation en eau potable et, accessoirement, de la constitution des canalisations d'eau, pour les composés chimiques.
- La nature et de la quantité des effluents industriels éventuellement rejetés dans le réseau urbain.

Les eaux usées urbaines contiennent des matières solides, des nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute et des micro-organismes. Ces substances peuvent être classées en quatre groupes :

II.3.1. Éléments microbiologiques:

Les eaux usées contiennent tous les microbiologiques excrétés avec les matières fécales. Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grands groupes : les bactéries, les virus, les protozoaires et les helminthes.

II.3.1.1. Les bactéries:

Les bactéries sont des organismes unicellulaires simples et sans noyau, leur taille est comprise

entre 0,1 et 10 μm . Elles se multiplient dans les eaux usées et les boues résiduaire.

L'exposition à celles-ci provient surtout de l'inhalation des aérosols qu'elles utilisent comme vecteurs leur transport ou encore, de la contamination du système gastro-intestinal par le contact des mains à la bouche (*Djeddi, 2007*).

II.3.1.2. Les virus:

Ce sont des organismes infectieux de très petite taille (10 à 350 nm) qui se reproduisent en infectant un organisme hôte. Certains virus se multiplient dans le système digestif humain ou animal et sont excrétés dans les matières fécales lors d'une infection. Ils ne se reproduisent pas une fois à l'extérieur du corps. On peut retrouver plus de 150 types de virus dans les eaux usées. L'hépatite A est une maladie causée par un virus.

II.3.1.3. Les protozoaires:

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

Parmi les protozoaires les plus importants du point de vue sanitaire, **Giardia lamblia**. Au cours de leur cycle vital, les protozoaires passent par une forme de résistance, les kystes qui peuvent être véhiculés par les eaux résiduaire (*Faby, 1997*).

II.3.1.4. Les helminthes:

Les helminthes sont des vers multicellulaires. Tout comme les protozoaires, ce sont majoritairement des organismes parasites.

Une grande variété de ces vers parasites et leurs oeufs peuvent se retrouver dans les eaux usées

et dans les boues sanitaires. Ils peuvent être la cause de vers intestinaux chez les humains exposés (*Djeddi, 2007*).

II.3.2. Matières en suspension MES:

Les matières en suspension sont en majeure partie de nature biodégradable. La plus grande part des micro-organismes pathogènes contenus dans les eaux usées est transportée par les MES. Les particules en suspension, plus lourdes que l'eau, sont éliminées par décantation, c'est une étape simple dans la réduction de la charge organique des eaux usées et de la teneur en germes pathogènes. Toutefois, un traitement beaucoup plus poussé est généralement requis pour faire face aux risques sanitaires (*Faby, 1999*).

II.3.3. Substances nutritifs:

Parmi ces éléments présents dans l'eau, deux sont très importants parce qu'ils sont indispensables à la synthèse des micro-organismes dans le milieu aquatique. Il s'agit de l'azote N et du phosphore P assimilés généralement par les plantes sous forme de nitrates NO_3^- et de phosphates PO_4^{3-} (Faby, 1999).

II.3.3.1. L'azote (N):

L'azote se trouve dans l'eau usée sous forme organique ou ammoniacale dissoute. Il est souvent oxydé pour éviter une consommation d'oxygène (O_2) dans la nature et un risque de toxicité par l'ammoniaque gazeux dissous (NH_3), en équilibre avec l'ion ammoniac (NH_4) (Martin, 1979).

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

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

II.3.3.2. Le phosphore (P):

La concentration en phosphore dans les effluents secondaires varie de 6 à 15 mg/l. Cette quantité est en général trop faible pour modifier le rendement (FAO, 2003).

Mais s'il y a excès, il est pour l'essentiel retenu dans le sol par des réactions d'adsorption et de précipitation; cette rétention est d'autant plus effective que le sol contient des oxydes de fer, d'aluminium ou du calcium en quantités importantes (Asano, 1998).

II.3.3.3. Le potassium (K^+):

Le potassium est présent dans les effluents secondaires à hauteur de 10 à 30 mg/l (12 à 36 mg/l de K_2O) et permet donc de répondre partiellement aux besoins (Faby, 1999).

Il faut noter cependant que, s'il existe, un excès de fertilisation potassique conduit à une fixation éventuelle du potassium à un état très difficilement échangeable, à une augmentation des pertes par drainage en sols légers, à une consommation de luxe pour les récoltes (FAO, 2002).

II.3.3.4. Chlore et sodium:

Les chlorures et le sodium peuvent également poser problème, notamment en bord de mer, quand les réseaux d'égout drainent des eaux phréatiques saumâtres (Faby, 1997).

Leur origine est :

- Humaine (10 à 15g/l Na Cl dans les urines/j).
- Naturelle (mer : 27g/l Na Cl, et terrains salés).
- Industrielle (potasse, industrie pétrolière, galvanoplastie, agroalimentaire) (*Faby, 1997*).

II.3.4. Les micropolluants organiques et non organiques:

Les micropolluants sont des éléments présents en quantité infinitésimale dans les eaux usées. Certains micropolluants, comme les métaux lourds ou les pesticides, peuvent s'accumuler dans les tissus des êtres vivants, et notamment dans les plantes cultivées (*Djeddi, 2007*).

II.3.4.1. Eléments traces:

Les métaux lourds que l'on trouve dans les eaux usées urbaines sont extrêmement nombreux ; les plus abondants sont le fer, le zinc, le cuivre et le plomb. Les autres métaux (manganèse, aluminium, chrome, arsenic, sélénium, mercure, cadmium, molybdène, nickel, etc.) sont présent à l'état de traces.

Leur origine est multiple : ils proviennent «des produits consommés au sens large par la population, de la corrosion des matériaux des réseaux de distribution d'eau et d'assainissement, des eaux pluviales dans le cas de réseaux unitaire, des activités de service (santé, automobile) et éventuellement de rejets industriels» (*Cauchi, 1996*).

II.3.4.2. Les micropolluants organiques:

Les micropolluants d'origine organique sont extrêmement nombreux et variés, ce qui rend difficile l'appréciation de leur dangerosité. Ils proviennent de l'utilisation domestique de détergents, pesticides, solvants, et également des eaux pluviales : eaux de ruissellement sur les terres agricoles, sur le réseau routier, etc. (*Djeddi, 2007*).

II.4. La pollution : risque et réglementation:

Le rejet direct des eaux usées domestiques dans le milieu naturel perturbe l'équilibre aquatique en transformant les rivières en égouts à ciel ouvert. Pour lutter contre cette pollution et éviter les maladies d'origine hydrique, plusieurs normes de réglementation ont été établies au niveau national et international.

II.4.1. La pollution par les eaux usées:

II.4.1.1. Définition:

On appelle pollution de l'eau, toute modification chimique, physique ou biologique de la qualité de l'eau qui a un effet nocif sur les êtres vivants qui la consomment. Quand les êtres

humains consomment de l'eau polluée ou l'utilisent (en irrigation par exemple), il y a en général des conséquences sérieuses pour leur santé (Haouti, 2005).

II.4.1.2. Origine et type de la pollution par les eaux usées:

A- Origine de pollution:

La pollution de l'eau peut être d'origine naturelle, ou provenir d'activités humaines. Suivant l'origine des substances polluantes on distingue : la pollution d'origine domestique, industrielle, agricole et pluviale.

B- Types de la pollution:

Il plusieurs types de pollution parmi lesquelles on distingue:

❖ La pollution chimique:

Due à la présence de substances chimique dissoutes dans l'eau. Cette pollution est due essentiellement au déversement de polluants organiques et des sels de métaux lourd qui sont les plus menaçants rejetés souvent par les unités industrielles.

❖ La pollution organique:

Cette forme de pollution peut considérer comme résultats de diverses activités (urbaines, industriels, artisanales et rurales). On distingue, pour les eaux usées urbaines, les matières organique banale "protides, glucides, lipides", les détergents, les huiles et goudron.

❖ La pollution microbienne:

Les eaux d'égout contiennent une multitude d'organismes vivants apportés par les excréments d'origine humaine ou animale. L'eau peut contenir des micro-organismes pathogènes (virus, bactéries, parasites). Ils sont dangereux pour la santé humaine, et limitent donc les usages que l'on peut faire de l'eau.

❖ La pollution thermique:

Les eaux rejetées par les usines utilisant un circuit de refroidissement de certaines installations (centrales thermiques, nucléaires, raffineries, aciéries..); ont une température de l'ordre de (70 à 80°C.) Elle diminue jusqu'à (40 à 45°C) lorsqu'elle contacte les eaux des milieux aquatiques entraînant un réchauffement de l'eau, qui influe sur la solubilité de l'oxygène.

❖ La pollution par hydrocarbures:

La pollution par les hydrocarbures résulte de plusieurs activités liées à l'extraction du pétrole, à son transport et en aval à l'utilisation de produits finis (carburants et lubrifiants), ainsi

qu'aux rejets effectués par les navires (marées noires) (Boumediene, 2013).

II.4.1.3. Les différents paramètres de la pollution:

La première manifestation de la pollution par les eaux usées est due aux matières organiques, qui provoquent un prélèvement important de l'oxygène dissous par les micro-organismes qui prolifèrent dans les milieux pollués.

A- Les paramètres physiques:

❖ La température:

La température est un paramètre important pour le bon fonctionnement des systèmes d'épuration dans la mesure où il peut influencer de différentes manières sur la solubilité des sels et des gaz. Il est établi que la solubilité d'un gaz diminue avec l'augmentation de la température. Ce phénomène est particulièrement important dans le cas de l'oxygène dissous. Aussi, plus l'eau est chaude, plus la concentration de saturation de l'oxygène devra diminuer, ce qui conduit à la diminution de la réserve d'oxygène mis à la disposition des microorganismes intervenants dans les processus d'auto-épuration, la multiplication des microorganismes.

❖ La conductivité:

La conductivité donne une idée sur la salinité de l'eau. Des variations de cette dernière peuvent influencer le traitement biologique et la décantation, elle s'exprime en ms/cm. (Haouati, 2005).

❖ Salinité:

La salinité désigne la quantité de sels dissous dans un liquide, notamment l'eau qui est un puissant solvant pour de nombreux minéraux. Il ne faut pas confondre la salinité avec la dureté de l'eau qui est relative à son dosage en calcium et magnésium. Ces derniers officiellement mesurée à partir de la conductivité électrique. La salinité n'est plus présentée comme un rapport de masse (Faby, 1997).

❖ Les Matières en suspension (MES):

Elles représentent la partie solide de la pollution, les matières en suspension est la pollution non dissoute, la plus facile à éliminer.

❖ Les matières volatiles sèches (MVS):

Elles représentent la fraction organique des matières en suspension, elles constituent environ 70-80 % des matières en suspension.

❖ La couleur et l'odeur:

Dans les eaux usées brutes la couleur est due à la présence de matières organiques dissoutes ou colloïdes et par des composés chimiques solubles qui sont colorés. L'odeur est due à une fermentation des matières organiques.

❖ **La turbidité:**

La turbidité tient compte de la présence plus ou moins importante des matières en suspension d'origine minérale ou organique.

B- Les paramètres chimiques:

❖ **Le pH (potentiel hydrogène):**

Le pH joue un rôle capital dans le traitement biologique, il exprime le degré d'acidité ou d'alcalinité des eaux usées. Ce paramètre joue un rôle primordial :

- Dans les propriétés physico-chimiques (acidité, agressivité) ;
- Dans les processus biologiques, dont certains exigent des limites de pH très étroites se situant entre 6,5 et 8,5.

❖ **Demande biologique en oxygène en 5 jours (DBO5):**

C'est la quantité d'oxygène consommée en 5 jours par les micro-organismes. La valeur obtenue, représente environ 80% de la pollution biodégradable total.

❖ **Demande chimique en oxygène (DCO):**

Elle traduit la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder chimiquement les matières organiques contenues dans l'effluent, elle s'exprime en mg/l.

❖ **Relation entre DCO et DBO5:**

Le rapport DCO / DBO5 donne une estimation de la biodégradabilité des eaux usées. La notion de la biodégradabilité représente la capacité d'une substance ou son aptitude à être décomposée par les micro-organismes (bactéries, champignons...), selon le rapport, on a :

- Si $DCO / DBO5 < \text{ou} = 2$: Le traitement se fait biologiquement.
- Si $2 < DCO / DBO5 < 3$: Traitement biologique avec adaptation de souches.
- Si $DCO / DBO5 > 3$: Traitement physico-chimique. L'eau est pratiquement non traitable par voie biologique.

C-Eléments toxiques:

La présence des métaux lourds (plomb, mercure, ...) et des substances toxiques (phénols) dans l'eau usée peut la rendre toxique, ils sont évalués par les tests biologiques.

D- Les nutriments (Azote, phosphore):

Le phosphore est présent dans les eaux usées sous forme de sels minéraux (ortho et poly phosphates) provenant surtout des poudres à lessives, et sous forme organique provenant des matières fécales (*Haouati, 2005*).

II.4.2. Risques de la pollution par les eaux usées:

La pollution de l'eau est une altération qui rend son utilisation dangereuse et perturbe l'écosystème aquatique et l'environnement. Elle peut concerner les eaux superficielles ou souterraines, aussi il est risqué sur la santé publique.

II.4.2.1. Risque sur l'environnement:

- ✓ Diminution de la teneur en oxygène dissous.
- ✓ Présence de produits toxiques.
- ✓ Prolifération d'algues.
- ✓ Modification physique du milieu récepteur.
- ✓ Présence de bactéries ou virus dangereux (*Yahiaoui, 2015*).

A- Effets sur le sol:

Ces impacts sont d'importance particulière pour les agriculteurs puisqu'ils peuvent réduire la productivité, la fertilité et le rendement de leurs terres. Le sol doit rester à un bon niveau de fertilité, afin de permettre une utilisation durable à long terme et une agriculture rentable. Les problèmes prévus au niveau du sol sont :

- La salinisation,
- L'alcalinité et la réduction de la perméabilité du sol,
- L'accumulation d'éléments potentiellement toxiques,
- L'accumulation de nutriments (*FAO, 2003*).

B- Effets sur les eaux souterraines:

Dans certaines conditions, les effets sur les eaux souterraines sont plus importants que les effets sur le sol. La pollution des eaux souterraines avec des constituants de l'eau usée est possible par l'infiltration des ces dernières. (*FAO, 2003*)

C- Effet sur les eaux superficielles:

Les rejets directs des eaux non épurées posent des problèmes d'eutrophisation des cours d'eau, de qualité de l'eau destinée à la production d'eau potable et de contamination microbiologique des zones de conchyliculture (*Baumont et al 2004*).

II.4.2.2. Risque sur la santé humaine:

Les eaux usées peuvent contenir des pesticides, des micro-organismes pathogènes (virus, bactéries, parasites), et des éléments toxiques. Ils sont dangereux pour la santé humaine. L'organisation mondiale de la santé (OMS) considère que 80% des maladies qui affectent la population mondiale sont directement véhiculées par l'eau : des dizaines, voire des centaines de millions de personnes sont atteintes en permanence de gastro-entérites, 160 millions de paludisme et 30 millions d'onchocercose. Malgré les apparences, la transmission des maladies par une eau polluée n'est pas l'apanage des pays en voie de développement, et l'élaboration des normes sur les eaux de consommation vise à fournir aux consommateurs une eau qui ne constitue pas un risque pour la santé (OMS, 2005).

II.4.3. La Réglementation:

La réglementation exige des niveaux de qualité pour les eaux usées épurées, déterminés par les taux de concentration des divers composants de ces eaux.

II.4.3.1. Les normes de L'OMS:

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) est considérée comme la plus haute autorité dans le domaine de la santé et donne des recommandations au niveau mondial en 1989. Elle propose des normes sanitaires depuis des décennies et elle est en passe de les modifier pour les rendre plus sévères et diminuer les risques sanitaires. Pourtant, ces normes sont aujourd'hui extrêmement loin d'être appliquées en monde.

Les normes concernent uniquement les quantités de micro-organismes. Les protozoaires ne sont pas inclus directement car il est considéré qu'ils sont éliminés en même proportion que les helminthes. Les virus ne sont pas considérés non plus, leur présence étant difficile à détecter lors des contrôles de routine. Ces normes sont destinées à une utilisation internationale, et sont donc adaptées aux pays en voie de développement (voir tableau annexe II.1) (Rotbardt, 2011).

II.4.3.2. Les normes Européenne:

La directive européenne du 19 mars 1991, relative au traitement des eaux résiduaires, impose la collecte et le traitement de la globalité des eaux urbaines résiduaires dans des délais qui s'échelonnent entre fin 1998 et fin 2005.

- Le traitement correspond à un traitement biologique :

DBO5: 25 mg/L ou 70 à 90 % de réduction

DCO : 125 mg/L ou 75 % de réduction

MES : 35 mg/L ou 90 % de réduction

Les niveaux de rejet ou les pourcentages de réduction sont à respecter 95 % du temps. La transcription de cette directive européenne en droit français a été prise en compte dans les arrêtés du 22 décembre 1994 et du 12 mai 1995 (voir tableau annexe II.2) (Gaid,2007).

II.4.3.3. Les normes Algérienne:

La réglementation algérienne est assez succincte concernant des eaux usées épurées. Les caractéristiques techniques des systèmes d'épuration des eaux usées sont fixées par voie réglementaire en prenant en compte notamment les critères relatifs aux agglomérations, aux possibilité d'utilisation des eaux épurées, aux risques de contamination et de pollution. L'eau est le fluide vital de la vie sur terre et constitue un aliment fondamentale, assez rare dans notre pays, qu'il faut protéger contre toute forme de pollution. La préservation de ce facteur exige un contrôle continu pour le comparer avec les normes nationales (voir tableau annexe II.3) (Djeddi, 2007).

II.5. Conclusion:

Les eaux usées urbaines peuvent être rejetés directement dans le milieu naturel aboutissant à des stations d'épuration dont ils ne doivent pas perturber le fonctionnement. Pour cela on est appelé à préciser des normes de rejet pour protégé l'environnement contre impacts négative. Les normes doivent tenir compte des sensibilités des méthodes de dosage et des possibilités techniques de traitement. La connaissance de la composition des eaux résiduaires et leur paramètre essentiel pour assurer la pertinence du choix et du dimensionnement des filières de traitement appropriées. Bien que les gammes de concentrations des paramètres typiques des eaux usées soient globalement connues.

CHAPITRE III

PROCEDES D'EPURATION DES EAUX USEES

III.1. Introduction:

Les eaux usées sont chargées des matières minérales ou organiques, pouvant être en solution ou en suspension, et dont certaines sont toxiques, alors pour éviter toute pollution on doit les épurer avant leur évacuation.

L'épuration des eaux usées a pour objectif de rejeter dans le milieu naturel des eaux d'une qualité suffisante que pour protéger le moins possible le milieu récepteur. Les procédés d'épuration des eaux usées sont nombreux et très différents l'un par rapport à l'autre, ce chapitre vise essentiellement à définir les divers procédés d'épuration des eaux usées. Le principe de fonctionnement, les avantages et les inconvénients de chaque procédé sont également illustrés.

III.2. Critères de choix du procédé d'épuration:

Selon la nature et l'importance de la pollution, différents procédés peuvent être mis en œuvre pour l'épuration des eaux résiduaires en fonction des caractéristiques de celles-ci et du degré d'épuration souhaité. Le choix d'un procédé par rapport à un autre repose sur:

- Le degré de pollution et nature des eaux à traiter (DCO, DBO5, MES....)
- La facilité d'exploitation, de gestion et d'entretien.
- La disponibilité du terrain et du site récepteur, la nature du sol, les facteurs climatiques....
- Le coût d'investissement, et d'exploitation
- Qualification du personnel d'exploitation.
- Le rapport DCO/ DBO5 est une indication très importante pour le choix du procédé de traitement à effectuer.

Le rapport DCO/ DBO5 donne une estimation de la biodégradabilité des matières présentes dans l'eau usée, (la biodégradabilité est la capacité d'une substance, ou son aptitude à être décomposée par les bactéries).

III.3. Etapes d'épuration des eaux usées:

Les eaux usées peuvent être traitées par divers procédés qui reposent sur des processus physique, chimique et biologique. D'une façon générale, une station d'épuration des eaux usées comprend les étapes suivantes:

- ❖ Prétraitements;
- ❖ Traitement primaire;

- ❖ Traitements secondaire;
- ❖ Traitements tertiaires ou de finition.

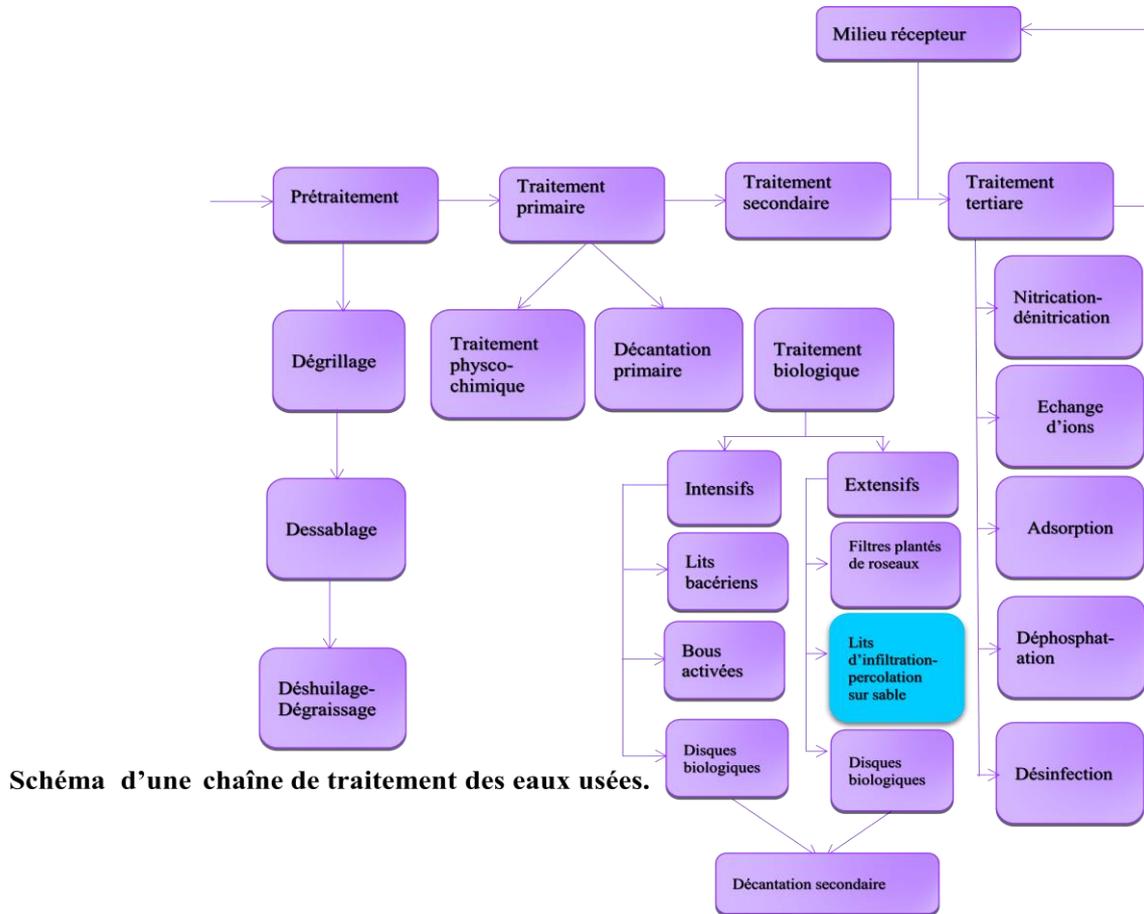


Figure III.1: Schéma d'une chaîne de traitement des eaux usées.

III.3.1. Prétraitement:

III.3.1.1. Dégrillage:

Le dégrillage consiste à débarrasser l'effluent des matières les plus volumineuses, et amener des risques de bouchage dans les différentes unités de l'installation.

L'eau brute passe à travers d'une grille composée de barreaux placés verticalement ou inclinés à un angle sur l'horizontale. La vitesse moyenne de passage entre les barreaux est comprise entre 0,6 et 1 m/s (Gaïd, 2007). Selon l'espacement entre les barreaux de la grille on distingue :

- ❖ **Un pré dégrillage:** l'espacement des barreaux varie de 30 à 100mm.
- ❖ **Un dégrillage moyen:** l'espacement des barreaux varie de 10 à 25mm.
- ❖ **Un dégrillage fin:** l'espacement des barreaux varie de 3 à 10mm.

Il existe différents types de grilles selon la conception des fabricants, la nature de l'effluent à traiter et le mode de nettoyage des grilles. On cite :

a)-Grilles manuelles:

Grilles manuelles composées par de barreaux droits en acier. Elles peuvent être verticales mais le plus souvent inclinés de 60 à 80° sur l'horizontale. Dans les petites stations d'épuration rurales, les grilles sont quelquefois remplacées par des paniers perforés relevables, lorsque les collecteurs d'arrivée sont très enterrés (Laurent, 1994). Elles sont réservées à la petite station.



Figure III.2: Grille manuelle.

b)-Grilles mécaniques:

Cette mécanisation est indispensable afin d'éviter un colmatage rapide des canalisations. Elles se classent en deux catégories :

- ❖ **Grille droite:** elle est inclinées à 80° sur l'horizontale, et qui sont conçues avec différents dispositifs de nettoyage tels que : râteau alternatif à commande par crémaillère pour hauteur moyenne de relèvement des détritits, râteau ou 5 grappin alternatif, à commande par câbles. Permettant d'obtenir une grande hauteur de relèvement des détritits, brosses montées sur chaînes sans fin. pour dégrillage fin (Laurent, 1994). (Voir annexe III.1)
- ❖ **Grille courbes:** Ce type de grille est très bien adapté aux stations de petite ou moyenne importance. Ces grilles très robustes sont installées sur des collecteurs peu enterrés, prévues pour des profondeurs d'installation inférieures à 2 m par rapport au sol, leur largeur peut atteindre jusqu'à 3 m (Laurent, 1994). (Voir annexe III.2)

III.3.1.2. Dessablage:

Le dessablage c'est un procédé consiste à l'élimination des sable présents dans l'effluent

brute est indispensable pour protéger les conduites et les pompes contre l'érosion et le colmatage.

Le dessablage s'effectue sur des particules de dimensions supérieures à 200 mm, la vitesse de sédimentation se calcule par la loi de Stokes (chute libre). La section du dessableur calculée de manière que la vitesse de l'eau ne descende pas au-dessous de 0,30 à 0,20 m/s, et éviter ainsi que les matières organiques se déposent en même temps que les sables (Gaid, 2007).

Les types des dessableurs à prévoir pour obtenir une vitesse d'écoulement de 0,30 m/s sont :

- ❖ **Les dessableurs couloirs**, dont la vitesse d'écoulement est variable ou constante.
- ❖ **Les dessableurs circulaires**, à alimentation tangentielle ou à brassage mécanique ou à insufflation d'air.
- ❖ **Les dessableurs rectangulaires** à insufflation d'air. L'insufflation de l'air provoque une rotation de liquide et crée une vitesse constante de balayage du fond, perpendiculaire à la vitesse du transit (Gaid, 2007).

Le sable est extrait soit mécaniquement par raclage vers un poste de réception, puis repris par pompage, soit directement par pompe suceuse montée sur pont roulant.

III.3.1.3. Déshuilage- dégraissage:

Les graisses et les huiles étant des produits de densité légèrement inférieure à l'eau issues non seulement des habitations, mais aussi des restaurants, des garages, des chaussées, des usines,...etc.

Le déshuilage-dégraissage se rapporte à l'extraction de toutes les matières flottantes d'une densité inférieure à celle de l'eau. Ces matières s'estiment par la mesure des «matières extractibles par solvants». La teneur des eaux usées en matières extractibles est de l'ordre de 30 à 75 mg/L. Le temps de séjour dans cet ouvrage est de 5 à 12 min. Le débit d'air insufflé est de l'ordre de 0,2 m³/h (Gaid, 2007).

Il existe différents dispositifs de déshuilage-dégraissage conçus suivant la nature de l'eau à traiter parmi lesquels :

- ❖ **Dégraisseur-déshuileur aéré**: Ce type d'ouvrage comprend une zone aérée (avec insufflation par le bas) suivi d'un compartiment de sédimentation latéral calculé pour une vitesse ascensionnelle de 15 à 20m/h (Boumediene, 2013).
- ❖ **Déshuileur longitudinal**: C'est un bassin de forme rectangulaire équipé de racleur de surface de fond. L'ouvrage est calculé pour :

- une vitesse d'écoulement horizontal de 20 à 50 m/h;
- une longueur de 2 à 6 m;
- une hauteur d'eau de 1 à 3 m (Boumediene, 2013).

Le plus souvent, les fonctions de dessablage et de déshuilage sont combinées dans un même ouvrage qui met en oeuvre les principes de fonctionnement cités précédemment.

III.3.2. Traitement primaire:

III.3.2.1. Décantation primaire:

La décantation primaire a pour objet de parfaire la qualité des prétraitements notamment par la capture des matières en suspension 'MES' naturellement décantables et par élimination poussée des flottants (huile et graisse) (Aouabed, 2009).

Elle consiste en une séparation des éléments liquides et des éléments solides sous l'effet de la pesanteur, les matières solides se déposent dans le fond d'un ouvrage appelé décanteur pour former les boues primaire.

En moyenne elle élimine jusqu'à 80% de MES et 30% à 40% de la DBO5. La décantation primaire s'impose généralement pour les stations d'épuration des grandes agglomérations (Aouabed, 2009).

Pour avoir une bonne qualité d'eau décantée, une sédimentation efficace et un épaissement correct des boues, différentes zones horizontales de l'ouvrage sont déterminées : la zone d'eau claire est comprise entre 0,5 et 1 m de haut, la zone de sédimentation entre 1,5 et 2,5 m et enfin la zone d'épaissement entre 0,5 et 1,5 m (Gaïd, 2007). Il y a plusieurs types de décantation parmi lesquels on distingue :

❖ Décantation classique:

Le paramètre de dimensionnement pour les ouvrages de décantation classique est essentiellement la vitesse ascensionnelle V (m/s). Il existe de nombreux types de décanteurs classiques, selon le sens d'écoulement des eaux et, d'après les dispositions adoptées pour l'évacuation des boues on trouve (Gaïd, 2007):

- ✓ décanteur horizontal avec raclage des boues ;
- ✓ décanteur cylindro-conique ordinaire ;
- ✓ décanteur circulaire avec raclage des boues.

❖ **Décantation lamellaire:**

De conception plus moderne, le principe de la décantation lamellaire consiste à utiliser des plaques proches les unes des autres pour accroître la surface de décantation disponible par volume d'ouvrage. Afin d'assurer l'évacuation des boues, les plaques sont inclinées d'un angle par rapport à l'horizontale (Gaïd, 2007).

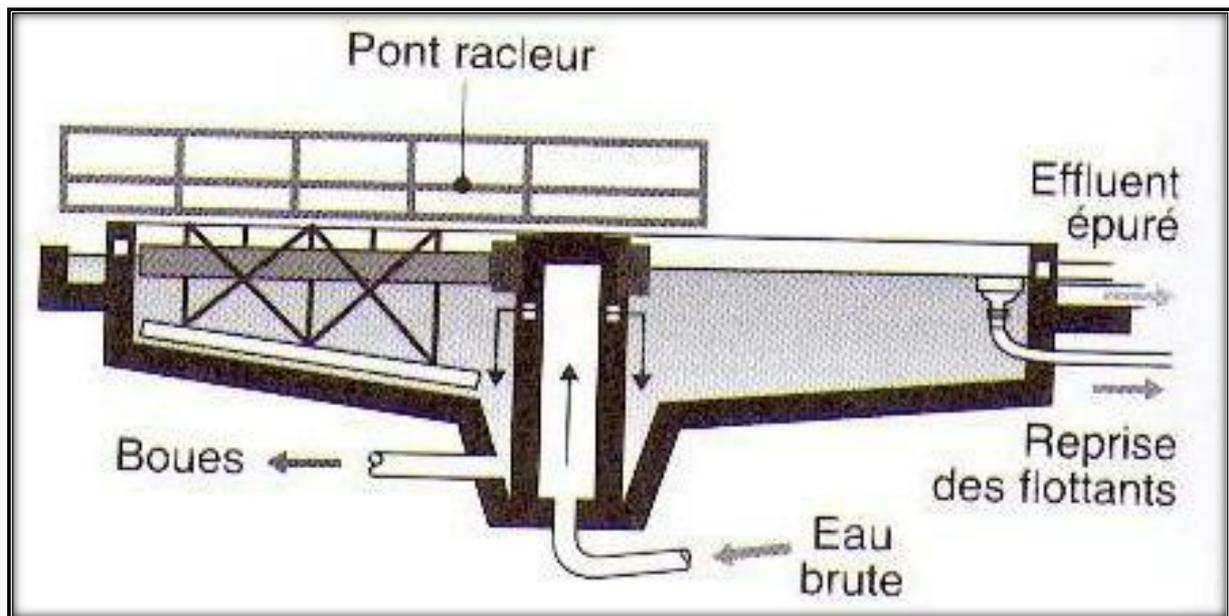


Figure III.3 : Schéma d'un décanteur primaire (LAURENT, 1994).

III.3.2.2. Traitement physico-chimique:

Dans certains cas, afin d'améliorer le rendement de la sédimentation, un traitement physicochimique

est également réalisé.

Le traitement physico-chimique a pour objectif d'éliminer en plus des matières en suspension une fraction importante de la pollution colloïdale. Ils mettent en oeuvre une coagulation-floculation par adjonction de réactifs minéraux et organiques suivie d'une décantation ou une flottation permettant d'éliminer une fraction importante des matières en suspension et colloïdales. Ces procédés assurent un rendement épuratoire variant de 50 à 70 % de la DBO5 et 80 à 90 % des MES (D'ornano et Mehaignerie, 1979).

Ce traitement consiste à enlever leur stabilité aux matières colloïdales présentes dans l'eau en

provoquant la neutralisation de leurs charges électriques superficielles et l'agglomération de ces particules pour former un flocon volumineux décantable appelé floc (Gaïd, 2007).

Le traitement se déroule en 4 phases sont:

- 1- La coagulation qui consiste en un ajout de coagulant (chlorure ferrique, sulfate ferreux, ...) annulant les forces de répulsion entre les matières colloïdales, c'est la déstabilisation des particules colloïdales ;
- 2- La floculation qui consiste en un ajout de polymère qui permet agglomération les particules déstabilisées ;
- 3- La neutralisation, qui consiste à optimiser le pH des réactions précédentes par ajout d'une base ou d'un acide ;
- 4- La décantation qui permet la séparation des phases solide/liquide.

Une coagulation-floculation, suivie d'une décantation appliquée sur une eau domestique, permet d'éliminer jusqu'à plus de 90 % des matières en suspension et de 40 à 65 % de la DBO5 (Gaïd, 2007). Ce traitement est indispensable dans l'épuration des eaux résiduaires industrielles.

Le tableau III.1 qui suit donne les principaux avantages et inconvénients de traitement physico-chimique.

Tableau III.1: Avantages et inconvénients du traitement physico-chimique.

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none">- Bonne élimination des MES et du Phosphore- Adapté aux variations de charges (zone touristique, industriels)- Insensible au non biodégradabilité des effluents	<ul style="list-style-type: none">- Coûts d'exploitation élevés (réactifs)- Elimination incomplète de la pollution organique et de l'azote- Plus grande quantité de boues produites

III.3.3. Traitement secondaire:

III.3.3.1. Traitement biologique:

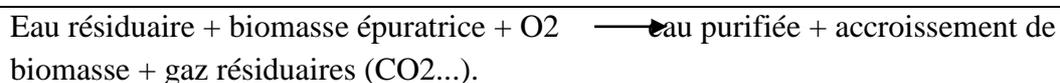
L'épuration biologique a pour but d'éliminer les matières polluantes biodégradables (essentiellement les matières organiques) contenue dans l'eau usée en la transformant en

matières en suspension : micro-organismes et leurs déchets, plus facilement récupérables.

La dégradation peut se réaliser par voie aérobie (en présence d'O₂) ou anaérobie (en l'absence d'O₂). Dans ce dernier cas, où les réactions s'effectuent à l'abri de l'air, le carbone organique, après dégradation se retrouve sous forme de CO₂, méthane et biomasse.

Ce type de traitement appelé « digestion anaérobie » n'est utilisé que pour des effluents très concentrés en pollution carbonée, de type industriel (brasserie, sucrerie, conserverie...). Le traitement biologique classique des eaux domestiques s'effectue par voie aérobie.

Le traitement consiste à dégrader les impuretés grâce à l'action d'une biomasse épuratrice, à laquelle doit être fourni l'oxygène nécessaire à son développement. En simplifiant, on peut décrire ce processus par l'équation :



La biomasse utilisée dans le traitement des eaux usées constitue un écosystème très simplifié, ne faisant appel qu'à des **micro-organismes**. Elle est constituée d'êtres vivants de petite taille, inférieure au millimètre, microflore de bactéries et microfaune d'animaux, protozoaires et métazoaires proches des vers.

Le traitement biologique peut être, soit libre, c'est-à-dire intimement mêlée au milieu aqueux à épurer (boues activées, lagunage), soit fixée ; elle est alors accrochée sur un support solide à la surface duquel percole l'eau à traiter (lits bactériens, disques biologiques) (Gaid, 2007).

Plusieurs procédés existent à ce stade du traitement biologique parmi lesquels, on distingue les procédés biologiques extensifs et les procédés biologiques intensifs.

A. Les procédés biologiques intensifs:

Les techniques les plus développées au niveau des stations d'épuration urbaines sont des procédés biologiques intensifs. Le principe de ces procédés est de localiser sur des surfaces réduites et d'intensifier les phénomènes de transformation et de destruction des matières organiques que l'on peut observer dans le milieu naturel (Perera et Baudot, 1991). Parmi ces procédés on distingue :

A.1. Procédé de lit bactérien:

L'utilisation des lits bactériens en traitement des eaux usées est très ancienne, les premiers systèmes étant apparus en Grande-Bretagne il y a plus d'un siècle, le procédé a fait l'objet de

nombreuses adaptations technologiques (Alexandre et al, 1997).

Principe de fonctionnement:

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs. Une aération est pratiquée soit par tirage naturel soit par ventilation forcée. Il s'agit d'apporter l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries aérobies en bon état de fonctionnement. Un lit bactérien se présente comme une colonne circulaire pouvant atteindre 4 à 5 mètres de hauteur. Les matières polluantes contenues dans l'eau et l'oxygène de l'air diffusent, à contre courant, à travers le film biologique jusqu'aux micro-organismes assimilateurs.

Le film biologique comporte des bactéries aérobies à la surface et des bactéries anaérobies près du fond. (Perera et Baudot, 1991).

Le tableau III.2 qui suit donne les principaux avantages et inconvénients de traitement biologique par lits bactériens.

Tableau III.2: Avantages et inconvénients du traitement biologique par lits bactériens.

Avantages	Inconvénients
Plus faible sensibilité aux variations de charge et aux toxiques que les boues activées. - Faible consommation d'énergie. - Bonne décantabilité des boues. - L'exploitation d'une station à lits bactériens reste très simple.	- Coûts d'investissement assez élevés. - Source de développement d'insectes et d'odeurs. - Sensibilité au colmatage et au froid. - Boues fermentescibles.

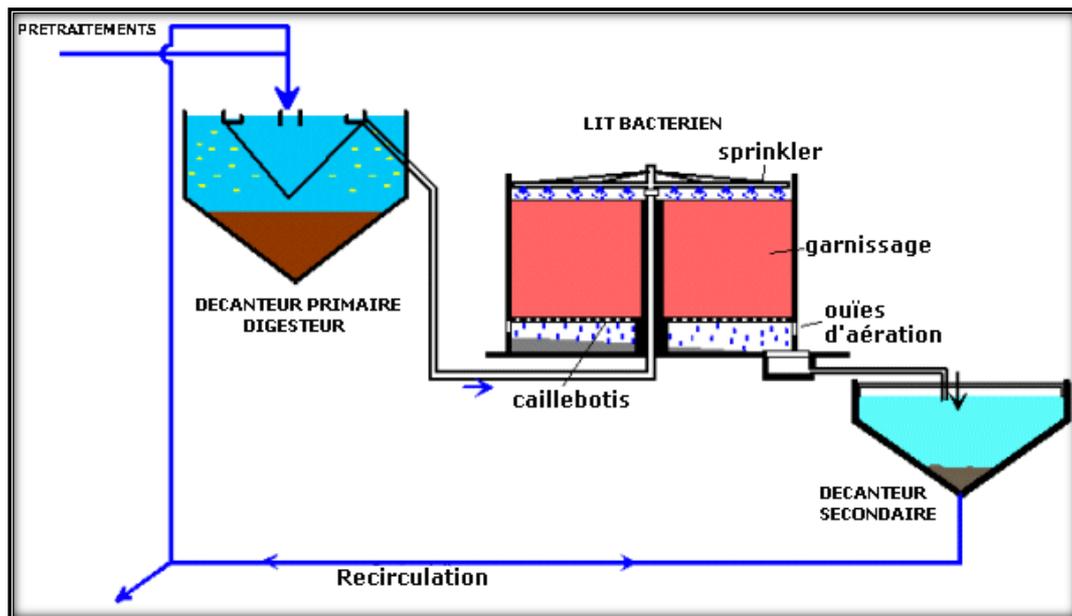


Figure III.4: Schéma du traitement biologique par lit bactérien (Perera et Baudot, 1991).

A.2. Procédé de boues activées:

Le procédé à boues activées a été découvert en 1914 à Manchester. Les boues activées constituent la référence des traitements biologiques aérobies en cultures libres.

❖ Principe de fonctionnement:

Le principe des boues activées réside dans une intensification des processus d'auto-épuration que l'on rencontre dans les milieux naturels. Le procédé à boues activées consiste donc à provoquer le développement d'un floc bactérien dans un bassin alimenté en eau usée à traiter (bassin d'activation).

Afin d'éviter la décantation des flocons dans ce bassin, un brassage vigoureux est nécessaire. La prolifération des micro-organismes nécessite aussi une oxygénation suffisante.

Le bassin d'activation peut être précédé d'un décanteur primaire dans le but d'éliminer les matières décantables et suivi d'un clarificateur pour la séparation de l'effluent épuré et des boues, une partie des boues est renvoyée dans l'aérateur pour le réensemencement permanent ou réinjectée en tête de station, l'autre en excès, est éliminée et doit faire l'objet d'un traitement séparé (Boeglin, 1998).

Le tableau III.3 qui suit donne les principaux avantages et inconvénients de traitement biologique par boues activées.

Tableau III.3: Avantages et inconvénients du traitement biologique par boues activées.

Avantages	Inconvénients
-Bonne élimination de l'ensemble des paramètres de pollution (MES, DCO, DBO ₅ , N par nitrification et dénitrification). Adapté pour toute taille de collectivité (sauf les très petites). -Adapté pour la protection de milieux récepteurs sensibles -Boues légèrement stabilisées	-Décantabilité des boues pas toujours aisées à maîtriser -Consommation énergétique importante -Nécessité de personnel qualifié et d'une surveillance régulière -Sensibilité aux surcharges hydrauliques

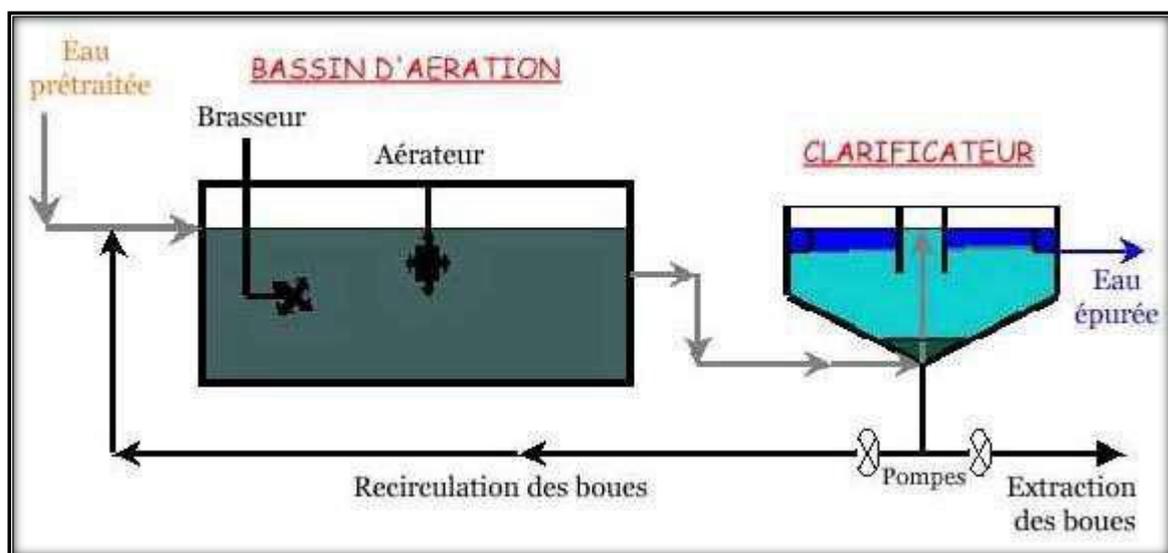


Figure III.5: Schéma du traitement biologique par boues activées.

A.3. Procédé de disques biologiques:

Les disques biologiques ou biodisques sont des disques enfilés parallèlement sur un axe horizontal tournant. Ces disques plongent dans une auge, où circule l'eau à épurer ayant subi une décantation, ils ont un diamètre de 1 à 3 m, sont espacés de 20 mm et tournent à une vitesse de 1 à 2 tr.mn⁻¹ (Dhaouadi, 2008). Les disques biologiques c'est un procédé biologique à cultures fixées.

❖ Principe de fonctionnement:

Ce procédé consiste à alimenter en eau, préalablement décantée, un ouvrage dans lequel des

disques fixés sur un axe sont mis en rotation à vitesse lente. Sur ces disques biologiques en plastique se développe alors un film bactérien. Lors de leur émergence, ces bactéries prélèvent l'oxygène nécessaire à leur respiration et lors de l'immersion, elles absorbent la pollution dissoute dont elles se nourrissent.

Dès que le film biologique dépasse une épaisseur de quelques millimètres, il se détache et est entraîné vers le décanteur final où il est séparé de l'eau épurée. Les boues ainsi piégées sont renvoyées par pompage périodique vers l'ouvrage de tête pour y être stockées et digérées (Aouabed, 2009)

Le tableau III.4 qui suit donne les principaux avantages et inconvénients de traitement biologique par disques biologiques.

Tableau III.4: Avantages et inconvénients du traitement biologique par disques biologiques.

Avantages	Inconvénients
-Résistance au froid (les disques sont - toujours protégés par des capots ou par un petit bâtiment). -L'exploitation de ce procédé est relativement simple ne nécessitant pas de recyclage. -Généralement adaptés pour les petites collectivités. -Faible consommation d'énergie.	-Très sensibles à la qualité des eaux à traiter. -La sensibilité au gel et aux huiles et graisses. -Coûts d'investissement assez élevés. -Ce procédé pose des problèmes dans la construction.

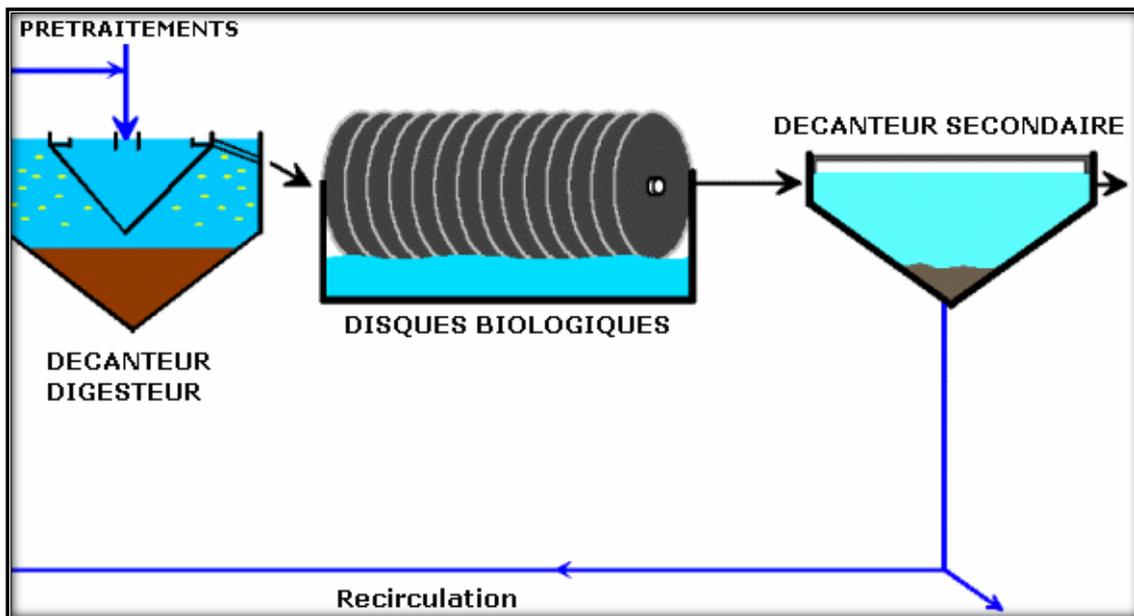


Figure III.6: Schéma du traitement biologique par disques biologiques (Perera et Baudot, 1991).

B. Les procédés biologiques extensifs:

Les procédés extensifs sont souvent préférés aux traitements conventionnels pour assurer l'épuration des eaux usées des petites et moyennes collectivités. La raison de cette préférence est leur fiabilité, la simplicité de leur gestion et la modestie des coûts de fonctionnement.

Parmi ces procédés on distingue :

B.1. Procédé des filtres plantés de roseaux:

Les filtres plantés de roseaux c'est un procédé biologique à cultures fixées sur supports fins (gravier, sable), rapportés et alimentés à l'air libre. Les filtres sont des excavations, étanchées du sol, remplies de couches successives de gravier ou de sable de granulométrie variable selon la qualité des eaux usées à traiter (Perera et Baudot, 1991).

❖ Principe de fonctionnement:

Le principe épuratoire repose sur le développement d'une biomasse aérobie fixée sur un sol reconstitué. L'oxygène est apporté par convection et diffusion. L'apport d'oxygène par les racines des plantes est, ici, négligeable par rapport aux besoins.

La vitesse d'alimentation en eaux usées brutes doit être supérieure à la vitesse d'infiltration pour bien répartir l'effluent. Théoriquement, plusieurs espèces de plantes peuvent être utilisées, mais les roseaux (de type *Phragmites australis*), par leur résistance aux conditions rencontrées, et la rapide croissance du chevelu de racines et rhizomes, sont les plus souvent

utilisés dans les climats tempérés (Perera et Baudot, 1991).

La caractéristique principale des "Filtres plantés de roseaux" réside dans le fait que les filtres du **1er étage** de traitement, dont le massif filtrant actif est constitué de graviers fins, peuvent être alimentés directement avec des eaux usées brutes (sans décantation préalable).

Les processus épuratoires sont bien sûr assurés par des micro-organismes fixés, présents dans les massifs filtrants mais aussi dans la couche superficielle de boues retenues sur la plage d'infiltration. Les filtres du **2ème étage**, dont le massif filtrant est majoritairement à base de sable, complètent le traitement de la fraction carbonée de la matière organique, essentiellement dissoute, ainsi que l'oxydation des composés azotés (Alexandre et al, 1997). Les principaux avantages et inconvénients de traitement biologique par filtres plantés de roseaux sont cités dans le tableau suivant (tableau III.5):

Tableau III.5: Avantages et inconvénients du traitement biologique par filtres plantés de roseaux.

Avantages	Inconvénients
-Facilité et faible coût d'exploitation. -Aucune consommation énergétique si la topographie est suffisante -Possibilité de traiter des eaux usées domestiques brutes. -Gestion réduite au minimum des boues. -Bonne adaptation aux variations saisonnières de population.	-Risque de présence d'insectes ou de rongeurs. -Exploitation régulière, fauchage annuel de la partie aérienne des roseaux -Désherbage manuel avant la prédominance des roseaux. -Nécessité d'un dessaleur en tête sur réseau unitaire.

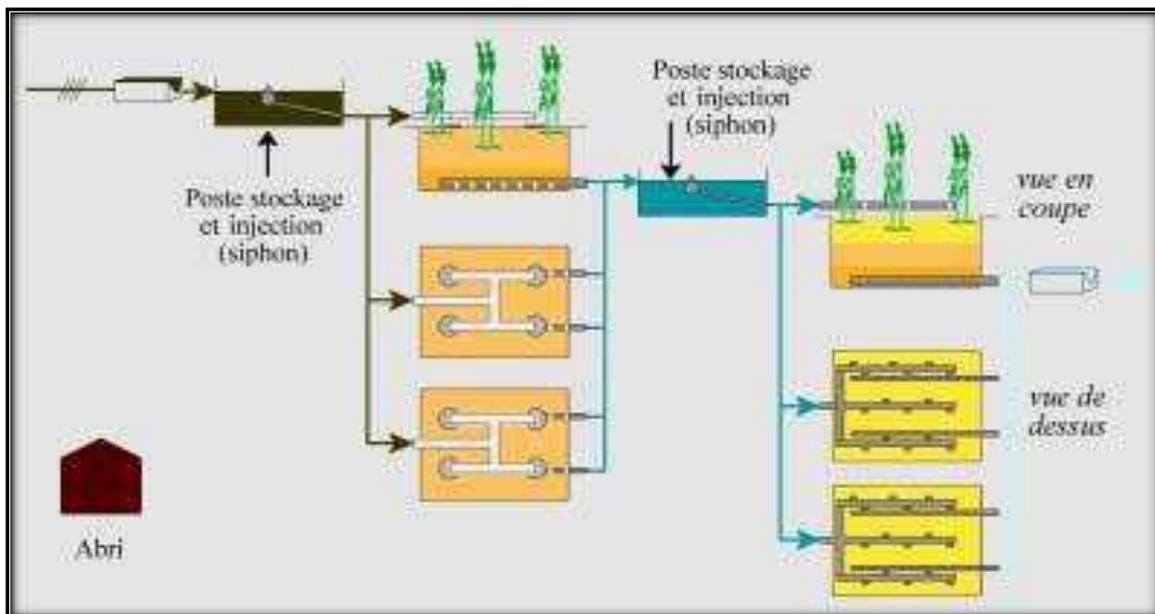


Figure III.7: Schéma du traitement biologique par filtres plantés de roseaux
(Alexandre et al, 1997).

B.2. Procédé des lits d'infiltration-percolation sur sable:

Les lits d'infiltration-percolation sur sable d'eaux usées est un procédé d'épuration par filtration biologique aérobie sur un milieu granulaire fin. L'eau est successivement distribuée sur plusieurs unités d'infiltration. (Perera et Baudot, 1991).

❖ Principe de fonctionnement:

L'infiltration-percolation consiste à infiltrer les eaux usées issues de traitements primaires ou secondaires dans des bassins de faible profondeur creusés dans le sol en place ou remplis de massifs sableux rapportés. Les matières en suspension sont arrêtées à la surface du massif filtrant, leur accumulation entraînant un colmatage qui doit être géré en alternant phases d'infiltrant et phases de séchage. L'épuration nécessite une infiltration en milieu poreux non saturé et le renouvellement de la phase gazeuse par l'air atmosphérique qui apporte l'oxygène indispensable à l'oxydation des matières organiques et de l'azote (Faby, 1999).

Les principaux avantages et inconvénients de traitement biologique par les lits d'infiltration-percolation

sur sable, sont cités dans le tableau suivant (tableau III.6):

Tableau III.6: Avantages et inconvénients du traitement biologique par les lits d'infiltration-percolation sur sable.

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> -Procédé simple à gérer en alimentation gravitaire (pas d'éléments électromécaniques). -Rendements importants sur la dégradation de la matière organique : 90 à 95 % sur DCO, DBO5 et MES. -Capacité de décontamination intéressante -Nitrification importante des composés azotés. -Superficie nécessaire bien moindre que pour un lagunage naturel. 	<ul style="list-style-type: none"> -Nécessité d'un ouvrage de décantation primaire efficace. -Risque de colmatage à gérer. -Nécessité d'avoir à disposition de grandes quantités de sable, ce qui peut engendrer des investissements importants. -Adaptation limitée aux surcharges hydrauliques.

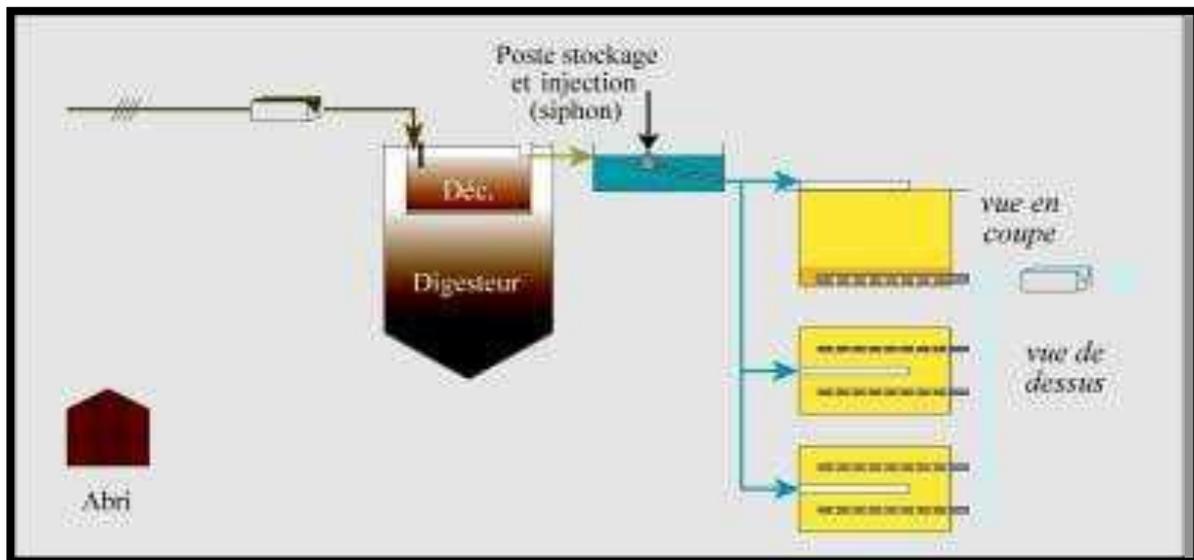


Figure III.8:Schéma du traitement biologique par les lits d'infiltration-percolation sur sable (Alexandre et al, 1997).

B.3. Procédé de lagunage:

Le lagunage est un procédé de traitement biologique, en cultures libres. Les procédés par lagunage sont les méthodes de traitement les plus communes lorsque on dispose de grandes surfaces de terrain, et lorsqu'on ne désire pas assurer en permanence une haute qualité de l'effluent.

❖ **Principe de fonctionnement:**

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

Le principe général consiste à recréer, dans des bassins, des chaînes alimentaires aquatiques. Le rayonnement solaire est la source d'énergie qui permet la production de matières vivantes par les chaînes trophiques.

Les substances nutritives sont apportées par l'effluent alors que les végétaux sont les producteurs du système en matière consommables et en oxygène.

Les bactéries assurent la part prépondérante de l'épuration et la microfaune contribue à l'éclaircissement du milieu par ingestion directe des populations algales et des bactéries (*Dhaouadi, 2008.*) Il y a plusieurs types de lagunage parmi lesquels on distingue :

1. Le lagunage aéré:

Le lagunage aéré est un procédé de traitement biologique principalement aérobie, en cultures libres qui se différencie des boues activées par l'absence de recirculation de la culture bactérienne séparée par décantation avant rejet des eaux traitées. (*Alexandre et al, 1997.*) En fournissant l'oxygène par un moyen mécanique (aérateurs de surface), on réduit les volumes nécessaires et on peut accroître la profondeur de la lagune. La concentration en bactéries est plus importante qu'en lagunage naturel (*Dhaouadi, 2008.*)

2. Le lagunage naturel:

Le lagunage naturel est un procédé rustique de traitement des eaux usées domestiques. Les effluents sont dirigés dans des bassins étanches, à l'air libre (*Gaid, 2007.*)

L'épuration par lagunage naturel repose sur la présence équilibrée de bactéries aérobies en cultures libres et d'algues. L'oxygène nécessaire à la respiration bactérienne est produit uniquement grâce aux mécanismes photosynthétiques des végétaux en présence de rayonnements lumineux (*Alexandre et al, 1997.*)

Les principaux avantages et inconvénients de traitement biologique par lagunage sont cités dans le tableau suivant (tableau III.7):

Tableau III.7: Avantages et inconvénients du traitement biologique par lagunage.

Avantages	Inconvénients
-Fiabilité et facilité d'exploitation Bonne adaptation aux à-coups des flux polluants -Investissement modéré si l'on dispose de surfaces en terrains importantes dont la nature, la structure et la topographie sont adaptées -Coût d'exploitation limité et ne nécessite pas la qualification du personnel.	-Nécessité de surfaces importantes en terrains. -Contraintes de sous-sol : terrains imperméables (protection de la nappe). -Risques de prolifération de moustiques et d'odeurs (pour les bassins anaérobies). -Curage périodique indispensable.

III.3.3.2. Décantation secondaire:

A l'issue des traitements, une ultime décantation permet de séparer l'eau épurée et les boues ou résidus secondaires issus de la dégradation des matières organiques. Cette décantation est opérée dans des bassins spéciaux, les clarificateurs. L'eau épurée peut alors être rejetée dans le milieu naturel.

Les boues récupérées en fond d'ouvrage sont pour partie renvoyées vers le bassin d'aération pour y maintenir la concentration voulue en micro-organismes épuratoires et, pour partie, extraites et envoyées sur la ligne de traitement des boues (lits de séchage, silos) (Boumediene, 2013).

Le bon fonctionnement de cet ouvrage implique le respect des règles de conception, une gestion rationnelle de la production de boue ainsi que la maîtrise de sa décantabilité.

III.3.4. Traitement tertiaires:

L'expression « traitement tertiaire » peut désigner plusieurs types de traitements ou différentes fonctions en vue d'atteindre un niveau de traitement de qualité supérieure à ce que l'on pourrait normalement attendre d'un traitement secondaire.

Les traitements tertiaires souvent considérés comme facultatif ou complémentaire permettent d'affiner ou d'améliorer le traitement secondaire. De telles opérations sont nécessaires pour assurer une protection complémentaire de l'environnement récepteur ou une réutilisation de l'effluent en agriculture ou en industrie.

Pour satisfaire aux normes de rejet en zones sensibles, des traitements complémentaires ou tertiaires doivent être mis en place. On y distingue généralement les opérations suivantes :

III.3.4.1. Elimination de l'azote et de phosphore:

A. Elimination de l'azote:

Les stations d'épuration classiques, prévues pour éliminer les matières carbonées, n'éliminent que des quantités réduites d'azote présent dans les eaux usées. L'élimination de l'azote est, le plus souvent, des traitements biologiques, de "**nitrification-dénitrification**" ou par **échange d'ions** (traitements physico-chimiques).

A.1. Nitrification-dénitrification:

❖ Nitrification:

La nitrification consiste en la transformation (l'oxydation) de l'ammoniaque en nitrite puis en nitrate, elle est réalisée de façon biologique par les bactéries nitrifiantes. Le temps de rétention des eaux dans le bassin d'aération doit donc être assez long (*Servais, 2006*).

La nitrification s'effectue en deux stades par micro-organismes autotrophes :

-Nitritation : Oxydation de (NH_4^+) en (NO_2^-) par les bactéries des germes Nitrosomonas,

-Nitratation : Oxydation de (NO_2^-) en (NO_3^-) par les bactéries aux germes Nitrobacter.

❖ Dénitrification:

La dénitrification est le processus par lequel les bactéries dénitrifiantes anaérobies convertissent le nitrate en azote gazeux (N_2).

Cette relation est réalisée par le fait que, en absence d'oxygène, ces bactéries sont capables d'utiliser immédiatement l'oxygène des nitrates comme un oxydant. En pratique, cette étape sera réalisée grâce à un bassin tertiaire anaérobie (*Servais, 2006*).

A.2. Les résine échangeuses d'ions:

Cette technique s'applique aux formes minérales de l'azote et du phosphore, et la présence de M.O dans l'eau rend complexe l'utilisation des résines. En effet une partie de ces résines tend à se fixée irréversiblement sur les résines et à diminuer progressivement leur capacité d'adsorption, il importe donc de les éliminer avant le passage de l'effluent sur les résines (*Boumediene, 2013*).

B. Elimination de phosphore:

L'élimination du phosphore, ou "déphosphatation", peut être réalisée par voies physicochimiques ou biologiques.

B.1. La déphosphoration biologique:

Repose sur l'accumulation de phosphore à l'intérieur des bactéries, qui, sont évacuées avec les boues en excès. La biomasse est exposée à une alternance de conditions anaérobies et aérobie. 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. Les mécanismes de la déphosphatation biologique relativement complexe (*Boumediene, 2013*).

B.2. La déphosphoration physico-chimique :

C'est la voie d'élimination du phosphore la plus pratiquée. Il s'agit d'une précipitation des phosphates par des sels de fer ou d'aluminium, ou encore par de la chaux. L'injection des réactifs peut s'opérer de plusieurs manières. Facilement mise en oeuvre et ne nécessitant pas de surveillance particulière, la déphosphoration physico-chimique est une technique fiable et les rendements obtenus sont supérieurs à 80 % (*Boumediene, 2013*).

III.3.4.2. Adsorption:

L'adsorption est le processus où des molécules d'une espèce appelée adsorbat (gaz ou liquide) viennent se fixer sur la surface d'un solide, appelé adsorbant.

L'adsorption est largement utilisée pour la dépollution et la purification dans des domaines très variés, par exemple les industries pétrolières, pétrochimiques et chimiques, aux applications environnementales et pharmaceutiques.

Le charbon actif est souvent utilisé comme adsorbant, c'est un matériau obtenu par pyrolyse du bois, noix de coco, charbon, lignine, et en général tout composé organique.

L'utilisation de filtres à charbon actif en grains dans les installations de traitement à été mis en oeuvre dans le but de retenir, par adsorption, une partie de la pollution organique qui n'a pas pu être éliminée par les premières étapes de traitement.

III.3.4.3. Les procédés de désinfection:

Pour les zones sensibles, il est primordial de rejeter une eau épurée ne contenant pas de concentration élevée en pathogènes. C'est pourquoi un traitement supplémentaire est parfois réalisé : la désinfection. Cette dernière peut s'effectuer par différentes méthodes, notamment par la chloration, les rayons ultraviolets et l'ozonation.

A. La chloration:

Le chlore est un oxydant puissant, leur utilisation est plus ancienne mais elle présente des

contraintes de transport et de manutention. Pour agir correctement, le chlore impose d'une part que l'eau soit préalablement bien épurée et, d'autre part, qu'un temps de contact de 30 min soit respecté. Le chlore se combine à l'ammoniac contenu dans l'eau pour former des chloramines qui deviennent alors l'agent désinfectant.

B. L'ozonation:

L'ozone est un procédé de désinfection utilisé aux quelque pays, il est très efficace dans l'élimination des micro-organismes.

L'ozone offre un large spectre d'action. Il est efficace aussi bien contre les virus que contre les bactéries et agit avec un temps de contact de courte durée (10 min). Produite sur site, il nécessite pour son exploitation du personnel qualifié. (*Gaïd, 2007*).

C. Les rayons ultraviolets:

Le traitement par rayons ultraviolets utilise des lampes à mercure disposées parallèlement ou perpendiculairement aux flux d'eau. Leur rayonnement s'attaque directement aux microorganismes

(*Metahri, 2012*).

Le principe d'action des UV repose sur le fait que les rayons ultraviolets sont des ondes électromagnétiques qui correspondent à une gamme de longueur d'onde comprise entre 100 et 400 nm. L'absorption de ces rayons par les micro-organismes provoque une modification de leur ADN qui bloque toute répllication du matériel génétique et engendre leur mort (*Gaïd, 2007*).

- ❖ A côté de ces procédés, le traitement tertiaire pouvant comporter autres procédés pour élimine et traite les boues final (mise en décharge, valorisation) et les odeurs (La technique le plus souvent appliquée utilise l'absorption gaz liquide).

III.4. Conclusion:

A partir d'une eau usée et grâce aux procédés de l'épuration, il est possible d'obtenir toute une gamme des eaux de qualités différentes. Il y a plusieurs procédés de traitements des eaux usées qui sont très différents au principe de fonctionnement, mais tout fait le même objectif de protéger le milieu récepteur par réduire les concentrations de toutes les charges polluantes, à des niveaux qui sont actuellement considérés comme non dangereux.

PARTIE
EXPERIMENTAL

CHAPITRE IV

MATERIELS

&

METHODES

IV.1 Introduction :

L'objectif principale de notre mémoire consiste en l'analyse expérimentale durant l'étude de l'évolution des performances des filtres à sable utilisées. En tenant compte du changement du taux du charbon actif.

Les filtres ont été alimentés pendant toute la période des essais par trois formes :

- 1- eau distillée +nitrates
- 2- eau distillée +phosphates.
- 3- eau distillée +nitrate+phosphate

suivant un mode de 6/18

(6 heures d'alimentation- 18heures de filtration).

Cela pour éviter l'existence de nitrates et de phosphates dans la filtration et pour obtenir des résultats précis.

IV.2 But Principal :

le but principal de ces essais est de suivre l'évolution des performances des filtres, l'objectif principal de ce travail est de mettre en évidence les potentialités des filtres composés essentiellement de sable du d'une modifiés par d'autres matériaux (charbon actif à éliminer la pollution de nitrates et de phosphates)..

Nous allons présenter également dans ce Travaillés analyses des eaux distillées qui contient des taux différentes de nitrates et de phosphates pour les rapprocher de ses taux réels dans le milieu naturel à traversdesquels on testera le pouvoir épuratoire des filtres étudiées. Les résultats obtenus. Après filtration seront discutés avec un examen de leur conformité vis-à-vis de différentes normes de rejet.

IV.3 Matérielles d'étude :

Dans cette expériences nous avons utilisé le matériel suivant :

IV.3.1 Matériels de l'essai :

- ❖ **Tubes en PVC** : Nous avons utilisée 4 tubes en PVC de 110 mm de diamètre d'une hauteur de 2m.
- ❖ **Robinets** : Ce sont des robinets en plastiques à 4 cm du fond de la conduite pour l'évacuation de l'eau épurée.
- ❖ **Les filtres** : on a utilisé
 - ✓ Gravier de moyen tailles après leur lavage.
 - ✓ Sable des dunes.
 - ✓ Charbon actif.



Gravier de moyen tailles

Sable des dunes

Charbon actif en grain

Photo (IV.1) : Dispositif expérimental (Photo original)

IV.3.2 Les eaux usées :

Les eaux usées d'origine domestiques utilisées dans cette expérience proviennent de la (STEP1)

IV.4 Méthode d'étude :

IV.4.1 Dispositif expérimental :

Le dispositif utilisé pour nos essais porte sur une série de conduite en PVC de 110mm comportant une filtre comme suit : (figure IV.1)

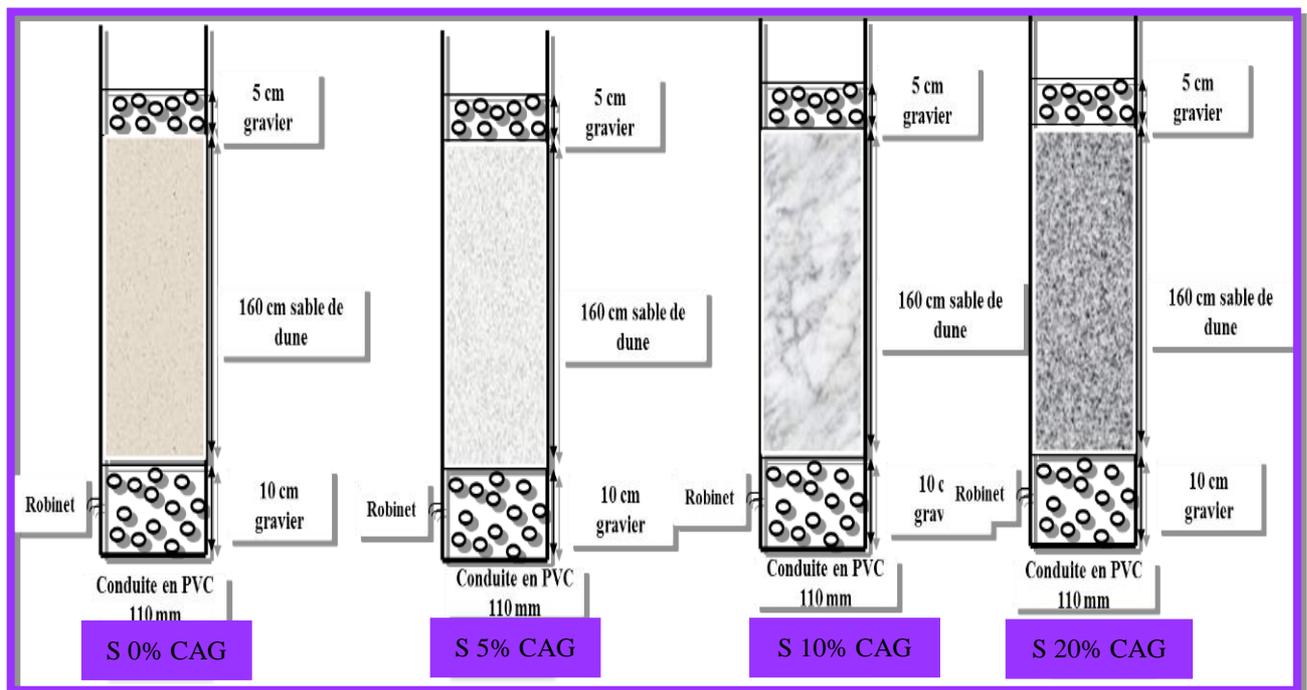


Figure (IV.1) : le différent composant du substrat des différents filtres

1^{er} filtre : 10 cm gravier au fond du tube, 160cm sable et 0% (volume) charbon actif en grain

2^{ème} filtre : 10 cm gravier au fond du tube, 160cm sable et 5% (volume) charbon actif grain

3^{ème} filtre : 10 cm gravier au fond du tube, 160cm sable et 10% (volume) charbon actif grain

4^{ème} filtre : 10 cm gravier au fond du tube, 160cm sable et 20% (volume) charbon actif grain



Photo (IV.2) : Dispositif expérimental (Photo original)



Photo (IV.3) : Dispositif expérimental des différents filtres (Photo original)

IV.5. Solution mère des nitrates

La solution mère des nitrates a été préparée à une concentration de 1000 mg de NO_3^-/L en utilisant le sel nitrate de potassium (KNO_3) dans l'eau distillée. Cette solution a été utilisée dans la préparation des solutions étalons et pour la préparation des autres solutions utilisées dans les essais de filtration (20, 40, 60, 80, 100, 120 mg/L).

IV.6. Solution mère des phosphates

Pour les essais de phosphate, nous avons préparé une solution mère 1000 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{l}$ d'eau distillée en utilisant le sel Na_2HPO_4 de masse molaire 141,96 g /mole. Cette solution reste stable pendant une durée de trois mois. La solution mère ainsi préparée est diluée à différentes concentrations dans l'eau distillée pour la préparation des solutions d'étalonnage et des solutions synthétiques utilisées pour les essais de filtration (10, 20, 30, 40, 50, 60 mg/L).

IV.7. Caractéristiques de l'eau distillée

Dans notre travail, nous avons utilisé une eau distillée qui possède un pH variant de 5,5 à 6,8 et une conductivité électrique entre 1 et 4 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

IV.8. Méthodes de dosage

IV.8. 1. Dosage des nitrates

La concentration des nitrates dans les solutions d'eaux filtrées a été déterminée par spectrophotométrie en UV suivant la méthode décrite par *Rejsek (2002)*. Le dosage des nitrates a été fait au niveau du laboratoire LARHYSS (université de Biskra) en utilisant un spectrophotomètre de type Optizen 2120 UV **Photo (IV.4)**. La mesure de l'absorbance en UV à une longueur d'onde de 220 nm permet une détermination rapide de la concentration en nitrates dans les solutions.

Le dosage de nitrates par cette méthode est applicable seulement pour des eaux contenant de faibles teneurs en matières organiques (comme notre cas, le problème de matière organique n'est pas posé).



Photo (IV.4) : Spectrophotomètre UV-visible utilisé pour le dosage des nitrates.

L'acidification de l'échantillon avec de l'acide chlorhydrique à 1 mol /l permet d'éviter les interférences de l'hydroxyde ou du carbonate de calcium à des concentrations supérieures à 1g de CaCO₃/litre.

Nous avons construite une courbe d'étalonnage par mesure de l'absorbance d'une série des solutions étalons (solutions standards) de nitrates (de 0 à 20 mg/l) en eau distillée.

Le tableau et la figure présentent un exemple de la courbe d'étalonnage, ce qui est répété dans chaque essai de filtration.

Tableau (IV.1) : Données d'étalonnage pour le dosage des nitrates.

NO₃⁻ (mg/l)	0	2	4	6	8	10	15	20
Absorbance à 220 nm	0	0,157	0,334	0,422	0,507	0,627	0,850	1,149

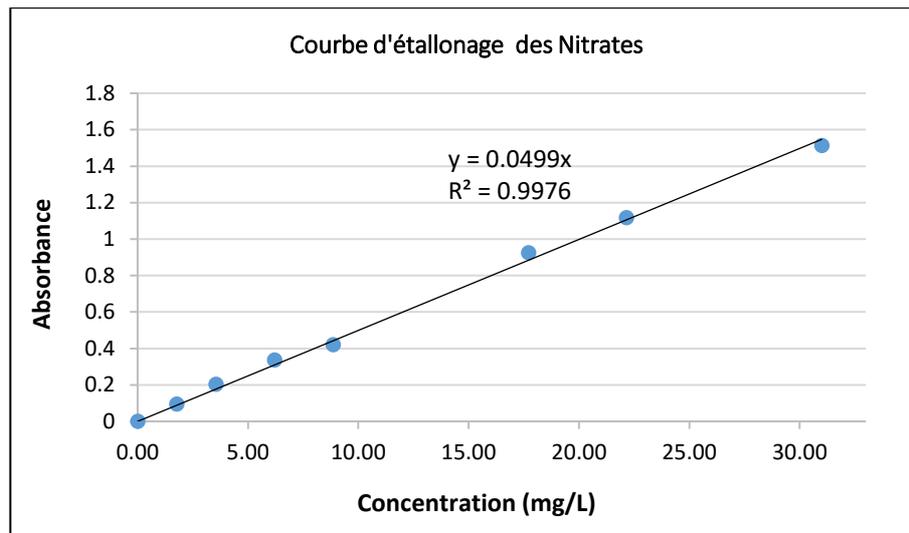


Figure (IV.2) : Courbe d'étalonnage préparée pour le dosage des nitrates en UV.

Selon Rejsek (2002), cette méthode de dosage est valable pour une gamme des concentrations de nitrates inférieures à 48,7 mg de NO_3^-/L .

Nous pouvons transformer la concentration d'azote (N-NO_3^-) en concentration de nitrates NO_3^- via la relation suivante:

$$C_{\text{NO}_3^-} = C_{\text{N-NO}_3^-} \cdot 62/14$$

Avec, 62 = masse molaire de l'ion nitrate en g/mol,

14 = masse molaire de l'azote en g/mol.

Pour le dosage des eaux filtrées, l'absorbance donnée par le spectrophotomètre permet de déterminer la teneur en nitrates (mg/L) en utilisant l'équation de la droite de la courbe d'étalonnage.

IV.8.2. Dosage des phosphates

Le dosage des phosphates dans les solutions testées a été fait par la méthode de l'acide ascorbique décrite par Rodier et al., (2009). Les composés phosphorés répondent au test spectrométrique sont considérés comme étant des orthophosphates, dont la teneur peut être exprimée en mg/l de P, de PO_4^{3-} ou de P_2O_5 par la relation :

$$1 \text{ mg/l } \text{PO}_4^{3-} = 0,747 \text{ mg/l } \text{P}_2\text{O}_5 = 0,326 \text{ mg/l } \text{P}$$

Aux pH neutres (pH des eaux naturelles), les orthophosphates se trouvent sous formes des anions H_2PO_4^- et HPO_4^{2-} principalement.

Selon cette méthode, en présence de molybdate d'ammonium (milieu acide), les orthophosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue. Cette coloration est accélérée par l'utilisation d'un catalyseur, le tartrate double d'antimoine et de potassium et peut être dosée par spectrophotométrie.

◇ Préparation de la courbe d'étalonnage

Les étalons de nitrates ont été préparés à différentes concentrations dans des fioles de 25 ml.

Un réactif combiné a été préparé chaque jour comme suit:

- 50 ml de la solution d'acide sulfurique ($d = 1,84$, à 15 % environ en volume),
- 5 ml de la solution de tartrate double d'antimoine et de potassium (à 2,8 g/L),
- 15 ml de la solution de molybdate d'ammonium (à 40 g/L).

Ce réactif a été conservé au réfrigérateur à 4 °C.

Dans chaque fiole contenant la solution étalon on introduit 1 ml de solution d'acide ascorbique à 20 g/l. Après agitation, on rajoute 4 ml de réactif combiné avec mélange et on complète le volume à 25 ml. Après 30 minutes, la coloration se stabilise et nous pouvons effectuer la mesure par spectrométrie.

◇ Expression des résultats

Les mesures de l'absorbance au spectrophotomètre UV-visible (JENWAY 6305 UV) **Photo (IV.5)** ont été effectuées à une longueur d'onde de 800 nm. Les valeurs de l'absorbance obtenues nous permettent de construire la courbe d'étalonnage (Absorbance = f (Concentration)).

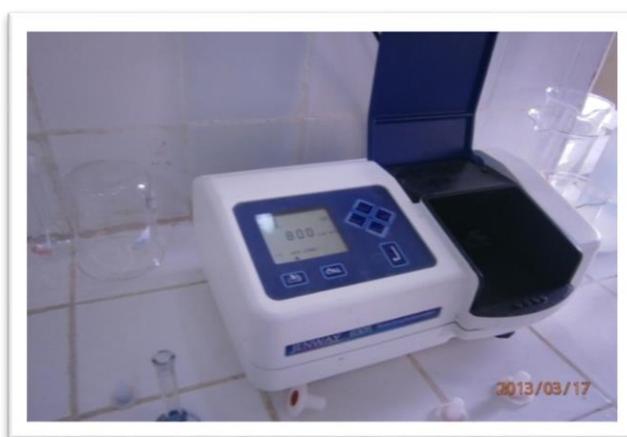


Photo (IV.5) : Spectrophotomètre (JENWAY 6305 UV) utilisé pour le dosage des phosphates.

Nous présentons un exemple d'étalonnage de nitrates dans le tableau 9 et la figure 29. La préparation de ces étalons est répétée avant chaque série de mesures.

Tableau (IV.2) : Données de l'étalonnage pour le dosage des phosphates.

PO₄³⁻ (mg/l)	0	0,1	0,2	0,4	0,5	0,8	1	2	3
Absorbance à 800 nm	0	0,024	0,051	0,072	0,088	0,129	0,131	0,246	0,389

Après lecture de l'absorbance des échantillons à analyser, on détermine leurs teneurs en phosphates selon la relation suivante :

$$\text{Absorbance} = a \cdot [\text{PO}_4^{3-}] \text{ (mg / L)}$$

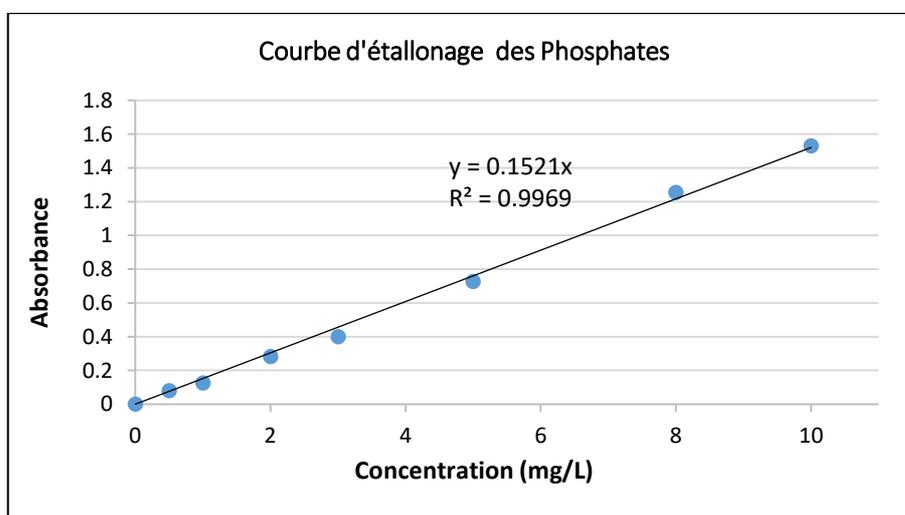


Figure (IV.3) : Exemple d'une courbe d'étalonnage utilisée pour le dosage des phosphates en UV.

CHAPITRE V

RESULTATS & *DISCUSSIONS*

V.1. Introduction

Plusieurs travaux ont montré que le procédé d'infiltration-percolation a une bonne capacité d'éliminer la charge de nitrate et de phosphate . Dans ce chapitre, nous allons étudier la purification d'un mélange spéciale (1-eau distillée +nitrates- 2-eau distillée +phosphates-3-eau distillée +nitrate+phosphate)

Les filtres étudiés sont des filtres composés essentiellement du sable des dunes. L'amélioration de la capacité épuratoire du procédé de filtration a été proposée en dépend les filtres à sable par un matériau adsorbant à savoir le charbon actif granulé.

La cinétique d'élimination de la charge polluante a été évaluée pour plusieurs colonnes de filtration en comparant les résultats obtenus avec un filtre témoin.

V.2. Résultats et discussions des analyses

V.2.1. Essais d'élimination des phosphates

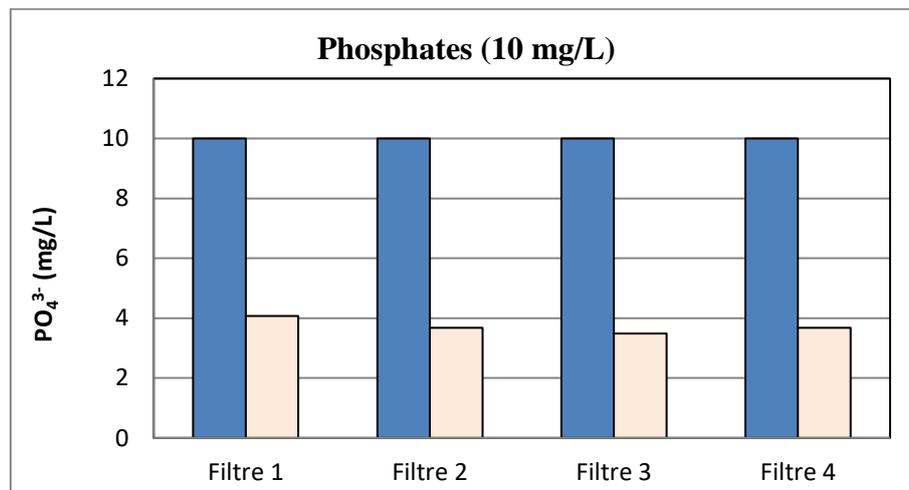


Figure (V.1) : variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (10 mg/l) dans tous les filtres.

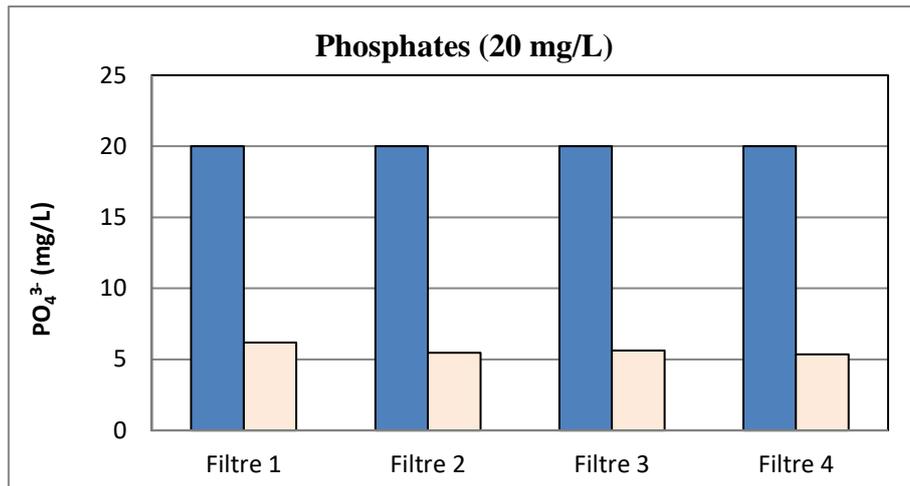


Figure (V.2) : variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (20 mg/l) dans tous les filtres.

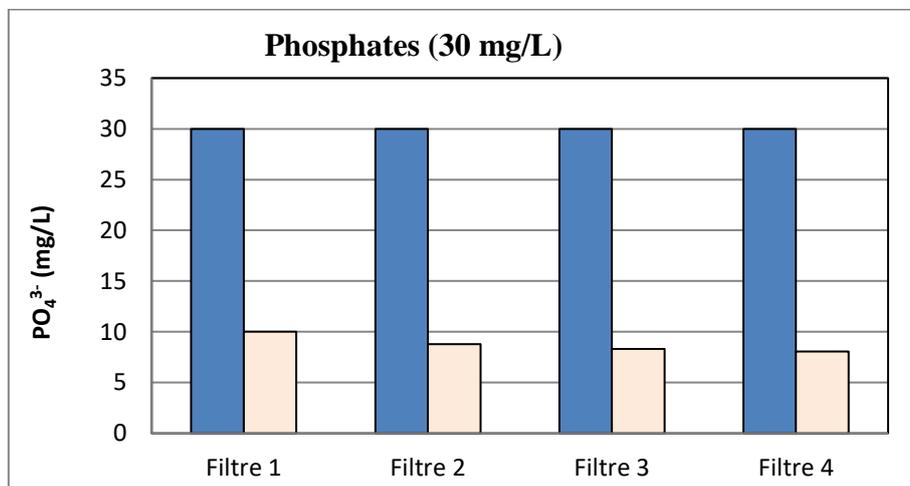


Figure (V.3) : variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (30 mg/l) dans tous les filtres.

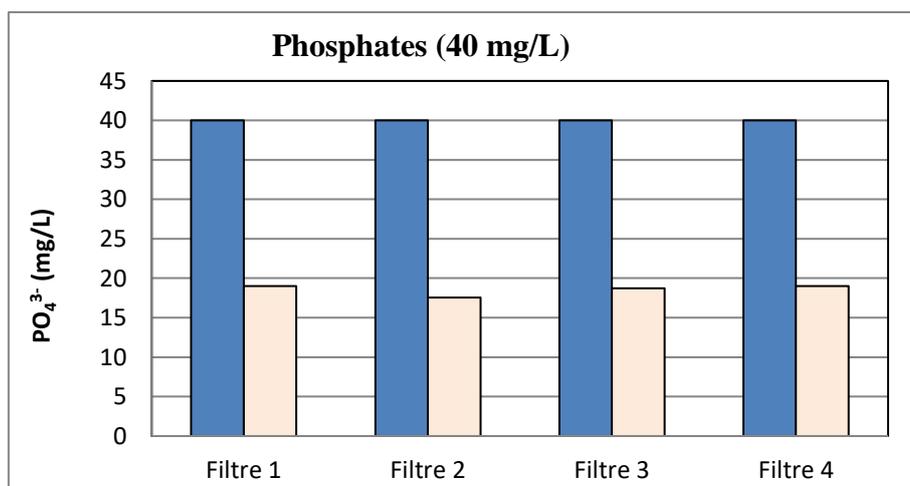


Figure (V.4) : variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (40 mg/l) dans tous les filtres.

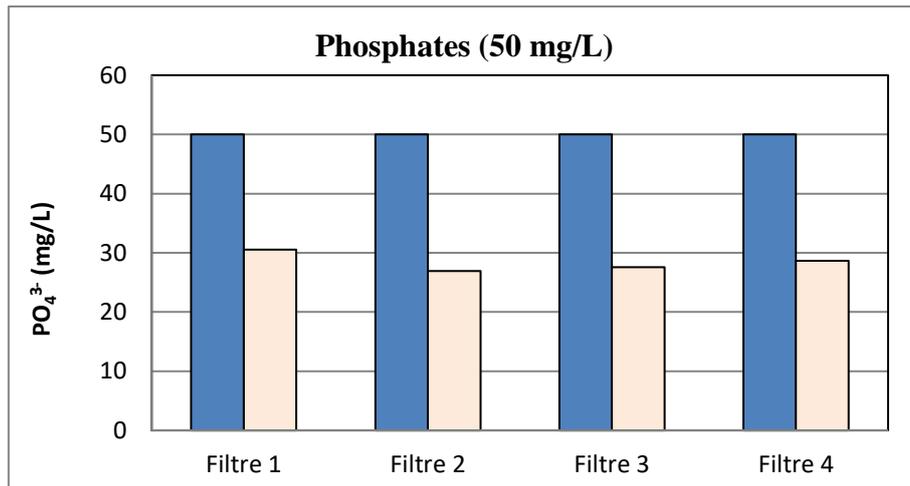


Figure (V.5) : variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (50 mg/l) dans tous les filtres.

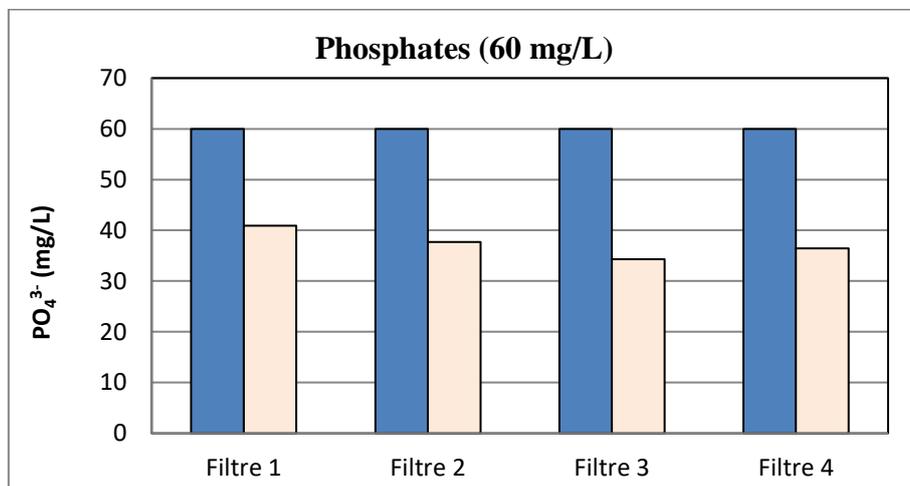


Figure (V.6) : variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (60 mg/l) dans tous les filtres.

❖ à partir des courbes qui existent au dessus et qui représentent la quantité de phosphate enlevé selon :

- 1- le pourcentage de phosphate ajouté à l'eau comme illustré dans les courbes
- 2- le pourcentage de charbon actif qui existe à l'intérieur du tube ,ils sont comme suit :

(S 0% CAG) (S5% CAG) (S10% CAG) (S20% CAG)

On remarque :

- 1- l'augmentation des quantités enlevés de phosphate dans les toutes concentrations quand le pourcentage de charbon actif augmente dans le tube et concernant le tube qui est vide de charbon actif la quantité enlevé est moins .
- 2- obtenir des résultats étonnants particulièrement dans la **Figure (V.2)** (20mg/l)

phosphate et surtout dans le filtre 4 (S20%CAG) dans lequel on a obtenu (15mg /l) enlevé de phosphate sur (20mg/l) donc le reste est (5mg/l) ce dernier est le pourcentage de phosphate dans l'eau potable comme il existe dans le journal officiel **Annexe (01) Tableau 2.**

La conclusion :

nous concluons qu'il y a une relation corrélation entre le charbon et la quantité enlevé .
quand le pourcentage de charbon actif augmente dans le filtre ,la quantité éliminé est plus .
ce qui nous confirme le pouvoir de charbon actif d'absorber le phosphate.

V.2.2. Essais d'élimination des nitrates

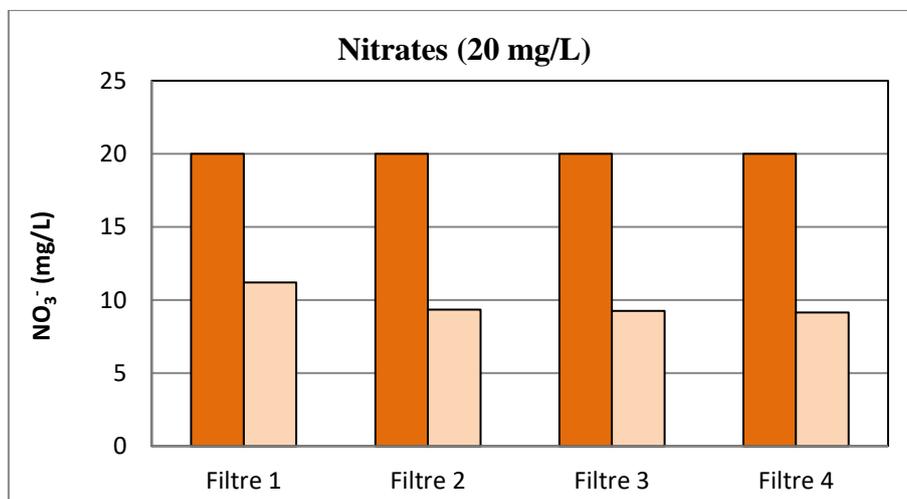


Figure (V.7) : variation des quantités éliminés du nitrate dans les concentrations (20 mg/l) dans tous les filtres.

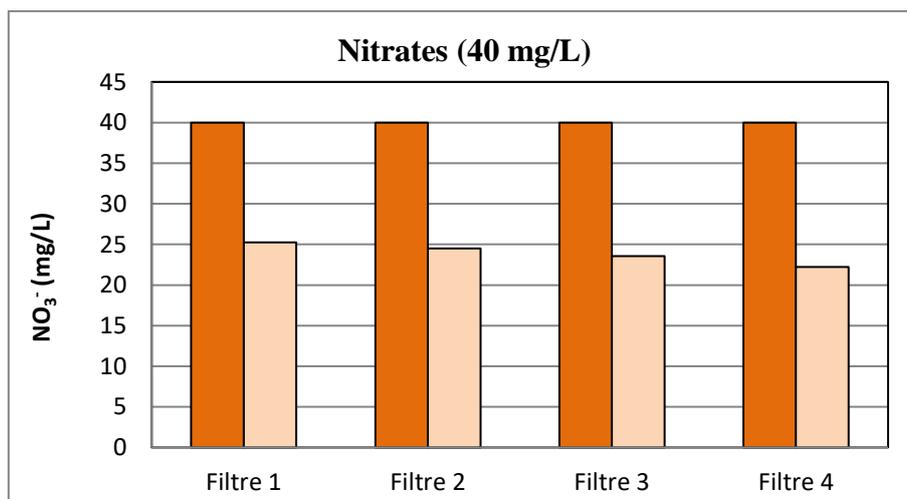


Figure (V.8) : variation des quantités éliminés du nitrate dans les concentrations (40 mg/l) dans tous les filtres.

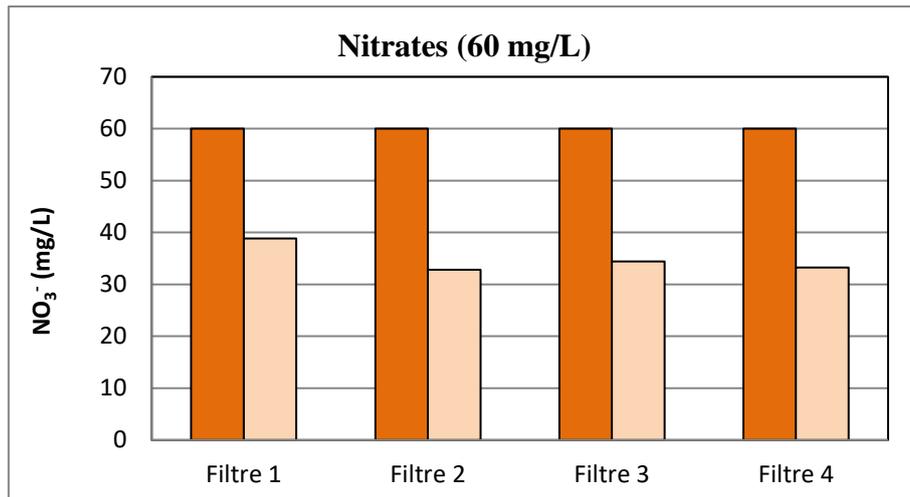


Figure (V.9) : variation des quantités éliminés du nitrate dans les concentrations (60 mg/l) dans tous les filtres.

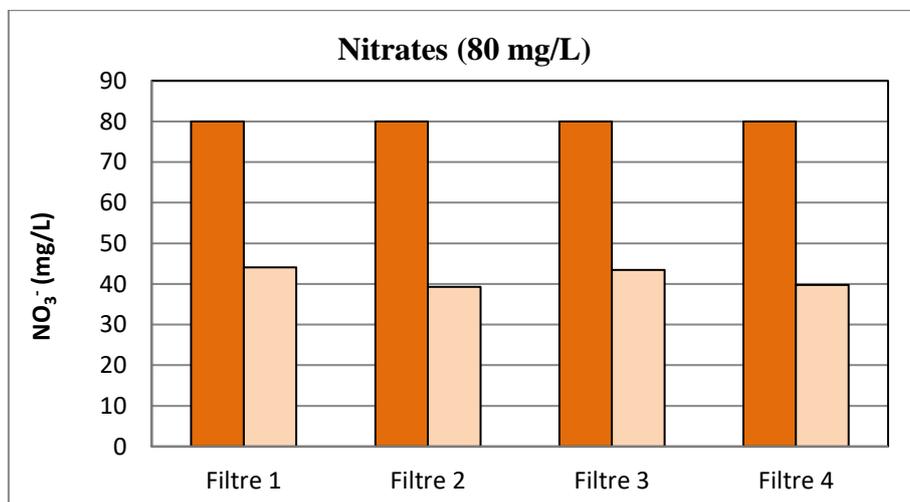


Figure (V.10) : variation des quantités éliminés du nitrate dans les concentrations (80 mg/l) dans tous les filtres.

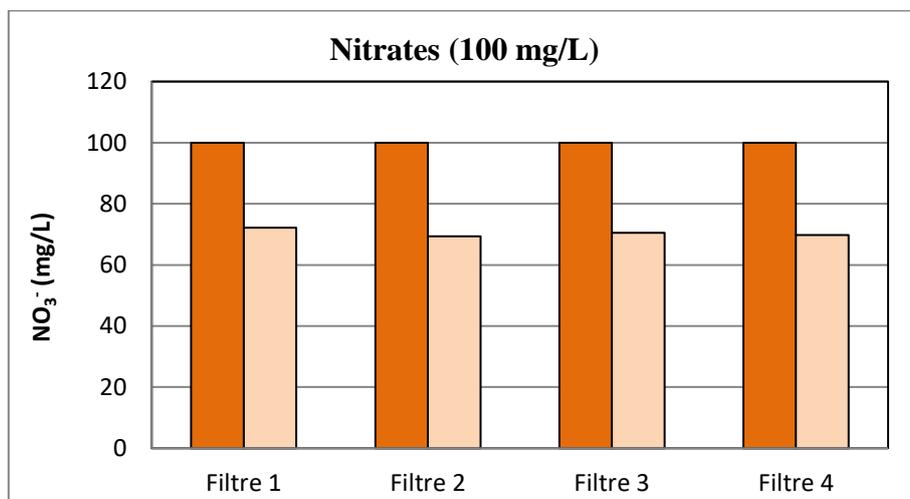


Figure (V.11) : variation des quantités éliminés du nitrate dans les concentrations (100 mg/l) dans tous les filtres.

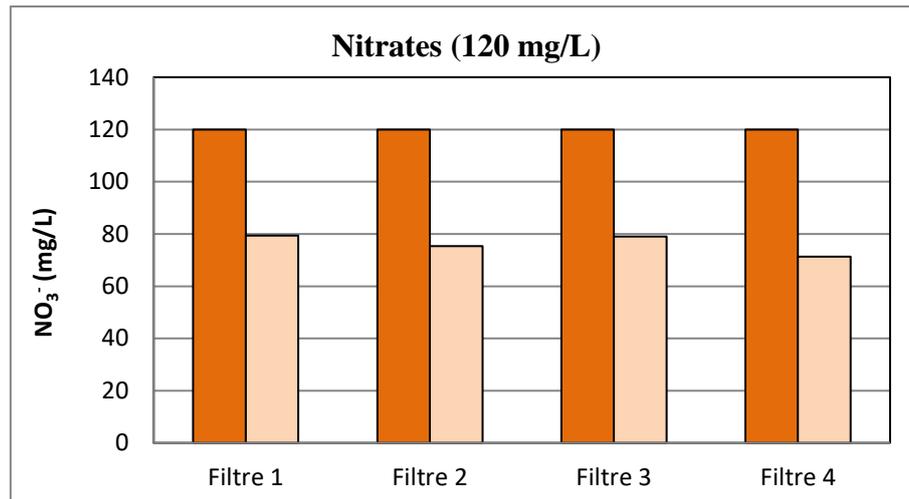


Figure (V.12) : variation des quantités éliminés du nitrate dans les concentrations (100 mg/l) dans tous les filtres.

❖ à partir des courbes qui existent au dessus et qui représentent la quantité de nitrate enlevé selon :

- 1- le pourcentage de nitrate ajouté à l'eau comme illustré dans les courbes
- 2- le pourcentage de charbon actif qui existe à l'intérieur du tube ,ils sont comme suit :

(S 0% CAG) (S5% CAG) (S10% CAG) (S20% CAG)

On remarque :

- 1- l'augmentation des quantités enlevés de nitrate dans les toutes concentrations quand le pourcentage de charbon actif augmente dans le tube et concernant le tube qui est vide de charbon actif la quantité enlevé est moins .
- 2- obtenir des résultats étonnants particulièrement dans la **Figure (V.10)** (80mg/l) nitrate et surtout dans le filtre 4 (S20% CAG) dans lequel on a obtenu (40mg/l) enlevé de nitrate sur (80mg /l) donc le reste est (40mg/l) ce dernier est moins de pourcentage de nitrate dans l'eau potable (50mg/l) comme il existe dans le journal officiel **Annexe (01) Tableau 1.**

La conclusion :

nous concluons qu'il y a une relation corrélation entre le charbon et la quantité enlevé .

quand le pourcentage de charbon actif augmente dans le filtre ,la quantité éliminé est plus .

ce qui nous confirme le pouvoir de charbon actif d'absorber le nitrate.

V.2.3. Essais d'élimination des phosphates + nitrates

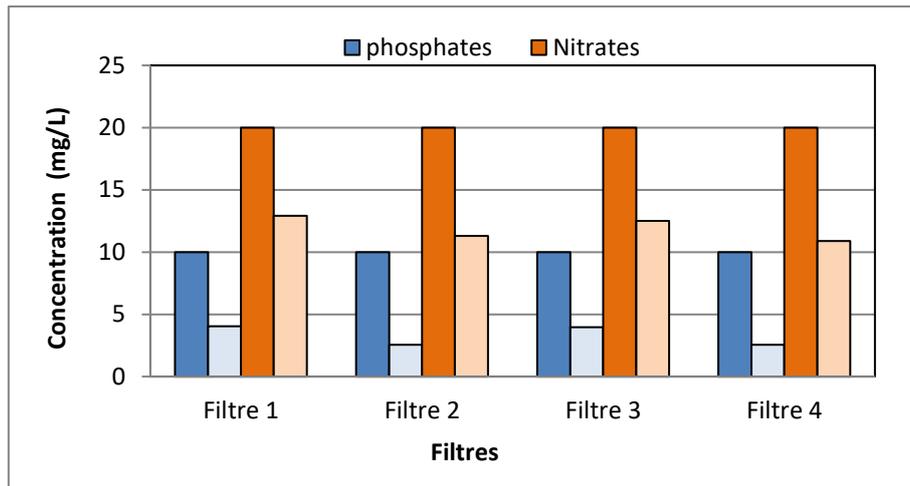


Figure (V.13) : variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (10mg/l) et du nitrate dans les concentrations (20 mg/l) dans tous les filtres.

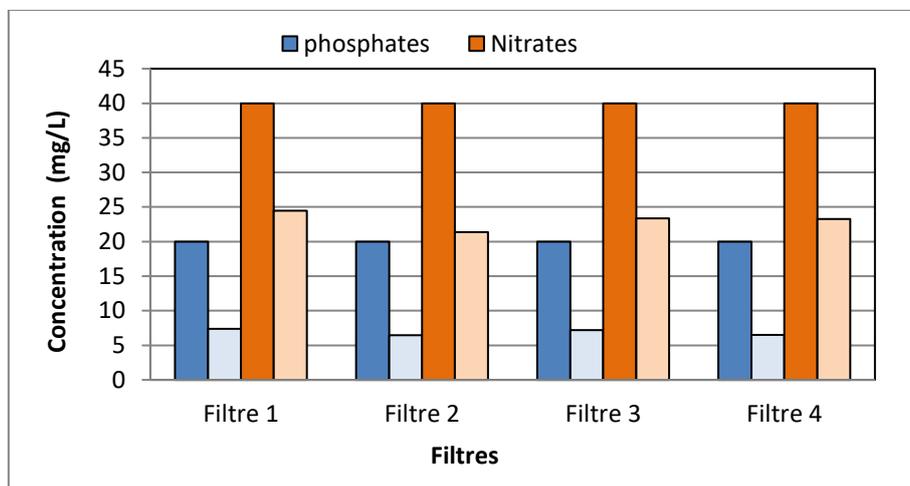


Figure (V.14) : variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (20mg/l) et du nitrate dans les concentrations (40 mg/l) dans tous les filtres.

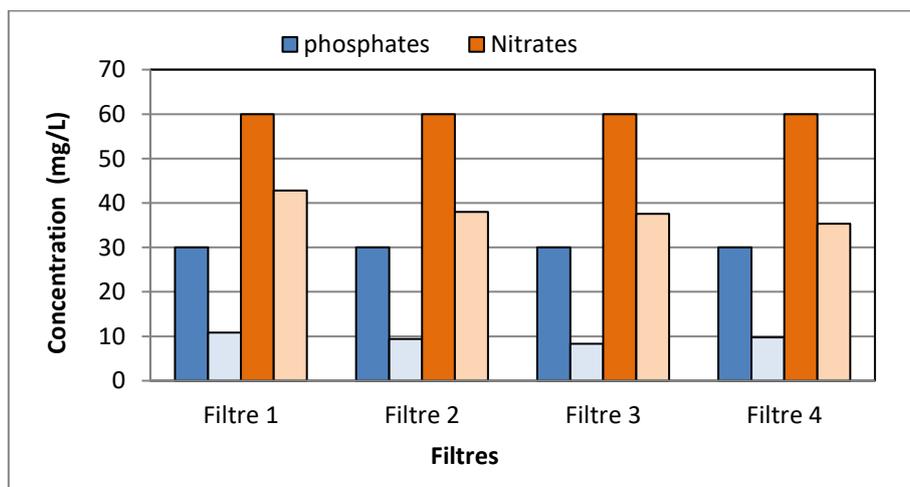


Figure (V.15) : variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (30mg/l) et du nitrate dans les concentrations (60 mg/l) dans tous les filtres.

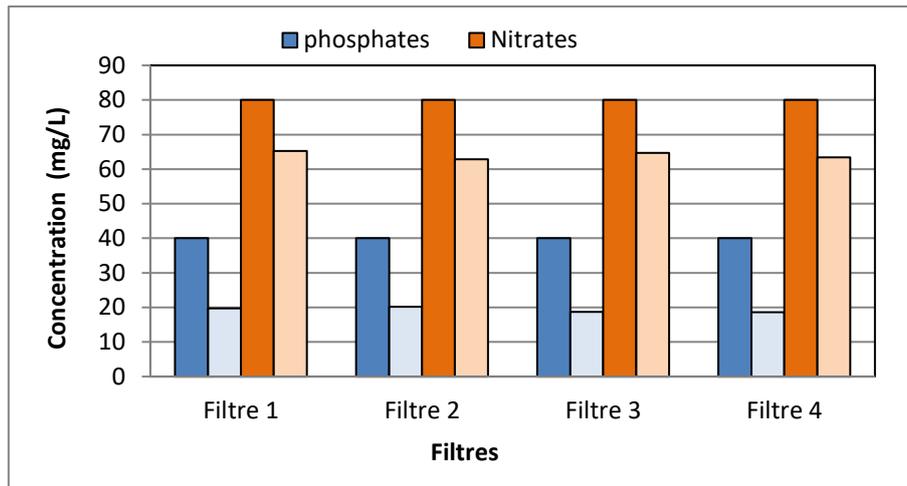


Figure (V.16) : variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (40mg/l) et du nitrate dans les concentrations (80 mg/l) dans tous les filtres.

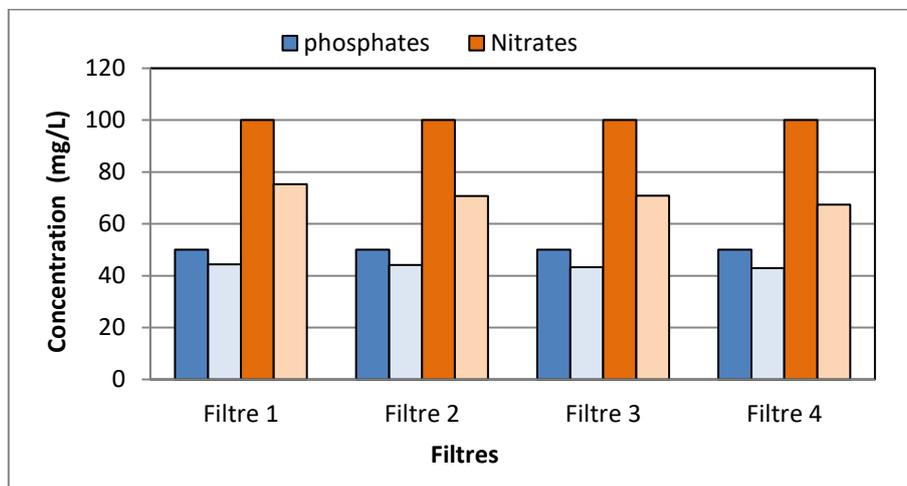


Figure (V.17) : variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (50mg/l) et du nitrate dans les concentrations (100 mg/l) dans tous les filtres.

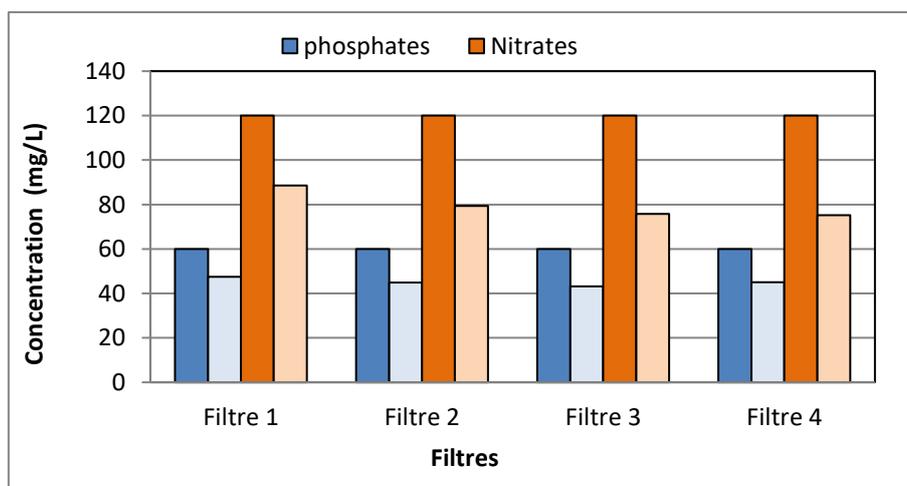


Figure (V.18) : variation des quantités éliminés du phosphate dans les concentrations (60mg/l) et du nitrate dans les concentrations (120 mg/l) dans tous les filtres.

❖ à partir des courbes qui existent au dessus et qui représentent la quantité de phosphate et de nitrate enlevé selon :

- 1- le pourcentage de nitrate ajouté à l'eau comme illustré dans les courbes
- 2- le pourcentage de charbon actif qui existe à l'intérieur du tube ,ils sont comme suit :

(S 0% CAG) (S5% CAG) (S10% CAG) (S20% CAG)

On remarque :

Les mêmes résultats que pour les nitrates et phosphates précédemment obtenus en mélange.

La conclusion :

Le mélange de phosphates et de nitrates dans une solution unique n'affecte pas l'efficacité des résultats ni la capacité du charbon actif à absorber les mêmes proportions de phosphates et de nitrates.

V.3.Conclusion

Dans cette étude, nous avons préparé un mélange d'eau préparée à filtrer à travers des filtres de sable et d'autres contenant une quantité différente de charbon actif. Les résultats ont été étonnants nous avons pu éliminer une grande quantité de phosphate et de nitrates de l'eau préparée.

Nous pouvons conclure d'après l'ensemble des résultats obtenus que l'élimination est très remarquable et Il est divisé en deux parties :

- 1- Dépôt une quantité de phosphate et de nitrate avec du sable dans le filtre.
- 2- Adsorption d'une quantité de phosphate et de nitrates dans le charbon actif contenu dans les filtres

Conclusion général

L'opération d'infiltration percolation c'est une technique qui compte sur le sable et le charbon actif pour filtrer de l'eau traitée dans les stations d'épuration avant de la rejeter dans le milieu naturel parceque l'eau usée dans les stations d'épuration notamment les stations classique ne fait pas le filtrage de tous les produits dans les grandes proportions notamment le phosphate et le nitrate .

L'opération d'infiltration percolation est une technique écologique incontournable pour diminuer les quantité de phosphate et de nitrate excessif dans l'eau à travers le dépôt par le sable et l'adsorption par le charbon actif , cette technique est très facile à faire et ne coûte pas par rapport à d'autres techniques en plus elle est écologique .

Le but de ce travail était d'étudier la filtration des eaux usées d'un effluent secondaire par des colonnes d'infiltration-percolation par le sable de dunes avec examen de la possibilité d'amélioration du pouvoir épuratoire des filtres par un matériau adsorbant comme le charbon granulé.

Les résultats décrits dans ce travail expérimental, montrent généralement une grandepformance des filtresà sable utilisée et l'intérêt de l'introduction du charbon actif dans le massif filtrant, les données obtenues permettent de tire les conclusions suivantes :

Les résultats obtenues dans cette étude prouve l'efficacité de l'opération d'infiltration percolation pour obtenir de l'eau plus au moins potable qu'on peut la rejetée dans le milieu naturel sans causer une pollution dans l'environnement .

Références Bibliographiques

- د. نصر حايك: تلوث المياه وتنقيتها، جامعة قسنطينة، الجزائر، 1989.

1. **Achouri F:** Mémoire d'Etude des performances épuratoires de la station d'épuration par lagunage naturel de l'oued Béni-Messous W. d'Alger en vue de L'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en hydraulique, Alger (2003).
2. **ADE** "tizi-ouzou": control des parameters physico-chimique et Bactériologiques d'une eau de consommation.
3. **Alexandre O., Boutin C., Duchène P., Lagrange C., Lakel A., Liénard A., Orditz D.:** Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités (1997).
4. **Aouabed:** Les différents procédés de traitement des eaux usées, (2009)
5. **Asano T:** Wastewater réclamation and reuse. Water quality management library,(1998).
6. **Boeglin J.C:** Traitements biologiques des eaux résiduaires (1998).
7. **Boumediene M.A:** Mémoire Bilan de suivi des performances de fonctionnement d'une station d'épuration à boues actives : Cas de la step Ain el Houtz, Diplôme de licence en hydraulique, Tlemcen (2013).
8. **Cauchi. Dossier:** la réutilisation des eaux usées après épuration. Techniques, Sciences et Méthodes, 2 : 81-118, (1996)
9. **Chellé F., Dellale M., Dewachter M., Mapakou F., Vermey L:** L'épuration des eaux :pourquoi et comment épurer Office international de l'eau, (2005).
10. **D.R.E:** (Direction des ressources hydriques Wilaya d'El-Oued) (2017), Enquête sur l'exploitation et le besoin en AEP de Wilaya d'El-Oued.
11. **Dhaouadi H:** Etude Traitement des eaux usées urbaines (les procédés biologiques d'épuration) Tunis, (2008).
12. **Djeddi H:** Mémoire d'Utilisation des eaux d'une station d'épuration pour l'irrigation des essences forestières urbaines, diplôme de Magistère en Ecologie et Environnement, (2007)
13. **D'ornano M., Mehaignerie P:** Lagunage naturel et lagunage aéré procédés d'épuration des petites collectivités (Juin, 1979).
14. **Faby J.A et Brissaud:** L'utilisation des eaux usées épurée en irrigation. Office International de l'Eau, (1997).
15. **Faby J.A:** l'utilisation des eaux usées épurée en irrigation. Office International de l'Eau,(1999)
16. **FAO:** Etude L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation. FAO Irrigation and Drainage papier, (2003).
17. **Gaid.A:** Traitement des eaux usées urbaines, France (2007).

18. GASMI. I: Etude de faisabilité de l'épuration des eaux usées par un lagunage naturel(Cas de la région de M'rara), Juin 2015.
19. **GHEDEIR AMAR. H:** Suivi Des Performances De Fonctionnement D'une StationD'epuration (Cas Step 01), 2016.
20. **Haouti H:** Mémoire Etude de réhabilitation et d'extension de la station d'épuration de la villeDjelfa, diplôme d'ingénieur d'état en hydraulique, Djelfa (2005)
21. **KHECHANA. S:** Etude de la gestion intégrée des ressources en eaux dans la vallée d'Oued-Souf, Mémoire de Magister en hydrogéologie. Université d'Annaba, (2007)
22. **Laurent J.L:** L'assainissement des agglomérations: Technique d'épuration actuelles et évolutions, France, (Avril 1994).
23. **ONM:** (Office National Météorologique), station de Guemar, données climatiques, (1976-2008)
24. **Perera P et Baudot B:** Procédés extensifs d'épuration des eaux usées, France (mai,1991
25. **SAHRAOUI. B:** Diagnostic et rehabilitation D'un forage du complexe Terminal et ses équipements Cas du forage de Guemar Est.(2016).
26. **ZAIZ ISSAM:** mémoire de magister, étude qualitative des eaux de la nappe du complexe terminal dans la vallée d'oued–Souf (sud-est algérien).
27. **Zoubiedi.A:** Etude de pouvoir epuratoire des eaux usées par filter planté de macrophyte, (2016).
28. **KHELLOU M :** mémoire de Flux de l'azote et du phosphore minéraux à l'embouchure de l'Oued Seybouse
29. *Rejsek F. Analyse des eaux. Aspects règlementaires et techniques, Collection biologie technique, Série Sciences et techniques de l'environnement, Centre régional de documentation pédagogique d'Aquitaine, France, (2002).*
30. **Rodier J., Legube B., Merlet N., et coll.** *L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer, 9^{ème} édn., Dunod, Paris (2009).*

➤ **Quelques sites web pertinents:**

1. <http://www.cieau.com/les-eaux-usees/les-origines-des-eaux-usees>.
2. <http://www.degremont.com>
3. <http://www.oieau.fr>
4. <http://www.scitrav.com>
5. https://fr.wikipedia.org/wiki/Eaux_us.
6. <https://www.safewater.org>.

Annexe (01) : paramètres de qualité de l'eau de consommation humaine .

Tableau 1: paramètres avec valeurs limites

7 Jomada El Oula 1435 9 mars 2014		JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 13		15
ANNEXE Paramètres de qualité de l'eau de consommation humaine Tableau 1 : paramètres avec valeurs limites				
GROUPE DE PARAMETRES	PARAMETRES	UNITES	VALEURS LIMITES	
	Aluminium	mg/l	0,2	
	Ammonium	mg/l	0,5	
	Baryum	mg/l	0,7	
	Bore	mg/l	- Eaux conventionnelles : 1 - Eaux désalées ou déminéralisées : 1,3	
	Fluorures	mg/l	1,5	
	Nitrates	mg/l	50	
	Nitrites	mg/l	0,2	
	Oxydabilité	mg/l O ₂	5	
	Acrylamide	µg/l	0,5	
	Antimoine	µg/l	20	
	Argent	µg/l	100	

Tableau 2 :paramètres avec valeurs indicatives.

GROUPE DE PARAMETRES	PARAMETRES	UNITES	VALEURS INDICATIVES
Paramètres Organoleptiques	couleur	mg/l platine	15
	Turbidité	NTU	5
	Odeur à 25 °C	Taux dilution	4
	Saveur à 25 °C	Taux dilution	4
Paramètres physico-chimiques en relation avec la structure naturelle des eaux	Alcalinité	mg/l CaCO ₃	65 pour les eaux déssalées ou déminéralisées (valeur minimale)
	Calcium	mg/l	200
	Chlorure	mg/l	500
	Concentration en ions hydrogène	Unité pH	≥ 6,5 et ≤ 9
	Conductivité à 20 °C	µS/cm	2800
	Dureté (TH)	mg/l en CaCO ₃	500
	Fer total	mg/l	0,3
	Manganèse	µg/l	50
	Phosphore	mg/l	5