

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
جامعة بوبكر بالقائد - تلمسان
UNIVERSITE ABOUBEKR BELKAID TLEMCEM



كلية علوم الطبيعة والحياة وعلوم الأرض والكون
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
et des Sciences de la Terre et de l'Univers

قسم البيولوجيا
Département de Biologie

مخبر الميكروبيولوجيا
التطبيقية للأغذية والبيئة

Laboratoire de Microbiologie
Appliquée à l'Agroalimentaire,
et à l'Environnement



THESE

Présentée par
Mme BENFREHA BENYELLES Mirvette

En vue de l'obtention du diplôme de
Doctorat en Biologie
Option : Microbiologie

Thème :

**Etude de problèmes de dysfonctionnement d'une station d'épuration des
eaux usées liés à la nature de la flore microbienne des boues activées**

Présentée devant le jury composé de :

REBIAHI Sid-Ahmed	Professeur Univ. Tlemcen	Président
MEDDAH Boumediene	Professeur Univ Mascara	Examineur
MAKHLOUFI Ahmed	Professeur Univ Béchar	Examineur
BOUBLENZA Lamia	MCA Univ Tlemcen	Examinatrice
MOUSSA-BOUDJEMAA Boumedine	Professeur Univ. Tlemcen	Directeur de thèse
TIR TOUIL MEDDAH Aïcha	Professeur Univ. Mascara	Co-directeur de thèse

Année universitaire 2021-2022

Dédicace

Merci à DIEU de m'avoir aidé à achevé ce travail

Qui sans lui toutes mes efforts seront veines.

الحمد لله

A MA TRÈS CHÈRE MÈRE : Autant de phrases aussi expressives soient-elles ne sauraient montrer le degré d'amour et d'affection que j'éprouve pour toi. Tu m'as comblé avec ta tendresse et affection tout au long de mon parcours. Tu n'as cessé de me soutenir et de m'encourager durant toutes les années de mes études, tu as toujours été présente à mes côtés pour me consoler quand il fallait. En ce jour mémorable, pour moi ainsi que pour toi, reçoit ce travail en signe de ma vive reconnaissance et ma profonde estime. Puisse le tout puissant te donner santé, bonheur et longue vie afin que je puisse te combler à mon tour.

A MON TRÈS CHER PÈRE : Autant de phrases et d'expressions aussi éloquentes soit-elles ne sauraient exprimer ma gratitude et ma reconnaissance. Tu as su m'inculquer le sens de la responsabilité, de la confiance en soi face aux difficultés de la vie. Tes conseils ont toujours guidé mes pas vers la réussite. Tes encouragements sont pour moi le soutien indispensable que tu as toujours su m'apporter. Je te dois ce que je suis aujourd'hui et ce que je serai demain et je ferai toujours de mon mieux pour rester ta fierté et ne jamais te décevoir que Dieu le tout puissant te préserve, t'accorde santé, bonheur, quiétude de l'esprit et te protège de tout mal.

A MON TRÈS CHER MARI LE PAPA DE MES ENFANTS Tout les mots ne suffiront pas pour te remercier et pour te dire que sans toi ce travaille aurai été difficile à réalisé, merci **KARIM** pour ta patience, tes encouragements merci d'avoir été toujours à mes côtés dans les moments de doutes

et de baisse de morale durant ces longues onze années pleines de hauts et de bas.

A mes enfant **RYAD...ADEL** ...et **EL MEHDI** mes chers enfants le full de ma réussite et l'âme de ma vie j'espère que je serai votre exemple que vous réussirez dans vos vies respectives que dieu guide vos pas INCHA'ALLAH.

A L'âme de mon frère **MOHAMED EL HADI** je sais que tu auras été fière de moi repose en paix

A mon frère **SID AHMED** & sa femme

A ma sœur **Dallel** & son mari

A l'âme de mes **grands parents**

A mon **beau père** et l'âme de ma belle mère

A mes chères tantes **Hamida** et **Nadia**

Remerciements

Même si cette thèse est un travail personnel, je souhaite ici rendre hommage et exprimer ma profonde gratitude à tous ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à sa réalisation et à son aboutissement.

Mes remerciements s'adressent tout d'abord à mon Directeur de thèse, Pr : **MOUSSA-BOUDJEMÂA Boumediene** qui n'a cessé de me prêter son soutien scientifique et moral depuis qu'il a accepté de diriger ce travail. Je le remercie pour sa gentillesse et ses conseils judicieux car depuis ma première inscription, il a su m'apporter un soutien constant, une disponibilité, une écoute, une confiance et des conseils précieux et avisés à la hauteur de ses compétences et de ses réelles qualités humaines.

Ils s'adressent aussi à Madamela co-directrice Pr : **TIR-TOUIL MEDDAH Aïcha** qui m'a soutenu et orienté, qui m'a accueilli au niveau de son laboratoire de bioconversion, ingénierie de la sécurité microbiologique et de la santé à l'Université de Mascara, à fin de réaliser la partie expérimentale. Sans elle ce travail n'aurait probablement pas vu le jour. Ses conseils pertinents ont guidé ce travail jusqu'au bout. Je l'en remercie tout particulièrement.

Ils s'adressent également aux membres du jury qui ont accepté d'évaluer se travail et malgré leur occupations, au Président Pr **REBIAHI Sid-Ahmed**, aux examinateurs qui ont eu le temps d'évaluer ce travail et nous faire part de leurs critiques qui ne feront qu'améliorer la qualité de ce travail. Je cite en particulier :

Pr **MAKHOULFI Ahmed** Université de
Bechar

Pr **MEDDEH Boumediene** Université de
Mascara

Dr **BOUBLENZA Lamia** Université de
Tlemcen

Je tiens également à témoigner toute ma reconnaissance pour Dr : **BELGHARBI ALLAM Asmaa**, Dr **BENAMARA RymNouria**, Dr. **ELOUISSI Abdelkader** et Dr **MOKRANI Sliman** pour leurs précieuse contributions scientifique à ce travail.

Mes remerciements s'adressent ensuite à l'Office Nationale d'Assainissement de la wilaya de Mascara à sa tête Mme la directrice pour son partenariat enrichissant ; merci a toutes les personnes qui font vivre cette entreprise, en particulier au niveau de la station d'épuration El Kouwaer en particulier Mme : **IKHOU** qui m'a accompagné durant ce travail.

Sans l'assistance d'ALLAH et de toutes ces personnes, ce travail, n'aurait pu voir le jour.

Sommaire	I
Liste des tableaux	VII
Liste des figures	IX
Abréviations	XII
Introduction Générale	1

Première partie : Synthèse bibliographique

I	Traitement biologique des eaux usées : les différents procédés	4
I.	1. Prétraitements	4
I.	2. Traitement primaire	4
I.	3. Traitements biologiques	5
I.	3. 1. Mécanisme de l'élimination biologique de l'azote	6
I.	3. 2. Mécanisme biologique d'élimination du phosphore	8
I.	3. 2. 1 Les organismes accumulant les polysphoqphates ou PAO : · (Polyphosphate Accumulating Organisms)	8
I.	3. 2. 2 Les organismes accumulant le glycogène ou GAO : · (Glycogen Accumulating Organisms)	8
I.	3. 3. Procédés de digestion biologique aérobies	10
I.	3. 3. 1. Les lits bactériens	10
I.	3. 3. 2. Procédés membranaires MBR (Membrane Bioreactors)	10
I.	3. 3. 3. Le lagunage	11
I.	3. 3. 4. Procédé à boues activées	11
I.	4. Traitements tertiaires	11
I.	4. 1. Procédés tertiaires d'affinage	11
I.	4. 2. Procédés tertiaires avancés	12
I.	4. 3. Élimination de la pollution colloïdale	12
I.	4. 4. Elimination du phosphore	12
II.	Traitement Biologique des eaux usées : le procédé des boues activées	14
II.	1. Schémas possibles du procédé à boues activées	15
II.	2. Bases de dimensionnement	16
II.	2. 1. Volume du bassin des boues activées	16
II.	2. 2. Quantité de boues produites	17
II.	2. 3. Besoins théoriques en oxygène	18

II.	3.	Aspects microscopiques des Boues activées		18
II.	3.	1.	Les Bactéries épuratrices	19
II.	3.	2.	Les Bactéries floculées	20
II.	3.	3.	Les Bactéries filamenteuses	21
II.	3.	4.	Les Bactéries pathogènes	22
II.	3.	5.	La Flore fongique	23
II.	3.	6.	Les Protozoaires	24
II.	3.	7.	Les Helminthes	24
II.	3.	8.	Les Virus	24
II.	4.	Avantages et inconvénients de l'épuration par boues activé		25
II.	4.	1.	Avantages	25
II.	4.	2.	Inconvénients	25
III.	Problèmes de dysfonctionnement du procédé à boues activées			26
III.	1.	Dysfonctionnement liés aux bactéries filamenteuses		26
III.	1.	1.	Mousses biologiques	26
III.	1.	2.	Croissance dispersée	28
III.	1.	3.	Foisonnement filamenteux « bulking »	28
III.	1.	3.	1. Caractérisation du foisonnement par observation de la boue	29
III.	1.	3.	1. 1. Classification des bactéries filamenteuses	30
III.	1.	3.	1. 2. Principales bactéries filamenteuses	32
III.	2.	Indice de boue (IB)		35
III.	3.	Matière en suspension dans les bassins d'aérations		35
III.	4.	Mesure de la longueur totale des filaments		36
III.	5.	Estimation de l'abondance des filaments		36
III.	6.	Les facteurs inducteurs du foisonnement filamenteux		36
III.	6.	1.	Les carences en substrat	36
III.	6.	2.	Les carences en oxygène	36
III.	6.	3.	Les fortes charges massiques	37
III.	6.	4.	Les faibles charges massiques	37
III.	6.	5.	La présence de composés soufrés réducteurs (S²⁻)	37
III.	6.	6.	La Septicité des effluents	37
III.	6.	7.	La biodégradabilité du substrat	37
III.	7.	Les moyens curatifs et préventifs du foisonnement filamenteux		37

III.	7.	1.	Les agents oxydants	37
III.	7.	2.	Les agents flocculants	38
IV.	Réutilisation des eaux usées traitée			40
IV.	1.	Réutilisation des eaux usées traitée en agriculture dans le monde		40
IV.	2.	Situation de la réutilisation des eaux usées traitée en Algérie		40
IV.	3.	Situation des ressources en eaux dans la wilaya de Mascara		41
IV.	4.	Aspects règlementaires du traitement des eaux usées		43
IV.	5.	Les risques liés à la réutilisation des eaux usées traitées		45
IV.	5.	1.	Risques microbiologiques	45
IV.	5.	2.	Risques environnementaux	46
IV.	5.	3.	Principales maladies à transmission hydrique (MTH)	46

Deuxième partie : Matériel et méthodes

I.	Localisation de la station d'épuration d'El Kouwaer			49
II.	Echantillonnage			56
III.	Analyse microbiologique des eaux avant et après traitement			56
III.	1.	Dénombrement des différentes flores bactériennes		56
III.	1.	1.	Dénombrement de la flore mésophile aérobie totale à 30°C	56
III.	1.	2.	Dénombrement des coliformes totaux et des coliformes fécaux.	57
III.	1.	3.	Dénombrement des streptocoques fécaux	57
III.	1.	4.	Expression de l'abattement (A) des différentes flores	57
III.	1.	5.	Recherche des germes pathogènes	58
III.	1.	5.	1. Identification des souches isolées	58
III.	1.	5.	1. 1. Etude morphologique	58
III.	1.	5.	1. 2. Utilisation des systèmes standardisés API	59
III.	1.	5.	1. 3. Conservation des isolats	59
III.	1.	5.	2. Test de sensibilité aux antibiotiques	59
III.	2.	Recherche de la flore fongique		61
III.	2.	1.	Identification de <i>Candida albicans</i>	61
III.	2.	2.	Test de Blastèse	61
III.	3.	Analyse de la flore des bassins d'aération en période de dysfonctionnement		61
III.	3.	1.	Observations microscopiques des boues	61

III.	3.	2	Estimation de l'abondance des bactéries filamenteuses	62
III.	3.	3.	Microflore de la boue	63
III.	3.	3. 1	Préparation sans coloration	63
III.	3.	3. 2	Préparation avec Coloration de Gram	63
III.	4.		Appréciation des paramètres des boues	64
III	4	1	Test de décantation en éprouvettes	64
III.	4.	2.	Indice de boue (IB) et teneur en matières en suspension (MES)	64
III	5		Analyse des performances épuratoires	65
III	5	1	Indicateurs de pollution	65
III.	5.	2.	Rendement de pollution organique	65
III.	6		Analyse en composantes principale (ACP) des paramètres de dysfonctionnement	66
III.	7		Analyse physico- chimiques des eaux avant et après traitement	66
III.	7.	1.	Mesure de la température	67
III.	7.	2.	Mesure du pH	67
III.	7.	3.	Conductivité électrique.	67
III	7	4	Mesure de l'oxygène dissous	67
III.	7.	5.	Matière en suspension (MES)	67
III.	7.	6.	Détermination de la DBO ₅	68
III.	7.	7.	Détermination de la DCO	68
III.	7.	8.	Détermination de l'ammonium (NH ⁺ ₄)	69
III.	7.	9.	Détermination des Nitrates et Nitrite	69
III.	7.	10.	Mesure des phosphates et des orthophosphates	70
III.	8.		Analyse statistique	70
III.	9.		Analyse des modes de défaillance et de la criticité (AMDEC)	70

Troisième partie : Résultats et discussion

I.			Analyse microbiologique des eaux avant et après traitement	71
I.	1.		Dénombrement des différentes flores bactériennes	71
I.	1.	1.	Dénombrement de la flore mésophile aérobie totale à 30°C	71
I.	1.	2.	Dénombrement des coliformes totaux et des coliformes fécaux.	71
I.	1.	3	Dénombrement des streptocoques fécaux	72
I.	1.	4	Expression de l'abattement (A) des différentes flores	72

I.	2.	Mise en évidence des germes pathogènes.	75
I.	3.	Mise en évidence de la flore fongique.	76
I.	4.	Etude de l'antibiorésistance	78
I.	5	Analyse de la flore des bassins d'aération en période de dysfonctionnement	80
I.	5.	1 Observations microscopiques	80
I.	5.	2 Paramètres des boues	81
I.	5.	2. 1 Test de décantation en éprouvettes	81
I.	5.	2. 2. Indice de boue (IB) et teneur en matières en suspension (MES)	81
I.	5.	2. 3. Estimation de l'abondance des bactéries filamenteuses	83
I	5	2 4 Analyse en composantes principale (ACP) des paramètres de dysfonctionnement	84
I.	5.	3. Microflore de la boue	86
I.	5.	3. 1 Etude de la fréquence de la microflore de la boue	88
I.	5.	4. La microfaune des boues	90
II.		Résultats des analyses physico- chimiques	92
II.	1.	Température	92
II.	2.	Potentiel hydrogène (pH)	93
II.	3.	Conductivité électrique	94
II	4.	Oxygène dissous	95
II.	5.	Total des matières en suspension	96
II.	6.	Demande biochimique en oxygène pendant 5 jours	97
II.	7.	Demande chimique en oxygène	99
II.	8.	Nitrate (NO_2^-) et nitrite (NO_3^-)	100
II.	9.	Ammonium (NH_4^+)	101
II.	10.	Phosphore totale et orthophosphate	103
III.		Analyse des performances épuratoires	105
III.	1.	Indicateur de pollution	105
III.	2.	Efficacité de l'élimination de la pollution (rendement épuratoire)	107
IV.		Analyse en composantes principales (A.C.P.) des valeurs des paramètres physicochimiques en période de dysfonctionnement et en période normale.	109
V.		Analyse des modes de défaillance et de la criticité (AMDEC)	113

V	1	Analyse de l'arbre de défaillance	117
V	2	Proposition d'un plan d'action	119
VI		Conclusion	123

Liste des tableaux

N° du tableau	Titre du tableau	Page
I	Classement des procédés par boues activées	15
II	Valeurs seuil de l'indice de boue	35
III	Echelle de classification des boues en fonction de leur densité en filaments	36
IV	Liste des cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées	45
V	Les bactéries pathogènes dans les eaux usées	47
VI	Principaux protozoaires présents dans les eaux usées	47
VII	Principaux virus dans les eaux usées	48
VIII	Principaux helminthes présents dans les eaux usées	48
IX	Liste des Antibiotiques testés vis-à-vis des bactéries isolées	60
X	Échelle de classification des boues en fonction de leur densité en filaments	62
XI	Méthodes d'analyse utilisées pour la détermination des paramètres physico-chimiques	66
XII	Mise en évidence des 21 souches isolées et identifiées au niveau des eaux épurées de la station d'épuration El Kouwaer en période de dysfonctionnement	76
XIII	Isolement, identification et fréquences de la mycoflore (FFM) isolées à partir des eaux traitées	77
XIII	Sensibilité aux antibiotiques des bactéries pathogènes isolées des eaux traitées de la STEP d'El Kouwaer	78
XV	Matrice de corrélation des paramètres de dysfonctionnement (DBO5/DCO, O ₂ dissous, IB, IF) au niveau de la station d'épuration d'El Kouwaer pendant la période de dysfonctionnement	85
XVI	Isolement, identification et fréquences de la flore microbienne (FFM) des bactéries filamenteuses	89
XVII	Valeurs des indicateurs de pollution en période normale et en période de dysfonctionnement de la station d'El Kouwaer.	105

XVIII	Analyse des modes de défaillance et de la criticité (AMDEC) dans la station d'épuration des eaux usées d'El Kouwaer en période de dysfonctionnement.	114
XVIII	Classification (classement) des défaillances selon leur ordre d'importance et proposition d'opérations de maintenance	120

Liste des figures

N° de la figure	Titre de la figure	page
01	Principales étapes de la déphosphatation biologique	09
02	Système recerclé et du système immergé	10
03	Schéma minimal d'un traitement par boues activées	16
04	Illustration de boues activées et de ses différents composants	19
05	Croissance dispersée X 1000	20
06	Croissance floculée X 400	21
07	Croissance filamenteuse X 100	22
08	Mousse biologique en surface d'un bassin d'aération	28
09	Phénomène du foisonnement en surface du clarificateur	29
10	Classification des bactéries filamenteuses d'après Eikelboom 1975	31
11	(A). Apparence de ' <i>MicrothrixParvicella</i> ' dans la biomasse d'un échantillon de boues activées $\Delta=8 \mu\text{m}$, (B) Apparence de <i>Nostocoida limicola</i> en coccis chainette dans la biomasse d'un échantillon de boues activées. $\Delta= 5 \mu\text{m}$.	34
12	Etat de l'épuration des eaux usées dans la wilaya de Mascara	42
13	Capacités des stations d'épuration à la wilaya de Mascara (m^3/j)	43
14	Superficies irriguées par des stations d'épuration dans la wilaya de Mascara	43
15	Localisation géologique de la Wilaya de Mascara	49
16	Vue générale de la station d'épuration El Kouwaersise à Mascara.	50
17	Schéma des étapes du procédé d'épuration des eaux usées de la station d'El Kouwaer (Mascara, Algérie)	51
18	Évolution de différentes flores microbiennes pendant 4 mois en période de dysfonctionnement menée à la station d'épuration des eaux usées d'El Kouwaer (a : flore totale (FMAT) ; b : coliformes totaux (CT) ; c : coliformes fécaux (CF) ; d : streptocoques fécaux (SF).	74
19	Résultats de l'ACP de la station d'épuration d'El Kaouwar	75

	montrant la projection des variables de dénombrement bactérien sur le plan factoriel F1-F2 de l'ACP pendant la période de dysfonctionnement	
20	Apparence des boues observées au microscope optique au niveau de la station d'El Kouwaer en période de dysfonctionnement : (a) Observation à sec. Grossissement X480 (b) observation avec coloration de Gram : grossissement X1200.	80
21	Apparence de la prolifération excessive des bactéries filamenteuses au niveau des boues avec un Indice filamenteux (IF=6) à la station d'épuration d'El Kouwaer en période de dysfonctionnement : observation au microscope optique au grossissement 480	81
22	Vue d'ensemble des estimations des valeurs de l'indice de boues (IB) et de la masse en matière en suspension (MES) au niveau des bassins d'aération de la station d'El Kouwaer: a : période de fonctionnement normal, b : période de dysfonctionnement.	83
23	Vue d'ensemble des estimations des valeurs du nombre de filaments et du nombre des flocs pour la même observation en période de dysfonctionnement au niveau des boues des bassins d'aération de la station d'El Kouwaer (Mascara).	84
24	Diagramme cartésien indiquant la corrélation entre les paramètres de dysfonctionnement (DBO5/DCO, O ₂ dissous, IB, IF):au niveau de la station d'épuration d'El Kouwaer pendant la période d'étude	85
25	Observations de coloration de Gram de bactéries filamenteuses (A1 : <i>Nostocoïda limicola</i> groupe I ; A2 : <i>Nostocoïda limicola</i> groupe II, A3 : <i>Nostocoïda limicola</i> groupe III ; B : <i>Microthrix parvicella</i> ; C : <i>Beggiatoa sp.</i> ; D : <i>Sphaerotilus natans</i> .	87
26	Observation de la microfaune au niveau des boues ×40: a) <i>Euglena gracilis</i> , b) Un ciliate nageur, c) <i>Epistylis plicatilis</i> , d) <i>Vorticella</i> , e) <i>Monas globosa</i> , f) <i>Vorticella microstoma</i> , g) Grande Amibe, h) Nematode	90

27	Températures de l'eau brute et de l'eau traitée en période normale et en période de dysfonctionnement	93
28	pH de l'eau brute et de l'eau traitée en période normale et en période de dysfonctionnement	94
29	Conductivité électrique de l'eau brute et traitée en période normale et en période de dysfonctionnement	95
30	Oxygène dissous de l'eau brute et de l'eau traitée en période normale et en période de dysfonctionnement	96
31	Total des matières en suspension de l'eau brute et de l'eau traitée en période normale et en période de dysfonctionnement	97
32	DBO5 de l'eau brute et traitée en période normale et en période de dysfonctionnement	98
33	DCO de l'eau brute et traitée en période normale et en période de dysfonctionnement	100
34	NO ₂ ⁻ et NO ₃ ⁻ de l'eau brute et traitée en période normale et en période de dysfonctionnement	101
35	Amonnium de l'eau brute et traitée en période normale et en période de dysfonctionnement	102
36	Phosphore total des eaux brutes et traitées en période normale et en période de dysfonctionnement	104
37	Orthophosphate de l'eau brute et traitée en période normale et en période de dysfonctionnement	105
38	Pourcentages d'efficacité d'élimination liés à la réduction des indicateurs de pollution (DBO5, DCO et MES) pendant les périodes normales et de dysfonctionnement	108
39	Analyse des composants principaux pendant la période de dysfonctionnement	110
40	Analyse des composants principaux en période normale	111
41	Arbre de défaillance par ordre de	118

Abréviation

- **AMDEC:** Analyse des modes de défaillance et de la criticité.
- **ALE:** Analyse de l'arbre de défaillance.
- **ATB:** Antibiotiques.
- **BCPL :** Bouillon lactosé ou pourpre bromocrésol
- **CASFM:** Comité de l'Antibiogramme de la Société française de Microbiologie
- **CET :** Centres d'Enfouissement Technique
- **CF:** Coliformes fécaux
- **CNES:** Conseil National Economique et Social et Environnemental.
- **CT:** Coliformes totaux
- **DBO5:** Demande biochimique en oxygène
- **DCO :** demande chimique en oxygène
- **DHW** Direction de l'Hydraulique de la Wilaya.
- **EUCAST:** International Collaborative Study of Antimicrobial Susceptibility Testing (1972).
- **FMAT:** Flore mésophile aérobie totale.
- **Gélose BEA :** gélose Bile Esculine Azide.
- **Gélose EMB :** gélose éosine bleu de méthylène.
- **Gélose TSA:** Trypto-caséine soja.
- **IANOR :** Institut Algérien de Normalisation.
- **IPA :** Institut Pasteur Algérie.
- **IPMED :** Institut de Prospective Economique du Monde Méditerranéen.
- **JORADP :** Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire.
- **MES :** matière en suspension.
- **Milieu OGA :** Formule Gélose glucosée à l'oxytétracycline.
- **MRE :** Ministère des Ressources en Eau.
- **NPP:** nombre le plus probable .
- **OMS :** Organisation mondiale de la Santé.
- **ONA:** Office National de l'Assainissement Algérie.
- **PCA** Plat Count Agar
- **PNUD:** Programme des Nations unies pour le développement fait partie des programmes et fonds de l'ONU.
- **PNUE:** Programme des Nations Unies pour l'Environnement
- **QMRA .**Etudes épidémiologiques et l'évaluation quantitative du risque microbien.
- **SF:** Streptocoques fécaux.
- **ST:** streptocoque totaux.
- **UFC:** Unité formant colonie.
- **UNESCO:** United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
- **WRI :** World Ressources Institute

Résumé

Une étude a été menée dans une station d'épuration des eaux usées (El Kouwaer) située dans le Nord-Ouest de l'Algérie. Son objectif principal était de suivre la qualité microbiologique et physicochimique de l'eau brute et traitée en période de dysfonctionnement et de d'estimer l'efficacité de l'opération de traitement pour une meilleure élimination de la pollution.

L'objectif de cette étude est d'évaluer la qualité microbiologique de la station d'épuration pendant une période de dysfonctionnement par l'étude de la prolifération des bactéries filamenteuses au niveau des bassins d'aérations, l'identification des microorganismes pathogènes au niveau des eaux épurées, l'étude des paramètres physico-chimiques et la mise en évidence des paramètres de dysfonctionnements influençant la valorisation des eaux usées épurées dans le domaine de l'irrigation en agriculture.

Un total de 51 échantillons a été utilisé pour l'isolement et le dénombrement des bactéries, dont 17 échantillons d'eau brute, 17 échantillons d'eau traitées et 17 échantillons des bassins d'aérations. Le dénombrement de la flore total (FT), des coliformes totaux (CT), coliforme fécaux (CF), streptocoques totaux (ST) et streptocoques fécaux (SF) a été effectué au niveau des eaux usées brutes et traitées, la fréquence (F) de toute la flore a été estimée, le taux d'élimination (TE) de la flore dénombrable a été calculé. L'isolement et l'identification des bactéries pathogènes et de la flore fongique a été effectué au niveau des eaux usées traitées. Au niveau des bassins d'aération les prélèvements ont servi à l'identification microscopique directe des bactéries filamenteuses à partir de l'observation des boues, 65% des échantillons présentaient un indice filamentaire (IF) maximal de 6. La valeur de l'indice de boue (IB) était supérieure à 400 mg/l dans 23% des échantillons. Les examens microscopiques montrent une grande diversité des bactéries filamenteuses dans les bassins d'aération (*Microthrix parvicella*, *Nostocoida Llimicola I, II et III*, *Bogiotae sp* et *Sphaerotilus natans*).

Les résultats ont montré que la station d'épuration d'El Kouwaer est fréquemment affectée par un problème de colmatage. Cette étude confirme l'importance d'un suivi continu des paramètres du procédé tels que l'indice de biodégradabilité des eaux usées, l'oxygène dissous, la flore filamenteuse et l'indice de volume des boues diluées (IB). Plusieurs paramètres physico-chimiques ont été mesurés Temperature, pH, Conductivité électrique, Matière en suspension (MES), demande biochimique en oxygène en 5 jours (DBO5), demande chimique en oxygène (DCO), ammonium (NH_4^+), Nitrate N (N-NO_3), Nitrite N (N-NO_2), Orthophosphate (PO_4^{3-}), Oxygène dissous (O_2). Principalement, les résultats des indicateurs de pollution ont révélé une réduction importante (DBO5, DCO et MES). En outre, l'étude des corrélations entre les paramètres de pollution attribués par l'application de l'analyse en composantes principales (ACP) a révélé diverses relations entre les paramètres physico-chimiques. L'Analyse des Modes de Défaillance et de Criticité (AMDEC) vient compléter l'étude et apporter des solutions aux dysfonctionnements graves au niveau de la STEP d'El Kouwaer. Selon les normes édictées par le journal officiel algérien, l'eau épurée de la station d'épuration d'El Kouwaer peut être classée dans la catégorie B.

Cette eau peut être réutilisée pour l'irrigation des cultures telles que les céréales, les fourrages, les arbres fruités.

Mots clés : Eaux usées, boues activées, période de dysfonctionnement, bulking, paramètres microbiologiques,, physico-chemical paramètres, treatment efficiency, irrigation.

ملخص

أجريت هذه الدراسة في محطة معالجة مياه الصرف الصحي (الكوير) الواقعة شمال غرب الجزائر. كان الهدف الرئيسي منها هو مراقبة الجودة الميكروبيولوجية والفيزيائية الكيميائية للمياه الخام والمعالجة خلال فترات الخلل الوظيفي وتقدير فعالية عملية المعالجة للتخلص بشكل أفضل من التلوث.

الهدف من هذه الدراسة هو تقييم الجودة الميكروبيولوجية لمحطة معالجة مياه الصرف الصحي خلال فترة الخلل الوظيفي من خلال دراسة تكاثر البكتيريا الخيطية في أحواض التهوية ، وتحديد الكائنات الحية الدقيقة المسببة للأمراض على مستوى المياه النقية ، ودراسة الفيزياء- العوامل الكيميائية وتحديد معايير الخلل التي تؤثر على استعادة مياه الصرف الصحي النقية في مجال الري الزراعي.

تم استخدام ما مجموعه 51 عينة لعزل وتعداد البكتيريا ، بما في ذلك 17 عينة من المياه الخام ، و 17 عينة من المياه المعالجة و 17 عينة من خزان التهوية. تم إجراء تعداد النباتات الكلية (FT) ، والقولون الكلي (CT) ، والقولون البرازي (CF) ، والمكورات العقدية الكلية (ST) والمكورات العقدية البرازية (SF) على مستوى مياه الصرف الصحي الخام والمعالجة ، وتكرار (F) من تم تقدير جميع النباتات ، وتم حساب معدل القضاء (ET) للنباتات المعدودة. تم عزل وتحديد البكتيريا المسببة للأمراض والنباتات الفطرية في مياه الصرف الصحي المعالجة.

على مستوى أحواض التهوية ، تم استخدام العينات للتحديد المجهرى المباشر للبكتيريا الخيطية من خلال ملاحظة الحمأة ، وكان الحد الأقصى لمؤشر الفتيل (IF) في 65٪ من العينات هو 6. قيمة مؤشر الطين (DSVI). كان أكبر من 400 ملغم / لتر في 23٪ من العينات. تظهر الفحوصات المجهرية تنوعًا كبيرًا من البكتيريا الخيطية في خزانات التهوية

Sphaerotilus natans، *Bogiotaesp* و *III* و *II* و *Nostocoida Llimicola I* (*Microthrix parvicella*)

أظهرت النتائج أن محطة معالجة مياه الصرف الصحي في الكوير تتأثر بشكل متكرر بمشكلة الانسداد. تؤكد هذه الدراسة على أهمية المراقبة المستمرة لبارامترات العملية مثل مؤشر التحلل البيولوجي لمياه الصرف الصحي ، والأكسجين المذاب ، والنباتات الخيطية ، ومؤشر حجم الحمأة المخففة (DSVI).

تم قياس العديد من العوامل الفيزيائية والكيميائية درجة الحرارة ، ودرجة الحموضة ، والتوصيل الكهربائي ، والمادة المعلقة (MES) ، والطلب الكيميائي الحيوي للأكسجين في 5 أيام (BOD5) ، والطلب الكيميائي للأكسجين (COD) ، والأمونيوم (NH4+) ، والنترات (NO3-) ، ن (N-) ، نترت (N-NO2) ، ن ، أورثوفوسفات (PO4-3) ، أورثوفوسفات (PO4-3) ، أكسجين مذاب (O2). أظهرت نتائج مؤشرات التلوث انخفاضًا كبيرًا (BOD5) و COD و SS. بالإضافة إلى ذلك ، كشفت دراسة الارتباطات بين عوامل التلوث المحددة من خلال تطبيق تحليل المكون الرئيسي (PCA) عن علاقات مختلفة بين العوامل الفيزيائية والكيميائية. يكمل تحليل أنماط الفشل والحرر (FMECA) الدراسة ويقدم حلولاً للاختلالات الخطيرة على مستوى محطة معالجة مياه الصرف الصحي بالكوير.

وفقا للمعايير الصادرة عن الجريدة الرسمية الجزائرية ، يمكن تصنيف المياه النقية لمحطة معالجة الكواير في الفئة ب. ويمكن إعادة استخدام هذه المياه لري المحاصيل مثل الحبوب والأعلاف وأشجار الفاكهة.

الكلمات المفتاحية مياه الصرف الصحي ، الحمأة المنشطة ، فترة الأعطال ، التكتل ، العوامل الميكروبيولوجية ، العوامل الفيزيائية والكيميائية ، كفاءة المعالجة ، الري

Sammury

A study was conducted in a wastewater treatment plant (El Kouwaer) located in the northwest of Algeria. Its main objective was to monitor the microbiological and physicochemical quality of the raw

and treated water treated during malfunctioning and to estimate the efficiency of the treatment operation for a better elimination of the pollution.

The objective of this study is to evaluate the microbiological quality of the wastewater treatment plant during a period of malfunction by studying the proliferation of filamentous bacteria at the level of the aeration basins, the identification of pathogenic microorganisms at the level of the treated water, the study of the physico-chemical parameters and the highlighting of the malfunctioning parameters influencing the valorization of treated wastewater in the field of irrigation in agriculture

A total of 51 samples were used for the isolation and enumeration of bacteria, including 17 raw water samples, 17 treated water samples and 17 samples from the aeration tanks. The enumeration of total flora (FT), total coliforms (CT), fecal coliforms (CF), total streptococci (ST) and fecal streptococci (SF) was carried out in raw and treated wastewater, the frequency (F) of all flora was estimated, the removal rate (TE) of countable flora was calculated. Isolation and identification of pathogenic bacteria and fungal flora was performed at the treated wastewater. In the aeration basins, samples were taken for direct microscopic identification of filamentous bacteria from the observation of the sludge. 65% of the samples showed a maximum filamentous index (FI) of 6. The sludge index value (DSVI) was higher than 400 mg/L in 23% of the samples. Microscopic examinations showed a high diversity of filamentous bacteria in the aeration basins (*Microthrix parvicella*, *Nostocoida llimicola I, II and III*, *Bogiotae sp* and *Sphaerotilus natans*).

The results showed that the El Kouwaer treatment plant is frequently affected by a clogging problem. This study confirms the importance of continuous monitoring of process parameters such as wastewater biodegradability index, dissolved oxygen, filamentous flora and diluted sludge volume index (DSVI).

Several physico-chemical parameters were measured Temperature, pH, Electrical conductivity, Suspended solids (SS), Biochemical oxygen demand in 5 days (BOD5), Chemical oxygen demand (COD), Ammonium (NH₄⁺), Nitrate N (N-NO₃), Nitrite N (N-NO₂), Orthophosphate (PO₄-3), Dissolved oxygen (O₂). Mainly, the results of the pollution indicators revealed a significant reduction (BOD5, COD and TSS). In addition, the study of correlations between the pollution parameters assigned by the application of the Principal Component Analysis (PCA) revealed various relationships between the physico-chemical parameters. The Failure Modes and Criticality Analysis (FMECA) completes the study and provides solutions to serious malfunctions at the WWTP of El Kouwaer.

According to the standards set by the Algerian official journal, the purified water of the El Kouwaer WWTP can be classified in the B category. This water can be reused for the irrigation of crops such as cereals, fodder, fruit trees.

Keywords : wastewater, activated sludge, malfunction period, bulking, microbiological parameters, physico-chemical parameters, treatment efficiency, irrigation.

« Pouvoir accéder à des sources d'eau douce sûres et suffisantes est indispensable à la survie, au bien-être et au développement socioéconomique de l'humanité toute entière. Nous continuons pourtant à nous comporter comme si l'eau douce était inépuisable, alors que ce n'est pas le cas »

(Kofi Annan, ancien Secrétaire Générale des Nations Unies).

Introduction générale

L'eau est une ressource vitale pour l'homme, pour sa survie, pour sa santé, pour son alimentation; elle l'est également pour ses activités agricoles, économiques et la qualité de son environnement en dépend étroitement, cependant, elle est très inégalement répartie sur la planète.

A ce titre et bien qu'apparemment inépuisable, l'eau ne peut être considérée comme un produit commercial quelconque, elle doit être classée comme un patrimoine universel qui doit être protégé, défendu et traité comme tel car tous les pays auront à faire face, à plus ou moins court terme, aux problèmes de sa raréfaction.

Le stress hydrique est une situation dans laquelle la demande en eau dépasse les ressources en eau disponibles, dans le dernier rapport de l'UNESCO édition 2021 près de 3.6 milliards de personnes vivent déjà dans des zones où l'eau peut manquer au moins un mois par an. Ce chiffre pourrait atteindre 5.7 milliards d'individus d'ici 2050.

A l'instar d'autres pays, l'Algérie est confrontée à la problématique de la raréfaction de l'eau puisqu'elle se situe dans la catégorie des pays les plus pauvres en matière de potentialités hydriques, soit en dessous du seuil théorique de rareté fixé par la Banque Mondiale à 1000 m³ par habitant et par an.

Si en 1962, la disponibilité en eau théorique par habitant et par an était de 1500 m³, elle n'était plus que de 720 m³ en 1990, 630 m³ en 1998, 500 m³ en 2000, 430 m³ en 2020, **CNES (2000)** Selon le World Resources Institute (**WRI, 2019**), l'Algérie est classée à la 29ème place des pays en fonction du degré de stress hydrique qu'elle subit. Elle se situe dans la catégorie rouge des pays au stress hydrique dit élever.

Pour faire face à cette situation, l'Algérie a entamé un cycle de réformes pour s'éloigner de la situation de pénurie en eau dans laquelle elle se trouve et les autorités sont appelées à renforcer leurs efforts et s'engager dans des chantiers durables pour assurer, à long terme, la sécurité hydrique **IPMED (2013)**.

Parmi les solutions susceptibles d'augmenter la disponibilité en eau, le recyclage des eaux usées n'est pas à négliger. L'eau traitée provenant des stations d'épuration existantes est actuellement rejetée dans les cours d'eau, Il est illogique de continuer à procéder ainsi. En Algérie, 927 millions de m³ d'eau sont rejetés chaque année et la capacité théorique totale d'épuration est de l'ordre de 700 millions de m³ /an. L'Algérie dispose actuellement de 200 stations d'épuration (STEP) en exploitation, pour une capacité nominale totale de 942

Millions de m³. Les projections à 2030 prévoient un volume mobilisable de 02 Mrds m³ disponible pour l'irrigation d'environ 200.000 Ha. Ce volume de 2 Mrds de m³ équivaut à 4 fois le volume annuel moyen de l'eau affectée actuellement à l'agriculture à partir des barrages, lequel se situe à 550 Millions m³ /an. Dans ce cadre, il faut souligner que deux (02) grands périmètres modèles ont été réalisés par le secteur un à Tlemcen d'une superficie de 912 ha exploité depuis 2012 et un deuxième au niveau d'Oran dans la plaine de la M'léta sur 6.000 ha dont la mise en eau graduelle est en cours. L'épuration des eaux usées constitue, par conséquent, un axe stratégique pour l'équilibre hydrique et écologique, d'autant plus que d'importants programmes de réalisation de stations d'épuration ont été lancés pour augmenter les capacités d'épuration **(ONA, 2015)**.

La wilaya (département) de Mascara où se situe la station d'épuration objet de la présente étude fait partie de la plaine de Ghriss du Nord-Ouest algérien. Le développement agricole de cette plaine dont le climat est semi-aride, conjugué aux effets de la sécheresse persistante depuis les années 1980 a provoqué la sur-exploitation des nappes, les prélèvements y sont d'environ 33 millions de m³/an alors que les besoins en eau pour l'irrigation agricole de la plaine sont estimés à 52,7 millions de m³/an (pour une moyenne de 7000 m³/ha/an) **(Ouis, 2012)**.

La wilaya de Mascara dispose de 21 stations d'épuration dont le débit total est estimé à 37000 m³/j soit 13,5 millions de m³/an.

La station d'épuration d'El Kouwaer où la présente étude a été menée a une capacité de traitement de 13000 m³/j. Ce volume pourrait être utilisé pour le secteur agricole si la qualité des eaux traitées était assurée. Ainsi l'utilisation des eaux épurées dans le domaine agricole est une incitation supplémentaire à l'amélioration des capacités et des performances de traitement des stations d'épuration (STEP). En effet, de nombreux types de dysfonctionnements peuvent se produire et constituent un souci permanent des STEP. Le plus fréquent de ces dysfonctionnements est la croissance excessive de bactéries filamenteuses qui peuvent entraîner une dégradation de la décantation des boues **(Jenkins et al, 1989)** ce qui hypothèque les performances épuratoires de la station. Ainsi, les paramètres de pollution tels que la DBO5, la DCO et la teneur en MES ne pourront pas répondre aux exigences réglementaires relatifs aux rejets liquides. D'après plusieurs auteurs, il n'existe pas de stratégie universelle pour limiter ou empêcher la présence problématique de ces organismes filamenteux **(Eikelboom, 2000; Jenkins et al., 2004 ; Kragelund et al, 2010)**. A ces contraintes, peut s'ajouter celui de la restriction de l'utilisation des eaux traitées. En effet, la liste des cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées est fixée par voie réglementaire **(JORADP n°35, 2007; JORADP, n°41, 2012)**. Cette utilisation reste donc tributaire de l'amélioration de la qualité bactériologique des eaux

traitées. Elle vise la réduction des épidémies dues à la présence de micro-organismes pathogènes dont le coût a été estimé en Algérie à l'équivalent du budget nécessaire à la construction de dix stations d'épuration des eaux (PNUD, 2009)

La présente étude entre dans ce contexte et a pour principaux objectifs:

Premièrement, l'évaluation des performances épuratoires de la station d'épuration d'El Kouaer du département de Mascara, principalement au niveau de la qualité microbiologique et physico-chimique des eaux traitées et des possibilités de valorisation des eaux usées traitées dans le domaine de l'irrigation.

Deuxièmement, l'étude des paramètres biologiques au niveau des bassins d'aération en période de dysfonctionnement avec la mise en évidence des espèces dominantes de bactéries filamenteuses et la maîtrise de la qualité des boues au niveau des bassins d'aération.

Une fois perdu l'équilibre de la flore des boues, les performances épuratoires de la station sont altérées et il est compliqué d'y remédier, nous devons donc chercher les indicateurs qui nous aident à détecter le dysfonctionnement de la manière la plus précoce possible afin de pouvoir y remédier à temps. C'est ce que nous essayerons de faire dans le cadre de la présente étude en utilisant des outils de prévention tel l'Analyse des modes de défaillance et de la criticité (AMDEC) ainsi que l'Analyse de l'arbre de défaillance (ALE) et enfin en proposant un plan d'action au niveau de la station d'El Kouaer

Pour ce faire, la thèse a été répartie en trois grandes parties : la première partie consiste en une synthèse des données bibliographiques relatives au traitement biologique des eaux usées (Chapitre 1), en détaillant les traitements utilisant les procédés à boues activées (chapitre 2). Les problèmes de dysfonctionnement sont abordés dans le chapitre 3 et enfin les possibilités de réutilisation des eaux épurées forment le chapitre 4. La deuxième partie est relative au matériel et méthodes qui ont conduit à la réalisation de ce travail. Enfin une troisième partie comprend les résultats et leur interprétation.

1^{ère} Partie :

Synthèse bibliographique

I. Traitement biologique des eaux usées : les différents procédés

I. 1. Prétraitements

Le traitement des eaux usées vise à éliminer les particules solubles et particulier les objets encombrant et des matières qui peuvent nuire à la qualité du traitement aval ou à la pérennité des ouvrages. Les objets volumineux pourraient dégrader les pompes ou obstruer les canalisations, les graisses perturbent les traitements biologiques en limitant la diffusion de l'oxygène dans l'eau et en gênant la décantation des boues et sont source d'odeurs nauséabondes. Ces matières favorisent le développement des bactéries filamenteuses et diminuent les performances de la déshydratation des boues. Les sables peuvent être à l'origine d'un ensablement des ouvrages et d'une usure accélérée des pompes. Ainsi, les prétraitements visent à retirer de l'eau usée ces objets encombrants. Pour cela on utilise des dégrilleurs qui disposent de râteaux d'évacuation des objets avec des systèmes pouvant être automatisés. Les prétraitements permettent également d'éliminer, les graisses, huiles et autres matières flottantes qui sont récupérées grâce à un dégraisseur, qui fonctionne sur le principe de diffusion de fines bulles d'air ainsi, les huiles et les graisses remontent à la surface où elles sont raclées et les sables et les matières facilement décantables qui sont éliminés grâce à un dessaleur par décantation. Une fois éliminés, les refus de dégrillage peuvent être ensachés et envoyés aux centres d'enfouissement technique (CET) ou à l'incinération, les graisses peuvent soit être traitées sur place soit être évacuées pour incinération, Les sables sont également évacués aux centres d'enfouissement technique (**Lotti, 2016**).

I. 2. Traitement primaire

Le traitement primaire vise à réduire les solides en suspension et il s'effectue par voie physico-chimique avec pour but d'extraire le maximum de matières en suspension et de matières organiques facilement décantables. Trois voies de traitement sont possibles :

- La décantation (processus physique) : le principe de séparation solide-liquide est la pesanteur, les matières en suspension ou colloïdales tendent à se séparer du liquide par sédimentation ;
- La flottation (processus physique) : par opposition à la décantation, la flottation est un procédé de séparation solide-liquide ou liquide-liquide qui s'applique à des particules dont la masse volumique réelle ou apparente (flottation assistée) est inférieure à celle du liquide qui les contient ;
- La décantation associée à l'utilisation d'un coagulant- floculant (voie physico-chimique) : le principe est ici de favoriser l'agrégation des molécules en

suspension grâce aux techniques de coagulation et de floculation de façon à augmenter la sédimentation grâce à l'obtention de floes plus gros. Durant la phase de traitement primaire, une quantité importante de la pollution totale est éliminée (abattement des Matières En Suspension pouvant atteindre 90 % et de la Demande Biochimique en Oxygène de l'ordre de 35 %. La DCO et la concentration en azote peuvent également être réduits durant cette phase de traitement. Les matières solides extraites représentent ce que l'on appelle les boues primaires (**Tran et al., 2018**)

I. 3. Traitements biologiques

Selon Madigan et Martinko (**2007**), les procédés de traitement secondaires sont fondés sur la digestion microbienne à la fois en présence ou en absence d'oxygène pour réduire la concentration en matières organique. Ces procédés sont aujourd'hui considérés comme étant une des meilleures technologies disponibles pour le traitement des eaux usées, (**Gernjak et al., 2006**). Plusieurs techniques peuvent être utilisées en fonction de l'emplacement disponible pour le procédé de traitement, de la charge de l'effluent et de la quantité de pollution à traiter. Du fait que les micro-organismes, les plus actifs, sont les bactéries qui conditionnent en fonction de leurs modalités propres de développement, il faut noter que certains produits organiques ayant des propriétés récalcitrantes et toxiques ne peuvent pas être directement traités par les procédés conventionnels basés uniquement sur une activité biologique, (**Farré et al., 2006**). Les procédés biologiques de traitements, peuvent être classés en procédés aérobies et anaérobies.

En 2018, Rennuit et ses collaborateurs ont rapporté que la digestion anaérobie est une technologie éprouvée pour la récupération d'énergie et stabilisation des boues, c'est le processus naturel par lequel la matière organique est transformée en gaz par l'action de microorganismes en l'absence d'oxygène. La caractéristique principale de la digestion anaérobie est que le quasi-totalité de la matière organique dégradée par l'écosystème microbien, se retrouve sous forme de biogaz, composé de méthane (CH₄) à plus de 50%, de dioxyde de carbone (CO₂) et dans un degré moindre d'hydrogène (H₂). Le méthane présente l'avantage de pouvoir être valorisé sous forme d'énergie. Avec ce type de traitement, on a une économie d'énergie grâce à la production du méthane, la non utilisation d'oxygène et d'une faible production de boues excédentaires.

Selon Liu et Shen (2018), la digestion aérobie est utilisée par la plupart des stations de traitement des eaux usées. C'est un processus considéré comme le plus naturel et le plus simple à mettre en place. Le mécanisme recherché repose sur la réaction d'auto-oxydation de la biomasse active dans un milieu pauvre en substrat, aéré et agité. Les rendements

d'élimination de la matière organique biodégradable vont donc dépendre de la part du métabolisme endogène, part importante pour des âges de boue élevés (cas des boues activées en aération prolongée) et de la faible teneur en substrat. En effet, seulement de 10 à 40 % des boues biologiques sont constitués de cellules actives. Par conséquent, la quantité de cellules actives par rapport à la quantité de substrat exogène de l'effluent influence énormément le déroulement du procédé de digestion aérobie. Le taux de minéralisation des boues dépend principalement du temps de séjour, de la température, ainsi que de l'âge des boues introduites. Un temps de séjour de 14 à 20 jours est habituellement requis pour une stabilisation adéquate de la biomasse. Mais à des températures basses et à performances égales, le temps de séjour doit être augmenté de façon importante.

Le traitement biologique classique des eaux domestiques s'effectue par voie aérobie. Ce 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 elle est constituée d'un écosystème simplifié ne faisant appel qu'à des micro-organismes. Elle peut être, soit libre, c'est-à-dire intimement mêlée au milieu aqueux à épurer (boues activées), soit fixée; elle est alors accrochée sur un support solide à la surface duquel percole l'eau à traiter (lit bactérien, bio filtre), microflore de bactéries et microfaune d'animaux, protozoaires et métazoaires. Ces organismes s'y trouvent à de très fortes concentrations, de l'ordre de 10^{11} à 10^{12} par litre pour les bactéries et 10^6 à 10^8 par litre pour la microfaune représentée surtout par des protozoaires, qui jouent un rôle important pour la clarification de l'effluent (**Berland, 2014**).

D'un autre côté, la microfaune est représentée par les protozoaires et les métazoaires qui sont des organismes prédateurs des bactéries libres. Ils participent à la clarification du liquide interstitiel ainsi qu'à la cohésion des floccs selon Ils sont, en effet, à l'origine de la formation en floc de la biomasse ; celle-ci apparait alors comme une suspension de particules de quelques millimètres de diamètre, agglomérats constitués de bactéries, levures, protozoaires, matières organiques non assimilées et absorbées, matières minérales flocculées. Elle présente alors une aptitude à la décantation, ce qui offre une possibilité de séparation biomasse-liquide interstitiel par une technique simple (**Durban, 2015**)

I. 3. 1. Mécanisme de l'élimination biologique de l'azote

Les stations d'épuration n'éliminent qu'environ 20 % de l'azote présent dans les eaux usées, par les traitements de nitrification – dénitrification. Pour satisfaire aux normes de rejets en zones sensibles, des procédés physiques et physico-chimiques complémentaires permettent l'élimination de l'azote par : électrodialyse, résines échangeuses d'ions, "stripage" de l'ammoniaque, mais ces traitements ne sont pas utilisés dans le traitement des eaux résiduaires

urbaines, pour des raisons de rendement et de coût.

Au cours de la nitrification, les approches moléculaires et plus particulièrement le séquençage des acides nucléiques ont permis d'établir les caractéristiques phylogénétiques des bactéries nitrifiantes. La littérature rapporte plusieurs études portant sur ce phénomène Alighardashi (2007) ainsi que Lotti (2016) notent que les bactéries nitrifiantes se répartissent en deux groupes :

- Un groupe oxydant l'ammonium en nitrites : les bactéries nitritantes englobant *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosolobus* et *Mitrosovibrio*.
- Un groupe oxydant les nitrites en nitrates : les bactéries nitratantes englobant *Nitrobacter*, *Nitrospina*, *Nitrococcus*, *Nitrospira*.

Ces bactéries se présentent généralement en agrégats sous forme de zooglées. Elles peuvent être en forme de sphère, de bâtonnet, d'ellipse et peuvent être mobiles (existence de flagelles) ou non. Elles sont lithotrophes et utilisent de l'énergie dégagée pour assimiler le carbone minéral (autotrophe) Sous forme de CO₂

La réaction de nitrification se décompose en deux étapes et nécessite l'intervention de deux enzymes : l'ammoniaque mono oxygénase (1) et l'hydroxylamine oxydase (2).



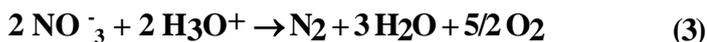
nitratation

Au cours de la dénitrification:

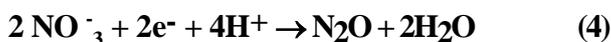
L'ion NO₃⁻ est l'accepteur final d'électrons au niveau de la chaîne de respiration. Les principales bactéries concernées sont : *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Thiobacillus* et *Pseudomonas*.

Elles sont hétérotrophes et présentent une vitesse de croissance élevée.

La réaction globale de dénitrification s'écrit :



Il est à noter que les vraies bactéries dénitrificatrices possèdent un système enzymatique (Nitrate réductase) permettant la réaction du protoxyde d'azote :



I. 3. 2. Mécanisme biologique d'élimination du phosphore

L'élimination du phosphore, ou "dé phosphatation", peut être réalisée par des voies physico-chimiques ou biologiques. En ce qui concerne les traitements physico-chimiques, l'adjonction de réactifs, comme des sels de fer ou d'aluminium, permet d'obtenir une précipitation de phosphates insolubles et leur élimination par décantation.

Ces techniques, les plus utilisées actuellement, éliminent entre 80 % et 90 % du phosphore, mais engendrent une importante production de boues. Les bactéries impliquées dans la dé phosphatation sont répertoriées dans la littérature en deux grandes familles (**Prescott et al, 2007**).

I. 3. 2. 1. Les organismes accumulent les polysphoqphates ou PAO : (Polyphosphate Accumulating Organisms)

Ce sont des organismes capables de stocker des PHA (polyhydroxyalkanoates) en anaérobiose en utilisant de l'énergie issue de l'hydrolyse des phosphates et de consommer les orthophosphates en condition aérobie en hydrolysant les PHA.

Les récents travaux de montrent que les principales bactéries appartenant au groupe des PAO sont : *Acinetobacter spp*, β -*Proteobacteria*, *Actinobacteria* et *Rhodocyclus* .

On trouve parmi les espèces bactériennes responsables du phénomène de déphosphatation biologique, majoritairement, le genre *Acinetobacter spp*. C'est un coccobacille aérobie strict, Gram négatif, utilisant comme substrat carboné, l'acétate, l'éthanol et le succinate mais en aucun cas le glucose et le lactose (**Lotti, 2016**).

I. 3. 2. 2. Les organismes accumulent le glycogène ou GAO : (Glycogen Accumulating Organisms)

Ces microorganismes peuvent consommer du glucose et stocker des PHA grâce à l'hydrolyse du glycogène. On recense de manière générale parmi ces bactéries, les *Gamma-protéobactéria* et les *G-Bacteria*.

Le principe de la déphosphatation biologique consiste en une suraccumulation de phosphore dans une biomasse. Si des teneurs de 2 à 3 % en phosphore dans les boues sont obtenues sous des conditions normales de dégradation d'un substrat organique, le mécanisme de suraccumulation nécessite de placer la biomasse alternativement en phase anaérobie (sans oxygène même lie a un compose chimique) et aérobie.

En globalité, une biomasse dephosphatante, dans laquelle bien entendu existent d'autres bactéries, pourra stocker jusqu'à 6 % de son poids sec en phosphore. Les réactions intervenant dans chaque zone peuvent être résumées ainsi:

La zone anaérobie représentée par la Synthèse de réserves de polyhydroxybutyrate (PHB) via les ions acétate produits à partir du substrat organique de l'eau traitée, relargage par les micro-organismes déphosphatants du phosphore intracellulaire (**Figure 1**).

La zone aérobie qui est une suraccumulation du phosphore sous forme de granules de polyphosphate, consommation des réserves de PHB (**Figure 1**).

Ces phénomènes, indispensables au processus de déphosphatation biologique, vont Conditionner la conception des filières de traitement.

Le schéma de base devra comporter au moins une zone anaérobie où se produira le relargage du phosphore et au moins une zone aérée où les réactions de sur-assimilation se réaliseront. (**Lotti, 2016**).

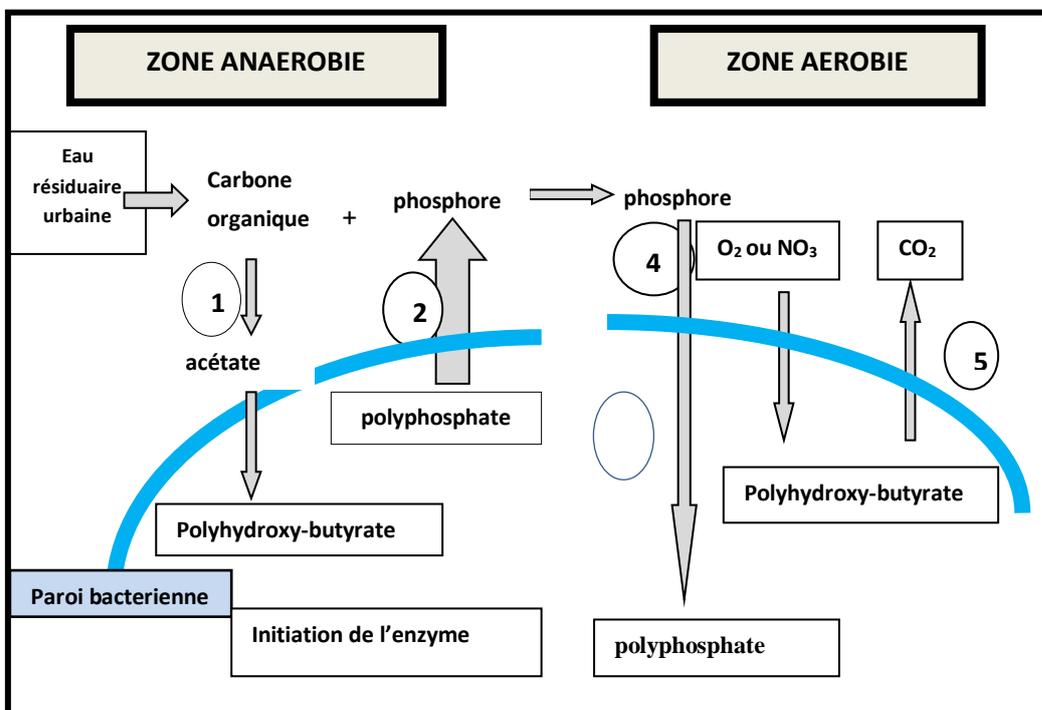


Figure. 1 Principales étapes de la déphosphatation biologique

I. 3. 3. Procédés de digestion biologique aérobies

I. 3. 3. 1. Les lits bactériens

Procédés à culture fixée, leur principe de fonctionnement consiste à faire ruisseler l'eau à traiter, préalablement décantée, sur une masse de matériau de grande surface spécifique servant de support aux microorganismes épurateurs, qui y forment un feutrage ou un film plus ou moins épais, sous lequel une couche anaérobie peut se développer sous la couche aérobie, si son épaisseur est importante. Une épuration sur lit bactérien est plus efficace qu'un traitement à boues activées car elle élimine non seulement virus et bactéries (respectivement 30 à 40 % et 50 à 95 %) mais aussi les œufs d'helminthes (20 à 90 %) et les kystes de protozoaires (83 à 99 % des kystes d'*Entamoeba histolytica*) (Basompierre, 2007).

I. 3. 3. 2. Procédés membranaires MBR (Membrane Bioreactors)

Egalement des procédés à culture fixée, les biofiltres combinent les actions épuratrices de la filtration et de l'activité microbienne. C'est un traitement intensif, qui prend peu de place et qui ne nécessite pas de bassin de clarification. Il est donc plus utilisé dans les petites unités de traitement. Par contre, il nécessite un nettoyage fréquent du filtre. Son efficacité serait similaire à celle des boues activées (Erkan et al; 2018).

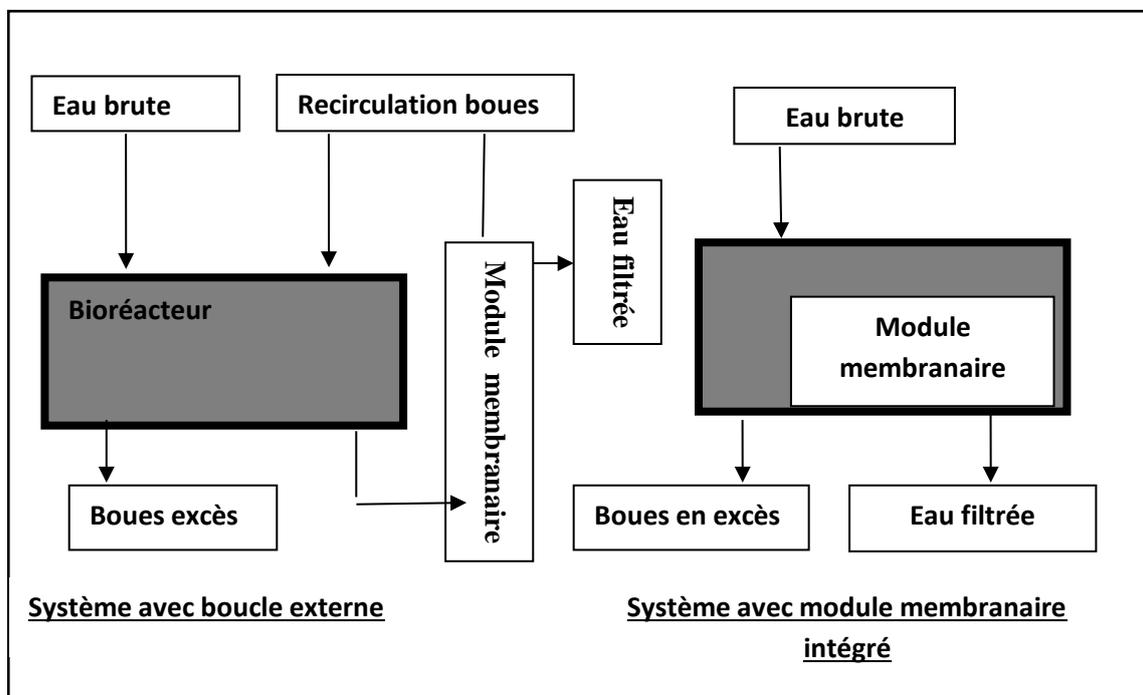


Figure. 2. Système recerclé et du système immergé

I. 3.3.3. Le lagunage

Le lagunage fait partie des procédés aérobies à culture libre. L'épuration de l'eau est assurée grâce à un enchaînement de bassins naturels ou artificiels peu profonds et généralement rectangulaires appelés lagunes. L'eau s'écoule continuellement par gravité de lagune en lagune et séjourne quelques jours à plusieurs mois dans chaque bassin. Le lagunage reproduit l'effet auto-épurateur des étangs et des lacs et, pour cette raison, le lagunage est parfois appelé « *étangs de stabilisation* ». L'aération du lagunage est assurée par la photosynthèse et le vent de surface (lagunage ou lagunage naturel). La tranche d'eau supérieure des bassins est exposée à la lumière. Ceci permet aux algues présentes dans le bassin de produire l'oxygène nécessaire au développement et au maintien des bactéries aérobies responsables de la dégradation de la matière organique. Le lagunage ne nécessite que très peu d'opérations de maintenance, un faucardage annuel est suffisant. La fréquence d'enlèvement des boues dépend fortement du dimensionnement du système de lagunage et varie donc de 6 mois à plusieurs années (**Xanthoulis et al., 2015**).

I. 3.3.4. Procédé à boues activées

L'épuration par boues activées et qui a comme principe Il consiste à revaloriser les eaux usées en y introduisant un concentré de bactéries diverses. On ajoute à ce mélange un brassage mécanique qui permet l'oxygénation du tout, nécessaire au bon fonctionnement des bactéries et à la dégradation des matières., et qui a fait l'objet du présent travail, est traitée dans le prochain chapitre.

I. 4. Traitements tertiaires

Ces procédés nécessitent l'emploi d'importantes quantités de réactifs lesquels entraînent des coûts d'exploitation élevés. Par ailleurs, ils éliminent 40 à 65 % de la DBO₅. Ce qui, en termes de performances, les place en dessous de la plupart des traitements biologiques. En revanche, dans le cas particulier où il est nécessaire de procéder à une déphosphatation poussée, ce type de procédé est utile.

Néanmoins, certaines substances peuvent être qualifiées de « réfractaires » au traitement car partiellement ou pas du tout dégradées (par exemple certains pesticides et médicaments hydrophiles). Ainsi, un certain nombre de micropolluants (environ 15 % des substances prioritaires) est encore présent dans les rejets en sortie de stations conventionnelles de traitement des eaux usées à des concentrations significatives ($> 0,1\mu\text{g/L}$) (**Coquery et al., 2011**).

Deux types de procédés situés en étage tertiaires sont possibles :

I. 4. 1. Procédés tertiaires d'affinage

L'objectif principal de ce procédé est de réduire la concentration en matières en suspension du rejet (ainsi que la DCO, l'azote et le phosphore liés aux particules) ; ils peuvent constituer un dernier étage de traitement avant rejet dans le milieu récepteur ou bien représenter un premier étage d'une filière de traitement tertiaire pour protéger des procédés plus avancés en aval

I. 4. 2. Procédés tertiaires avancés

Ces procédés conduisent à une désinfection et à une épuration plus poussée des eaux usées ; ils sont situés en fin de filière tertiaire après une ou plusieurs étapes d'affinage. Parmi les procédés tertiaires avancés, on distingue les procédés membranaires (microfiltration, ultrafiltration, nano filtration et osmose inverse), les procédés d'adsorption sur le charbon actif, l'ozonation, l'irradiation par UV et les procédés d'oxydation avancée (UV/H₂O₂, O₃/UV, réaction de Fenton, etc...) (**Besnault et Samuel, 2011**).

I. 4. 3. Élimination de la pollution colloïdale

Ce traitement consiste à enlever leur stabilité aux matières colloïdales présentes dans l'eau en provoquant la neutralisation de leur charge électrique superficielle et l'agglomération de ces particules pour former un flocon volumineux décantable nommé « floc ». La première étape est appelée « coagulation », elle se réalise dans le traitement d'eau par, essentiellement, l'utilisation de sels de fer ou d'aluminium. La deuxième étape est la « floculation », elle se réalise par l'ajout de polymères organiques et/ou de sels de fer ou d'aluminium, il en résultera la formation d'un précipité d'hydroxyde [Fe(OH)₃ ou Al(OH)₃] et une chute d'alcalinité. Les taux de réactifs à mettre en œuvre sont déterminés par des essais de floculation. L'ajustement du pH par ajout d'acide, ou de base, est parfois nécessaire pour obtenir le pH optimal de coagulation/floculation des réactifs employés : 6,0 à 7,4 pour Al³⁺, et 5 à 8,5 Pour Fe³⁺.

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. Les procédés de coagulation/floculation utilisés peuvent être de type classique avec décantation lamellaire ou non, mais peuvent faire également appel à de nouvelles techniques comme le décanteur/épaississeur à recirculation de boues, ou le décanteur lamellaire à floccs lestés.

Ce traitement tertiaire a pour principal objectif un rôle d'affinage du traitement. Il s'avère obligatoire derrière une boue activée lorsque les niveaux de rejets demandés sont très contraignants comme une teneur en MES inférieur à 20 mg MES/l, une teneur en phosphore inférieure à 1 mg Pt/l et une concentration en DCO inférieure à 60 mg/l (**Canler et al., 2011**).

I. 4. 4. Elimination du phosphore

Le phosphore est un nutriment essentiel qui peut être valorisé, mais aussi un polluant potentiel qui ne doit pas être déversé de manière inconsidérée dans l'environnement. En effet les problèmes économiques et environnementaux associés au phosphore (P) non contrôlé dans les eaux de surface sont connus depuis des décennies (**Chislock et al., 2013**). Dans les boues de vidange et les excréta, le phosphore est principalement présent sous forme de phosphates, de molécules constituées de la forme acide ou basique de l'acide orthophosphorique ($H_3 PO_4$) ou de phosphate (PO_4^{3-}) ou encore sous forme de phosphore lié organiquement (par exemple dans les acides nucléiques, les phospholipides et les protéines phosphorylées).

La précipitation du phosphore sous forme de phosphates de fer ou d'aluminium $FePO_4$ ou $AlPO_4$ en utilisant l'aluminium et les sels de fer est la plus utilisée en raison de sa flexibilité et sa rentabilité (**Szabo et al., 2008; Georgantas, 2007**). Du fait de la compétitivité des réactions de formation de précipités d'hydroxyde ou de phosphate, le rapport molaire à mettre en œuvre entre Fe/P ou Al/P varie de 1 à 3. La précipitation chimique du phosphore peut se réaliser à plusieurs étapes dans la filière de traitement :

- au niveau de la décantation primaire ;
- dans le bassin de boues activées, le précipité décantant alors dans le clarificateur ;
- enfin, sur l'eau épurée biologiquement avec un ouvrage spécifique de décantation.

II. Traitement Biologique des eaux usées : le procédé des boues activées

Le procédé à boues activées est appliqué dans le monde entier pour le traitement des eaux usées. Il consiste à mettre en contact dans un réacteur biologique aéré des effluents chargés en polluants avec une biomasse épuratrice. Il se compose essentiellement d'un système d'aération, d'un clarificateur et d'un système de recirculation et d'extraction des boues (**Nielsen et McMahan, 2014**).

Le principe des boues activées réside dans une intensification des processus d'autoépuration que l'on rencontre dans les milieux naturels. Il y a dégradation aérobie de la pollution par mélange de micro-organismes épurateurs et de l'effluent à traiter, suivie de la séparation des « eaux épurées » et des « boues activées ».

Dans ce contexte, différents paramètres permettent de caractériser le fonctionnement d'une boue activée :

- ✓ La charge volumique C_v qui correspond à la quantité journalière de DBO_5 (en kg/j) à dégrader dans le volume V (m^3) de l'ouvrage. Elle s'exprime en $kg\ DBO_5 / (j.m^3)$;
- ✓ La charge massique C_m qui est la quantité de DBO_5 (en kg/j) rapportée à la masse de matières en suspension totales contenues dans l'ouvrage de volume V . Elle s'exprime en $kg\ DBO_5 / (kg\ MEST.j)$; la charge massique est parfois rapportée à la masse de micro-organismes ou pratiquement de matières volatiles sèches (MVS) contenues dans l'ouvrage. Elle s'exprime alors en $kg\ DBO_5 / (j.kg\ MVS)$;
- ✓ L'âge des boues qui est le rapport entre la masse de boues présentes dans le réacteur et la masse journalière de boues extraites. Il s'exprime en jours (**Berland, 2014**).

Tableau I.: Classement des procédés par boues activées (Berland, 2014).

	Aération prolongé	Faible charge	Moyenne charge	Forte charge	Très forte charge
Charge massique (kg DBO₅/(en kg MEST.j))	< 0,08	0,08 à 0,25	0,25 à 0,5	0,5 à 1	> 1
Charge volumique (en kg DBO₅/ (m³.j))	< 0,32	< 0,4	0,8 à 1	1 à 1,5	> 5
Age des boues (en j)	> 18	13 à 18	3 à 7	1 à 3	0,3 à 0,7
Concentration des boues (en kg/m³)	4 à 6	3 à 5	3 à 4	2 à 3	< 3
Rendement d'élimination de la DBO₅	> 90 % (nitrification possible)	90 % (nitrification possible)	80 à 90%	< 80%	

II. 1. Schémas possibles du procédé à boue activée

Une station de traitement par boues activées comprend dans tous les cas :

- ✓ Un bassin dit d'aération dans lequel l'eau à épurer est mise en contact avec la masse bactérienne épuratrice ;
- ✓ Un clarificateur dans lequel s'effectue la séparation de l'eau épurée et de la culture bactérienne ;
- ✓ Un dispositif de recirculation assurant le retour vers le bassin d'aération des boues biologiques récupérées dans le clarificateur. Cela permet de maintenir dans ce bassin la quantité (ou concentration de micro-organismes) nécessaire pour assurer le niveau d'épuration recherché ;
- ✓ Un dispositif d'extraction et d'évacuation des boues en excès, c'est-à-dire du surplus de culture bactérienne synthétisée en permanence à partir du substrat ;
- ✓ Un dispositif de fourniture d'oxygène à la masse bactérienne présente dans le bassin d'aération.

Ce type de filière permet d'éliminer la pollution carbonée et les matières en suspension de l'eau. Le mode d'alimentation, l'aménagement de zone non aérée dans le bassin de boues activées, la recirculation de liqueur mixte permet de distinguer différents procédés pour réaliser l'élimination du carbone, de l'azote et du phosphore (Gaid, 2008).

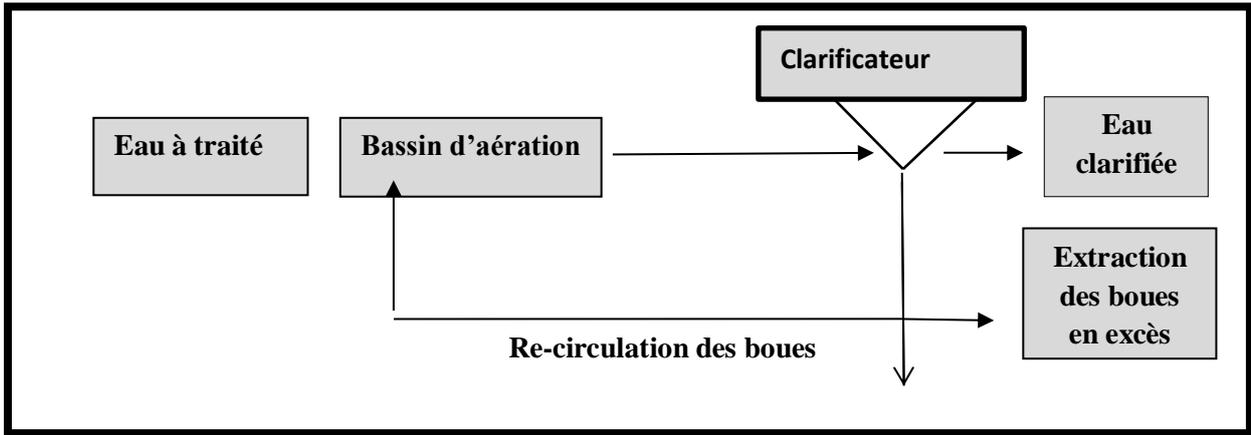


Figure.3. Schéma minimal d'un traitement par boues activées

II. 2. Bases de dimensionnement

II. 2. 1. Volume du bassin des boues activées

Le dimensionnement se réalise à partir de la charge massique C_m choisie en fonction des objectifs de traitements visés :

- ❖ Une élimination de l'azote qui demande, pour une nitrification totale à 12 °C, $C_m < 0,15 \text{ kg DBO5 / (kg MEST.j) ;}$
- ❖ Un degré de stabilisation des boues en excès produites : une respiration endogène poussée conduisant à une biomasse bien minéralisée ;
- ❖ Un rendement d'élimination de la DBO5 défini par les équations suivantes:

$$\frac{S_f}{S_0} = \frac{1}{1+K \times t} \dots \dots \dots (1)$$

$$\text{Où : } \frac{S_f}{S_0} = \frac{1}{1+24K \frac{S_0}{C_m}} \dots \dots \dots (2)$$

$$\text{Avec : } C_m = \frac{S_0}{XV} \times Q \dots \dots \dots (3)$$

Avec :

K : constante liée à la dégradation de la DBO5 en l/ (g.h),

Q : débit (en m3/j),

t : temps de contact (en j),

V : volume du bassin d'aération (en m³),

S_f et S_0 : concentrations finale et initiale de la DBO5 (en g/l).

La valeur de X à adopter dépend de la décantabilité de la boue, définie par l'indice de boue IB, qui correspond au volume occupé par 1 g de boue après décantation de 30 min dans

une éprouvette de 1 litre en réalisant, si nécessaire, une dilution avec de l'eau épurée pour obtenir un volume de boue décantée compris entre 100 et 250 ml. La concentration en matières en suspension dans la couche de boues est de $10^3/IB$ en g/l.

En pratique, différents types de traitements par boues activées sont définis suivant la charge massique (**Berland, 2014**). La charge volumique et la concentration des boues dans le bassin permettant d'obtenir une décantation convenable. Les rendements annoncés sont donnés dans l'hypothèse d'une bonne séparation de tous les éléments décantables de la liqueur de boues activées (**Tableau I**).

La Charge volumique C_v est la masse de nourriture arrivant quotidiennement dans le bassin d'aération ramenée au volume du bassin d'activation. C_v s'exprime donc par :

$$C_v = \frac{Q S_0}{V}, Kg_{DBO5} \dots\dots\dots(4)$$

II. 2. 2. Quantité de boues produites

Les boues activées en excès sont constituées de matières solides de nature hétérogène, provenant de deux sources :

- Pré-existantes dans l'eau à l'entrée du bassin d'aération, de nature minérale et organique inerte ;
- Produites par l'épuration biologique, de nature organique et qui résultent de la somme algébrique de la synthèse cellulaire et de l'auto-oxydation de la biomasse.

Au total, on a :

$$\Delta S = a_m S_e - bX + S_{min} + S_{dur} \dots\dots\dots(5)$$

Avec:

a_m : augmentation de la biomasse par élimination de la DBO5,

b : diminution de la biomasse par respiration endogène,

ΔS : (kg/j) boues en excès,

S_e : (kg/j) DBO5 éliminée,

X : (kg) boues organiques dans le bassin (MVS),

S_{min} (kg/j) matières minérales en suspension apportées par l'effluent,

S_{dur} : (kg/j) matières organiques en suspension difficilement biodégradables apportées par l'effluent 25 % des MVS.

Les coefficients a_m et b sont dépendants des caractéristiques de l'effluent et de la charge. Pour des eaux usées urbaines à différentes charges de fonctionnement (**Gaid, 2008**).

II. 2. 3. Besoins théoriques en oxygène

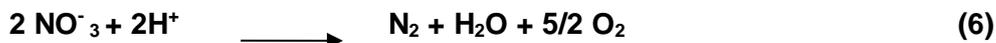
Les coefficients (besoin pour la synthèse de la biomasse) et (besoin pour la respiration) dépendent des caractéristiques de l'effluent et de la charge. Le tableau I donne les valeurs utilisées pour des eaux urbaines à différentes charges de fonctionnement des boues activées.

Concernant l'oxydation de l'azote, la réaction de nitrification s'écrit :



Pour transformer 1 mg d'azote, il faut donc 4,57 mg d'O₂.

Pour la restitution d'oxygène, la réaction de dénitrification s'écrit :



La transformation de 1 mg de NO₃⁻ en N₂ apporte 2,86 mg d'O₂ utilisés pour l'élimination de la pollution carbonée (Gaid, 2008).

II. 3. Aspects microscopiques des Boues activées

La boue activée est un système « floc-eau interstitielle » et la structure et la dynamique des communautés microbiennes dans ce système de boues activées a attiré l'intérêt des microbiologistes et des ingénieurs environnementaux car elles fournissent des informations utiles dans les processus de traitement des eaux usées. Un intérêt particulier a été accordé aux bactéries filamenteuses car elles sont à l'origine de problèmes opérationnels graves dans le processus de traitement (Levantesi et al., 2004)

Le liquide interstitiel représente dans la plupart des stations la qualité des eaux de sortie. C'est un indicateur du niveau de traitement. Ainsi, plus la charge massique est élevée, moins le niveau de traitement sera élevé et plus l'eau interstitielle contiendra de bactéries dispersées.

La microfaune est composée de protozoaires et de métazoaires. Ces organismes participent à l'élimination des bactéries libres qui constituent leurs proies et à la cohésion du floc par leurs déjections. Leur observation au microscope, donne des indications sur la qualité du traitement et peut révéler rapidement d'éventuelles anomalies de fonctionnement (Canler, 2005).

La flore bactérienne des boues activées contient principalement des microorganismes hétérotrophes capables de dégrader les matières organiques et azotées (sous forme de nitrates). La présence d'oxygène est indispensable à leur action, qu'il soit fourni par un

système d'aération ou disponible dans une forme oxydée (nitrites, nitrates). Les boues activées contiennent également des bactéries autotrophes utilisant le carbone minéral des bicarbonates et du CO₂ comme source de carbone. Les microorganismes forment un mélange intime avec l'eau à traiter et ainsi ils sont bien en contact avec les polluants des eaux résiduaires (Alighardashi ,2007). Dans ce contexte il est nécessaire aussi d'identifier les espèces présentes dans les bassins de boues activées qui génèrent les problème de dysfonctionnement tel le moussage qui est une combinaison de bulles d'air, de (bio) tensioactifs et d'une forte présence de bactéries filamenteuses et possiblement non filamenteuses (Soler et al .,2017).

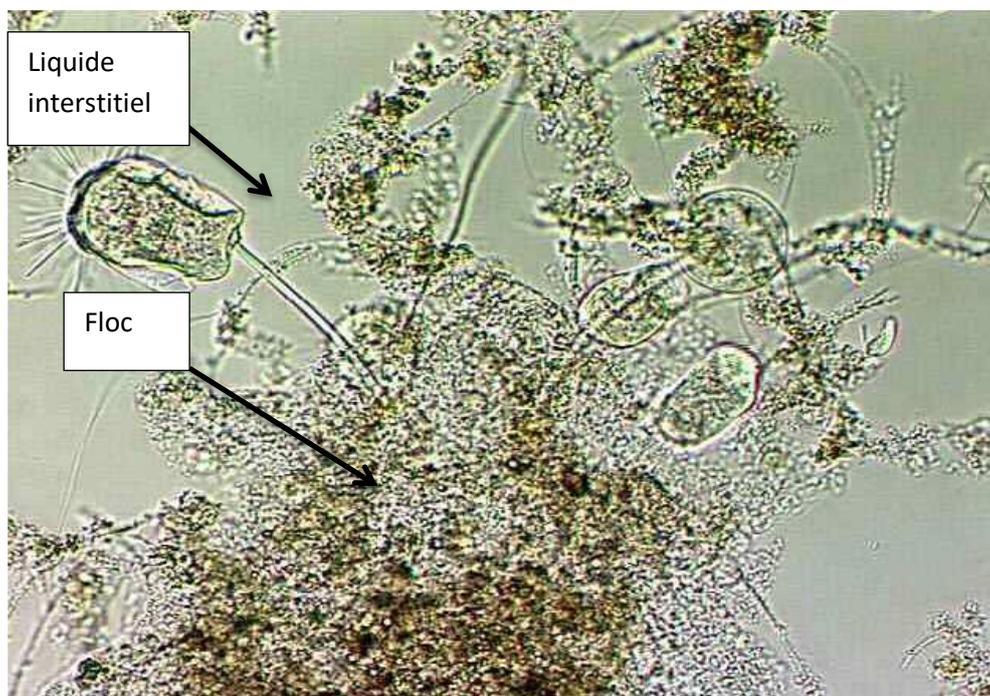


Figure.4: Illustration d'une boue activée et de ses différents composants (Alighardashi ,2007).

II. 3. 1 Les Bactéries épuratrices

Dans la biomasse épuratrice, les bactéries constituent le groupe le plus important, qui est en même temps l'acteur principal de l'élimination de la pollution (Degremont, 2005). Ces bactéries peuvent se présenter sous différentes formes :

Les bactéries libres et dispersées sont libres les unes par rapport aux autres dans le liquide interstitiel. Cette situation s'observe lors du démarrage de la station, en condition de forte charge massique. Les nouvelles cellules peuvent se disperser ou bien rester groupées au sein d'une colonie structurée par un mucilage exopolysaccharidique.

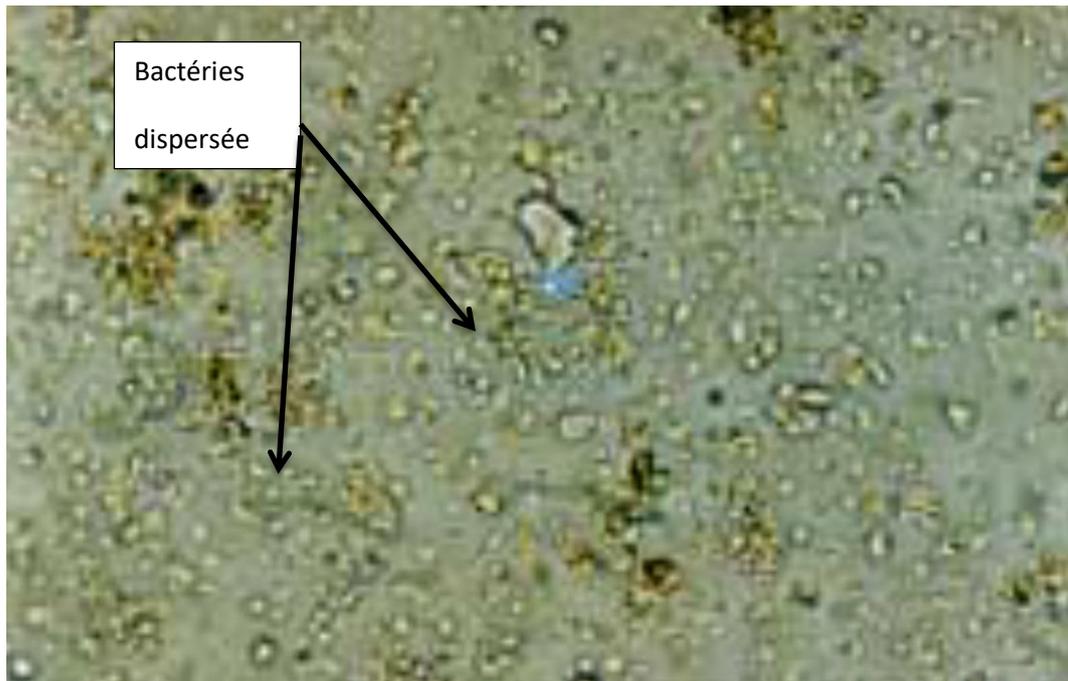


Figure 5. Bactéries en croissance dispersée X 1000 (**Degremont, 2005**)

II. 3. 2. Les Bactéries floculées

Représentent le groupe le plus intéressant dans le procédé d'épuration car ces bactéries permettent une bonne séparation entre la biomasse épuratrice et l'eau épurée, les genres les plus fréquents de bactéries floculantes sont : *Pseudomonas*, *Actrobacter*, *Arthrobacter*, *Alcaligenes*, *Zooglea*, *Citromonas*, *Flaviobacterium* et *Arthromobacter* (**Degremont, 2005**). La nature des composés organiques qui constituent la pollution et les conditions du milieu (pH, température, oxygène dissous), influent sur la nature des germes dominants. Ainsi, un rejet riche en matières protéiques, favorise le développement des germes : *Alcaligenes*, *Bacillus* ou *Flavobacterium* ; tandis qu'une eau résiduaire riche en glucides ou en hydrocarbures conduit à la prédominance du germe *Pseudomonas*. La présence de soufre réducteur se répercute par le développement des genres *Thiotrix* et *Microtrix* (**Degremont, 1989**).

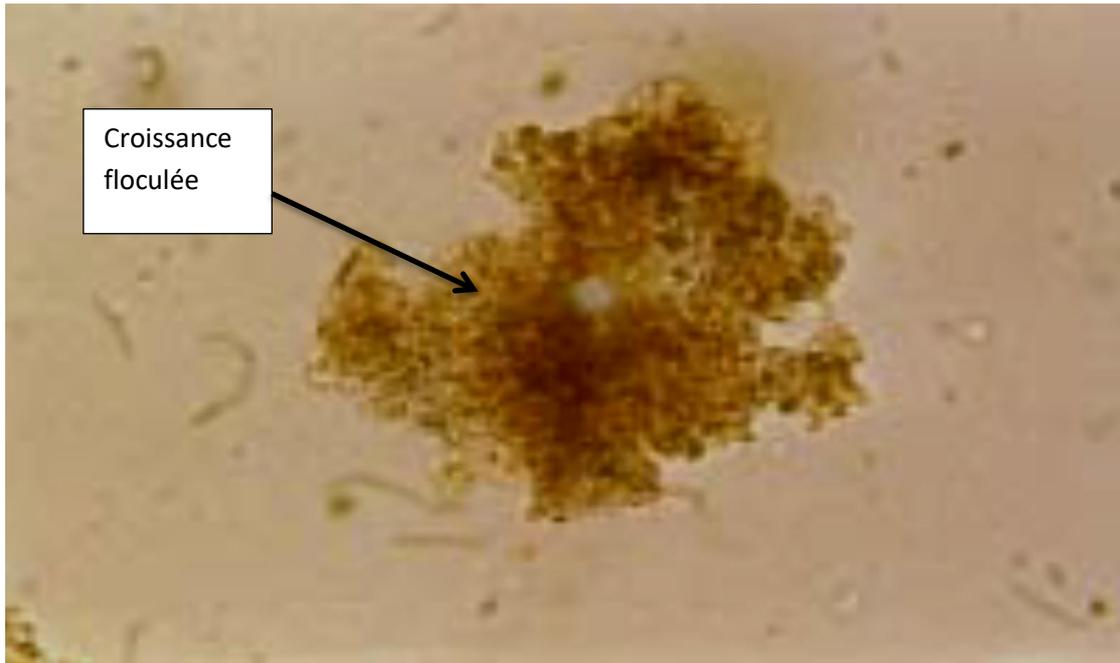


Figure 6: Bactéries en croissance floculée X 400 (**Degrémont,**

II. 3. 3. Les Bactéries filamenteuses

Les bactéries filamenteuses sont une composante essentielle des boues activées, en dépit de ce qu'elle peut causer comme dysfonctionnement. C'est en effet un élément indispensable à la structuration du floc. Une hypothèse de Sezgin et al., (1978), largement reprise (Jenkins et al., 1986; Jenkins et al., 2003) stipule que les micro-organismes filamenteux formeraient ce que l'on peut considérer comme le squelette ou la charpente du floc. Les bactéries floculantes vont pour leur part se regrouper en amas autour d'un support minéral ou organique et des filaments. La cohésion de l'ensemble va être assurée par la production d'exopolysaccharides. Cependant, certains auteurs comme Wanner et Grau, (1989) ont émis l'hypothèse que l'élément primordial de la structuration du floc reste la matrice d'exopolysaccharides produite par les bactéries floculantes plutôt que les filaments eux-mêmes.

Les bactéries filamenteuses sont à l'origine de la plupart des dysfonctionnements d'ordre biologique des stations d'épuration à boues activées. Bien que constituant des éléments essentiels de l'écosystème boues activées, elles restent un risque potentiel pour la station en entravant la décantation par le phénomène de foisonnement ou bulking parmi ces bactéries indésirables : *Sphaerotilus natans* et *Thriothrix nivea* (**Degremont, 2005**).



Figure 7. Bactéries filamenteuses X 100 (Degremont, 2005)

II. 3. 4. Les Bactéries pathogènes

Les germes pathogènes viennent avec les égouts, les effluents et autres sources de pollution. Parmi les germes pathogènes, on compte :

Les Salmonelles qui se retrouvent dans les excréments de porteurs sains et chez les malades hommes ou animaux. Elles sont, peut-être, la cause la plus fréquente des infections des êtres humains par des organismes pathogènes à hôte animal (PNUE/OMS, 1977). Les exutoires d'eaux usées constituent la principale source de pollution par les salmonelles (Le Clerc et al., 2001).

Escherichia coli, connue depuis longtemps comme commensale du tube digestif et pathogène pour l'appareil urinaire (Delarras, 2007).. Le rôle de certaines catégories d'*Escherichia coli* dans les syndromes diarrhéiques a été précisé et les mécanismes de ce pouvoir pathogène ont été analysés (Avril et al., 1992).

Les Clostridiiums sulfito-réducteurs peuvent être considérés comme des germes fécaux, ce sont aussi des germes telluriques et de ce fait aucune spécificité d'origine fécale ne peut être attribuée à leur mise en évidence. Dans une telle optique d'interprétation il y a intérêt à ne chercher que les espèces les plus susceptibles d'être d'origine fécale, c'est le cas en particulier de *Clostridium perfringens* (Rodier et al., 1996).

Les staphylocoques, Pseudomonas aeruginosa (Bacille pyocyanique), Klebsiella pneumoniae, très fréquents dans la nature, commensales de l'homme et responsables d'intoxication et d'infections opportunistes, *Helicobacter pylori* est reconnu comme pathogène pour les êtres humains, capable de coloniser l'estomac humain et étroitement apparentés à *Campylobacter*. (Dunn et al, 1997; Brown, 2000).

II. 3. 5. La Flore fongique

Les Aspergillus : Ascomycètes à filaments hyalins, cloisonnés, et haploïdes. Le genre *Aspergillus* comprend aujourd'hui quelque 185 espèces, dont une vingtaine est retrouvés en pathologie humaine. Les *Aspergillus* sont présents partout dans le monde, et en région tempérée plus particulièrement à la fin de l'été, en automne et en hiver. Ces champignons ont un métabolisme aérobie et participent au recyclage du carbone et de l'azote de l'environnement. Ils sont thermophiles (certaines espèces survivent à des températures proches de 70°C) et ne requièrent pas de nutriments spécifiques (Badilet et al., 1987).

Les Candida sont des levures saprophytes présentes dans le tube digestif, certains sont également présents dans le tractus urogénital ou sur la peau. Les *Candida* sont responsables de candidoses humaines touchant principalement la peau, les muqueuse, les phanères et peuvent même atteindre les organes internes. L'espèce la plus fréquente, *Candida albicans*, et une saprophyte du tube digestif (Boiron, 1999).

II. 3. 6. Les Protozoaires

La plupart des protozoaires pathogènes sont des organismes parasites. Certains protozoaires adoptent au cours de leur cycle de vie une forme de résistance, appelée kyste. Cette forme peut résister généralement aux procédés de traitements des eaux usées. Ainsi, selon les conditions du milieu, ces organismes peuvent survivre plusieurs semaines voire plusieurs années. En revanche, 10 à 30 kystes, est une dose suffisante pour causer des troubles sanitaires.

Parmi les protozoaires les plus importants du point de vue sanitaire, il faut citer *Entamoeba histolytica*, responsable de la dysenterie amibienne et *Giardia lamblia* (**Baumont et al., 2005**).

II. 3. 7. Les Helminthes

Tout comme les protozoaires, les helminthes sont majoritairement des parasites. Les œufs d'helminthes sont très résistants et peuvent notamment survivre plusieurs semaines voire plusieurs mois sur les sols ou les plantes cultivées. La concentration en œufs d'helminthes dans les eaux usées est de l'ordre de 10 à 10³ œufs/L (**Faby et Brissaud, 1997**). Le stade infectieux de certains helminthes est l'organisme adulte ou larve, alors que pour d'autres, ce sont les œufs. Les œufs et les larves sont résistants dans l'environnement et le risque lié à leur présence est à considérer pour le traitement et la réutilisation des eaux résiduaires. En effet, la persistance de ces organismes à différentes conditions environnementales ainsi que leur résistance à la désinfection permet leur reproduction, ce qui augmente leur risque potentiel (**Campos, 2008**).

Les helminthes pathogènes les plus rencontrés dans les eaux usées sont : *Ascaris lumbricades*, *Oxyuris vermicularis*, *Trichuris trichuria*, *Taenia saginata*.

L'analyse des risques sanitaires liés aux agents pathogènes susceptibles d'être véhiculés par les eaux usées est le fondement des recommandations proposées par l'Organisation Mondiale de la Santé en 1989.

II. 3. 8. Les Virus

Les virus ne sont pas naturellement présents dans l'intestin, contrairement aux bactéries. Ils sont présents soit intentionnellement (après une vaccination contre la poliomyélite, par exemple), soit chez un individu infecté accidentellement (**Baumont et al., 2005**). On estime leur concentration dans les eaux usées urbaines comprise entre 10³ à 10⁴ particules par Litre. Leur isolement et leur dénombrement dans les eaux usées restent difficiles, ce qui conduit vraisemblablement à une sous-estimation de leur nombre réel. Les virus entériques sont ceux qui se multiplient dans le trajet intestinal. Parmi les virus entériques

humains les plus nombreux, nous citerons les entérovirus, les rotavirus, les rétrovirus, les adénovirus et le virus de l'Hépatite A. Il semble que les virus soient plus résistants dans l'environnement que les bactéries. L'infection se produit par l'ingestion dans la majorité des cas, sauf pour le Coronavirus où elle peut aussi avoir lieu par inhalation (**Aulicino et al., 1996**).

II. 2. Avantages et inconvénients de l'épuration par boues activé

II. 2. 1. Avantages

- Le procédé d'épuration par boues activées est adapté à toutes les tailles de collectivités, à l'exception des très petites (< 1000 EH).
- Ce procédé permet une bonne réduction des valeurs des différents paramètres de pollution (MES, DCO, DBO₅, et azote).
- Il permet également de mettre facilement en œuvre une déphosphatation simultanée.
- Enfin, ce procédé est bien adapté à la protection des milieux récepteurs sensibles.

II. 2. 2. Inconvénients

- Les coûts d'investissements d'une station à boues activées sont élevés, et la consommation énergétique destinée à l'alimentation des agitateurs et aérateurs est très importante.
- La gestion de ce type de station nécessite une surveillance continue par un personnel qualifié.
- Un autre point négatif du procédé d'épuration par boues activées est l'importante production de boue et qu'il faut constamment éliminer.
- Enfin, un des principaux problèmes de ce type de stations reste la difficulté de maîtrise de la décantabilité des boues.

III. Problèmes de dysfonctionnement du procédé à boues activées

L'efficacité et la fiabilité de l'épuration restent étroitement dépendantes du bon déroulement de la phase de décantation, celle-ci constituant, en effet, le principal maillon de la chaîne de traitement. La séparation de la boue de l'eau traitée a lieu par sédimentation au niveau du décanteur secondaire (ou clarificateur) placé à l'aval du bassin d'aération.

Toute défaillance dans l'exploitation des ouvrages augmente les risques de dysfonctionnements et, par conséquent, diminue les potentialités de la station (**Canler, 2005**).

III. 1. Dysfonctionnement liés aux bactéries filamenteuses

Le dysfonctionnement opérationnel est fréquent dans les stations d'épuration à boues activées et il est souvent présent sous forme de gonflement et moussage (bulking) (**Eikelboom, 2000, Jenkins et al., 2004; Seviour et Nielsen, 2010**), cela est principalement associée aux bactéries filamenteuses. Leur rôle dans le processus de transformation dans ces stations de traitement est mal cerné mais leur rôle physique dans la formation de flocons, la décantation et le moussage sont bien documentés (**Kragelund et al., 2007a, 2011; Miura et al., 2007a**). L'abondance des bactéries filamenteuses peut être très problématique pour le bon fonctionnement des stations d'épuration, il n'existe malheureusement pas de stratégie universelle pour limiter ou prévenir le comportement de cette microflore filamenteuse (**Eikelboom, 2000; et al., 2004; Kragelund et al., 2010**).

III. 1. 1 Mousses biologiques

Le processus de boues activées peut rencontrer des problèmes importants tel le moussage (foaming) qui est un phénomène universel (**Tandoi et al., 2006**), le plus grand problème est surtout rencontré lors de la séparation de la matière solide (**Wang et al., 2015**). Il y a donc nécessité d'identifier les espèces présentes dans les bassins de boues activées pour mieux connaître les micro-organismes qui génèrent cette mousse et ainsi trouver les solutions.

Le moussage provient des bassins d'aération, c'est le résultat de la combinaison des bulles d'air, des (bio)tensioactifs et d'une forte présence de bactéries filamenteuses et éventuellement non filamenteuses (**Petrovski et al., 2011**).

Les mousses biologiques se caractérisent par la formation d'épaisse écumes stables de couleur brune qui flottent à la surface des bassins d'aération et des clarificateurs secondaires dans les stations d'épuration des boues activées (**Sodell et Seviour, 1990**).

La mousse peut aller de quelques centimètres à plus d'un mètre (**de los Reyes, 2010**)

Dans les décanteurs secondaires, la mousse peut apparaître lors de dénitrifications non contrôlées. Dans ce cas, ce ne sont plus des bulles d'air mais d'azote (N₂) associées aux filaments qui sont la cause du problème. On parle aussi de mousses biologiques stables lorsque l'examen microscopique d'un échantillon de mousses révèle la présence en grand nombre de certains microorganismes filamenteux. En règle générale la densité de ces germes est plus élevée dans les échantillons de mousses que dans ceux prélevés directement dans les boues.

Le moussage peut être contrôlé par diverses stratégies spécifiques et non spécifiques. Des stratégies de contrôle spécifiques sont préférables car sélectives et offrent une solution permanente de problème alors que les méthodes non spécifiques tendent à ne fournir que des solutions temporaires. **Noutsopoulos et al., (2006)** ont montré que la réduction de l'âge des boues peut s'avérer une méthode efficace pour supprimer la croissance de *Microthrix parvicella*. La méthode de réduction de l'âge des boues ne peut pas être appliquée aux systèmes de boues activées qui ont besoin de nitrification tout au long de l'année, car cette réduction de l'âge des boues peut également éliminer les bactéries nitrifiantes.

Des méthodes non spécifiques telles que l'utilisation de produits chimiques oxydants sont actuellement les seules stratégies disponibles pour un contrôle efficace de la mousse et il peut être appliqué dans toutes les stations de traitement des eaux usées. Cependant, l'utilisation de fortes doses de chlore peut inhiber à la fois la nitrification et l'élimination de la matière organique et provoque la rupture des floes (**Mamais et al., 2011**) (voir Figure 8).



Figure 8. Mousse biologique en surface d'un bassin d'aération

III. 1.2. Croissance dispersée

Si les bactéries filamenteuses sont incapables de fournir la macrostructure des floccs, on voit apparaître des microflocs trop légers, qui décantent mal. L'effluent surnageant dans le clarificateur est alors mal purifié, et contient beaucoup de matières en suspension (MES) (**Duhamel, 1998**). Le volume de boues en bas de clarificateur est très faible (indice de Mohlman $50 \text{ cm}^3 / \text{g}$). Ceci se produit lorsqu'il y a trop peu de bactéries filamenteuses, ou qu'elles présentent trop peu de polymères extracellulaires nécessaires à la fixation des bactéries sur l'exosquelette. Ce phénomène reste néanmoins relativement rare, et serait dû la plupart du temps à des apports de toxiques par l'influent à traiter. La conséquence est donc une dégradation importante de la qualité de l'effluent rejeté, qui contient un grand nombre de microorganisme (**Duhamel, 1998**).

III. 1.3. Foisonnement filamenteux « bulking »

Le foisonnement (bulking) (**Figure 9**) est caractérisé par un indice de boue supérieur ou égal à 200 ml. g^{-1} . Au-delà de 150 ml. g^{-1} , des difficultés de décantation apparaissent, une boue décantant correctement a un indice de boue de l'ordre de 100 ml. g^{-1} . Un développement filamenteux important limite fortement les capacités hydrauliques du clarificateur et peut entraîner des départs de boue dans le milieu nature.

Dans les STEP, le foisonnement est souvent associé à :

- ✓une détérioration de la qualité du rejet en cas de perte de boue épisodique ou chronique;
- ✓un floc légèrement floconneux avec un volume décanté important lors du test de décantation, qui rend impératif la dilution des échantillons de boue.



Figure 9. Phénomène du foisonnement en surface du clarificateur

III. 1. 3. 1. Caractérisation du foisonnement par observation de la boue

L'analyse visuelle et microscopique de la structure de la boue est indispensable pour faciliter la compréhension du fonctionnement d'une station d'épuration. Cette analyse permet d'établir un lien entre la dynamique des populations microbiennes des boues, les conditions d'alimentation (en quantité et en qualité), le mode de fonctionnement et de gestion de l'installation et la survenue d'éventuels problèmes biologiques.

L'observation microscopique de la boue permet l'analyse de ses différentes composantes : liquide interstitiel, bactéries (caractéristiques du floc). Parmi les bactéries rapportées dans la littérature, seules quelques-unes comme *Microthrix parvicella*, *Nostocoida limicola*, *Nocardia spp.*, *Eikelboom* type 021N (ou *Thiothrix eikelboomii*) et le type 0041/0675 de l'espèce ont été cités à plusieurs reprises liés au problèmes de foisonnement (Wanner et al., 1998, Ovez et al., 2006). Les bactéries filamenteuses sont une importante

composante du processus de boues activées car une faible charge en filaments est requise pour une bonne sédimentation des boues solide. D'un autre coté un taux élevé de la population bactérienne filamenteuse conduit généralement à la formation des mousses visqueuse et collante (**Liu et al., 2003**).

L'identification précise des bactéries filamenteuses représente donc une étape essentielle dans la caractérisation du phénomène. Des clés de détermination basées sur l'observation de critères morphologiques ont été mises au point notamment par **Eikelboom (1983)** et **Jenkins (1986)**.

III. 1. 3. 1. 1. Classification des bactéries filamenteuses

La classification de **Eikelboom (1975)** des bactéries filamenteuses est basée sur les critères morphologiques suivants : la coloration de Gram, la coloration de Neisser, la forme et le diamètre des filaments, la forme des cellules, la présence de gaine autour des filaments, leur mobilité ou motilité, les ramifications, la présence des granules extracellulaire de polyphosphates, de poly- β -hydroxybutyrate et de soufre., le cloisonnement entre 2 cellules voisines, etc.. (Eikelboom, 2000).

La classification de (**Wanner et al., 1989**) repose sur cinq groupes de microorganismes classés suivant les conditions du milieu environnemental (aérobies, anaérobies, sulfures, âge des boues). Cette méthode est relativement simple d'utilisation en laboratoire et constitue en général la première méthode de caractérisation. Cette technique a ses limites car parfois la morphologie et les colorations microscopiques des microorganismes peuvent varier suivant les conditions environnementales (**Beveridge., 2001**). Une quarantaine de micro-organismes filamenteux différents ont été recensés dans l'écosystème boues activées des stations d'épuration des eaux résiduaires urbaines (**Eikelboom, 1975**) et industrielles (**Eikelboom, 2006**). Leur identification et leur classification sont basées en très grande partie sur les travaux d'**Eikelboom (1975)** et sur les modifications apportées par **Jenkins et al., (1986)** (voir figure 10).

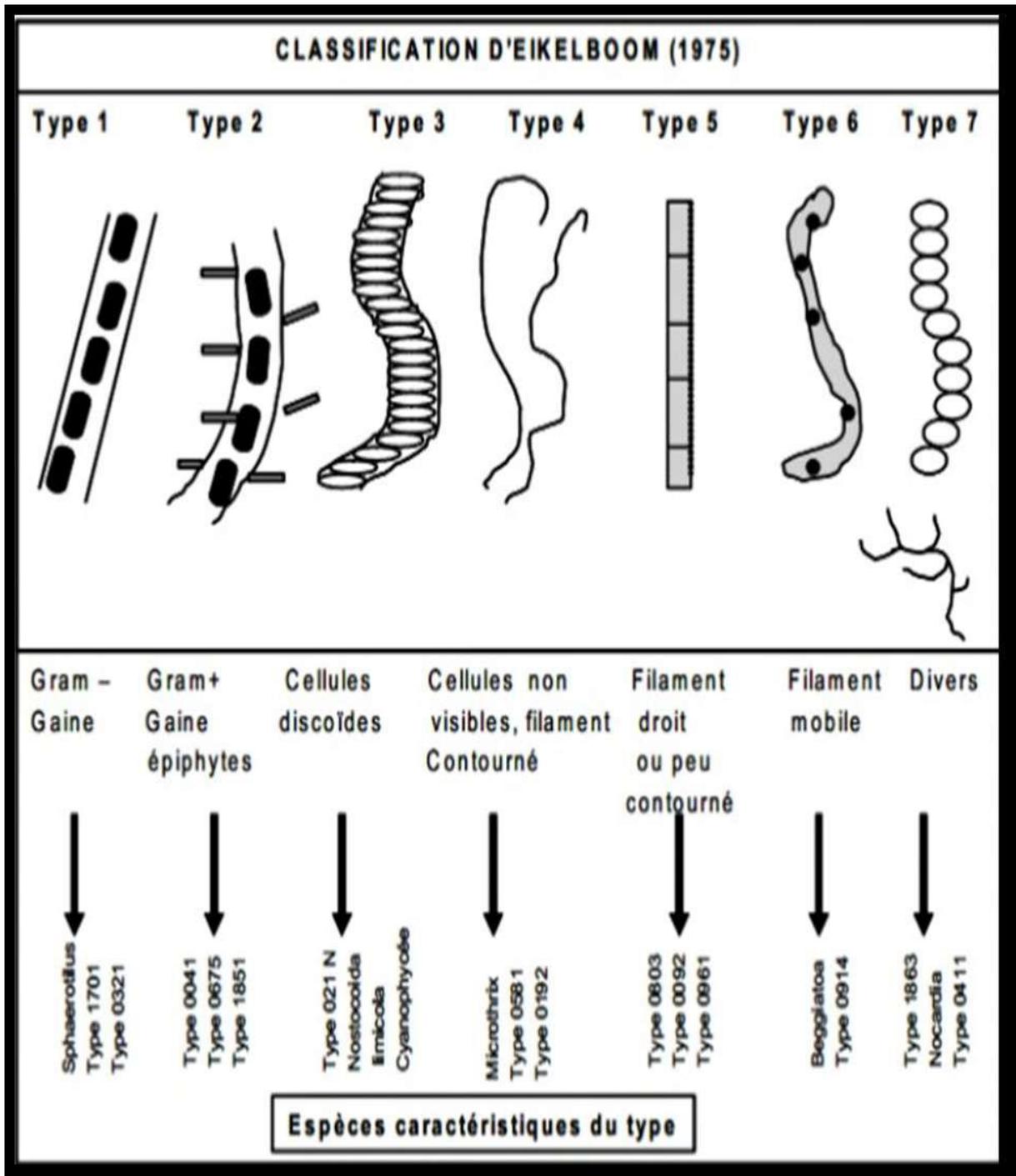


Figure 10: Classification des bactéries filamenteuses d'après Eikelboom 1975

III. 1. 3. 1. 2. Principales bactéries filamenteuses

Microthrix parvicella (Richard, 1989) est une bactérie appartenant au groupe IV de la classification d'Eikelboom. Elle peut être caractérisée morphologiquement par des filaments de taille supérieure à 200 µm de longueur, avec une largeur de trichome de 0,5 à 0,8 µm et sans adhérence. Elle est une bactérie Gram positive, Neisser positive et Noir de Soudan positive. On la trouve de manière importante en Europe, lors des phénomènes de dysfonctionnement (bulking, moussage) des stations d'épuration (Westlund et al., 1996; Hwang et al., 1998). Cela suggère que le type de la matière organique dans les eaux usées est un facteur déterminant de la présence de *Microthrix* (Nielsen et al., 2010).

Nocardia spp. est une bactérie caractérisée par de nombreuses et courtes ramifications de longueur inférieure à 100 µm et par une largeur des trichomes allant de 1 à 2 µm. Les filaments sont visibles dans un plan unique, et les réactions de coloration Gram et Neisser sont positives. La mise en évidence de granules avec la coloration du Noir de Soudan indique un stockage de poly-β-hydroxybutyrate. Les cultures de ces souches sont relativement faciles à 25-30 °C sur des milieux comprenant une source de carbone, des extraits de levure, du glucose et du tryptophane (Soddell et al., 1996). Le problème de bulking nocardique semble être le plus commun (Goodfellow et Maldonado, 2006)

Sphaerotilus natans est caractérisée par une longueur de filament d'environ 500 à 1000 µm, par de faux branchements, et des trichomes qui contiennent des granules de PHB. On remarque souvent des organites unicellulaires accrochés aux filaments, et les réactions Gram et Neisser sont négatives. C'est un des principaux agents du bulking filamenteux. La croissance excessive de *Sphaerotilus natans* est généralement due à une faible concentration en oxygène ou à une carence en nutriments (azote, phosphore...) (Richard, 1989).

Thiothrix, Type 1863, Type 021 est un type de filaments qui sont fréquemment trouvés dans le foisonnement des boues. De manière générale, *Thiothrix*, Type 021 et 1863 sont des bactéries Gram négatives et possèdent des granules de sulfures. Ces sulfures peuvent provenir d'effluents industriels ou de la biodégradation de composés soufrés présents dans les stations d'eau urbaines (Tandoi et al., 1994).

Nostocoida limicola est une bactérie que l'on rencontre souvent au cours des phénomènes de bulking ou de moussage dans les stations d'épuration plutôt de type industriel. Trois formes de *Nostocoida limicola* sont décrites dans la littérature (Eikelboom, 2000):

- ✓ *Nostocoida limicola I* (diamètre des cellules : 0,6 - 0,8 µm)
- ✓ *Nostocoida limicola II* (diamètre des cellules : 1,2 - 1,4 µm)

✓ *Nostocoida limicola* III (diamètre des cellules : 1,6 - 2 µm)

Les groupes I, II et III ont été regroupés sous la dénomination *Nostocoida limicola* sur la base de critères morphologiques. Une étude a permis de déterminer qu'ils étaient en fait totalement différents d'un point de vue phylogénétique (Seviour et al., 2001):

- ✓ Groupe I : Firmicutes
- ✓ Groupe II : Actinobactéries
- ✓ Groupe III : Planctomycetes

Type 0041 et Type 0675 : Le type 0041 est un filament raide pouvant mesurer de jusqu'à 500 µm et composé de cellule rectangulaires de 1,2 à 1,6 µm de large et 1,5 à 4 µm de long. Le trichome est recouvert d'une gaine. Il est important de noter que ses filaments sont la plupart du temps entourés de particules en raison d'un phénomène d'adhérence. La coloration de Gram de cette bactérie est assez variable (plutôt faiblement positive), alors que celle de Neisser est négative. Le Type 0675 possède les mêmes caractéristiques que le type 0041, mais ses filaments sont plus courts, de 50 à 150 µm. C'est pourquoi les deux filaments ont été regroupés sous la dénomination commune de type 0041/0675 (LACROIX, 2008)

Haliscomenobacter hydrossis pour Cette espèce bactérienne elle se présente sous la forme d'un filament très rigide et très fin, d'une longueur comprise entre 10 et 100 µm et d'un diamètre de 0,5 µm. Elle fait partie des Bacteroidetes. Les colorations de Gram et Neisser sont toutes les deux négatives pour cette bactérie. Ce filament peut se retrouver à l'intérieur du floc, mais il peut également se rencontrer libre en suspension. Une gaine entoure le filament. Des microorganismes dits bacteroides et proches de cette espèce bactérienne ont récemment été identifiés dans des boues activées (Kragelund et al., 2007).

D'autres types et genres bactériens ont été identifiés dans les boues activées mais sont rencontrés de façon moins fréquente dans les événements de bulking : tels que les types 0092, 0961, 0803, 0914, 1851, 0411, 1701 et *Beggiatoa* sp. La distribution des microorganismes filamenteux dans les boues activées varie considérablement en fonction de la situation géographique et de la saison. Ces différences peuvent s'expliquer par les variations climatiques qui existent entre l'Europe, les États-Unis et l'Afrique par exemple, ainsi que par les variations de configuration des stations d'épuration. En Europe, parmi la quinzaine de microorganismes filamenteux qui peuvent être impliqués dans les foisonnements dans les stations de traitement des eaux résiduaires urbaines, les espèces les plus fréquemment impliquées dans les bulking sont *Microthrix parvicella*, type 0092 et type 0041 (Eikelboom et al, 1998, Madoni et al., 2000; Graveleau et al., 2005).

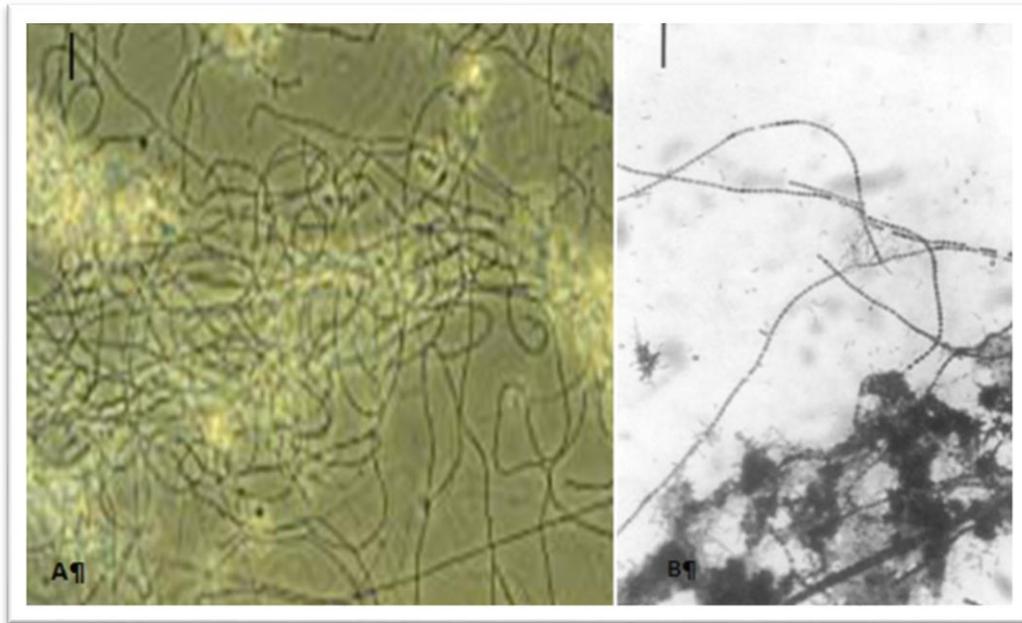


Figure 11. (A). Apparence de *Microthrix Parvicella* dans la biomasse d'un échantillon de boues activées $\Delta=8 \mu\text{m}$. (Canler et al ,2011), (B) Apparence de *Nostocoida limicola* I en chainettes de cocci dans la biomasse d'un échantillon de boues activées. $\Delta= 5 \mu\text{m}$. (Liu et al., 2000)

Les actinomycètes : Ce sont des bactéries Gram+ formant des colonies avec une morphologie complexe. Ils comprennent des formes peu évoluées comme le genre *Mycobacterium* (bâtonnets ou rarement mycélium rudimentaire) ou très évoluées comme le genre *Streptomyces* qui forme un véritable mycélium non fragmenté et sporulant.

Les formes évoluées possèdent un mycélium du substrat (nourricier) surmonté par un mycélium aérien sporulant (reproduction asexuée) qui leur confère un aspect fongique d'où l'expression "ray fungi" ou "champignons rayonnants". La plupart des espèces sont immobiles, hétérotrophes mais certaines sont chimio-autotrophes (Ensign et al., 1993), aérobies, mésophiles et croissent de façon optimale dans la gamme de pH 5,0 à 9,0 avec une proximité optimale à la neutralité (Williams et Wellington, 1982 a; Goodfellow et Williams , 1983).

III. 2. Indice de boue (IB)

L'indice de boue est utilisé pour apprécier l'aptitude d'une boue à la décantation. Une dérive croissante doit alerter l'exploitant sur un développement de bactéries filamenteuses.

Tableau II. Valeurs seuil de l'indice de boue (Canler et al., 2011).

IB < 100 ml. g⁻¹ de MES	Condition idéale : les boues sédimentent facilement et sont le plus souvent bien minéralisées (MVS < 65 %)
100 < IB < 150 ml. g⁻¹ de MES	Condition acceptable pour des installations fonctionnant dans le domaine de la faible charge – aération prolongée.
IB > 150 mL.g⁻¹ de MES	Difficultés possibles de décantation liées au développement de bactéries filamenteuses

L'indice de boue est un outil indispensable pour l'exploitant. Il sert à :

- ❖ Suivre l'évolution de la qualité des boues à titre préventif ou après la mise en œuvre de solutions curatives;
- ❖ Gérer la concentration de boue sur les petites stations dans la mesure où l'indice reste stable dans le temps; Caractériser les boues en vue de leur déshydratation. En effet, la déshydratation est généralement facilitée par des indices de boue faibles et les doses de réactifs plus faibles;

III. 3. Matière en suspension dans les bassins d'aérations

Les concentrations en matières en suspension (MES) doivent être adaptées à la charge polluante reçue afin de respecter la charge massique de fonctionnement. La concentration doit systématiquement être maintenue inférieure à 4 g.l⁻¹ pour des effluents urbains.

En effet, des valeurs plus élevées peuvent occasionner :

- Des situations de limite hydraulique du clarificateur et un engorgement de celui-ci ;
- Des risques de sous-aération ;
- Une carence nutritionnelle (charge massique faible) ;
- Des sur consommations électriques; (Canler, 2011).

III. 4. Mesure de la longueur totale des filaments

Il a été prouvé qu'il existait une corrélation entre la longueur totale des filaments dans un échantillon de boue et la valeur d'indice de boue (**Palm et al.,1980**). En situation de foisonnement la longueur totale de filaments est supérieure à 10^7 $\mu\text{m/ml}$.

III. 5. Estimation de l'abondance des filaments

Cette technique permet d'avoir une idée globale de l'abondance des filaments dans un échantillon (**Jenkins et al., 2003**). Des indices sont attribués aux boues en fonction de leur densité en filaments.

Tableau.III. Echelle de classification des boues en fonction de leur densité en filaments (**Pujol., 1987;Jenkins et al., 2003**).

Indice	Densité des filaments	Description des échantillons
0	Nulle	Pas de filament
1	Très faible	Filaments seulement dans quelques floccs
2	Faible	Filaments communs mais pas dans tous les floccs
3	Faible à moyenne	Filaments dans tous les floccs (1 à 5 par flocc)
4	Moyenne	Filaments dans tous les floccs (5 à 10 par flocc)
5	Abondance	Filaments dans tous les floccs (plus de 20 par flocc)
6	Excessive	Plus de filaments que de floccs, filaments présents dans le liquide interstitiel

III. 6. Les facteurs inducteurs du foisonnement filamenteux

De nombreux travaux ont été menés dans ce sens par **Chudoba et al. (1974); Strom et Jenkins, (1984); Duchène, (1994), Jenkins et al., (2003)**. Ces facteurs sont multiples et spécifiques pour chacune des espèces de bactéries filamenteuses.

III. 6. 1. Les carences en substrat

On peut également parler de déséquilibre nutritionnel (**Pujol., 1987;Chudoba et al., 1973**) ont montré qu'en présence de faibles concentrations en substrat, en particulier en carbone, un avantage certain était conféré aux bactéries filamenteuses par rapport aux bactéries non filamenteuses. La situation est inversée en présence de fortes concentrations, car dans ce cas l'accès au substrat est facilité.

III. 6. 2. Les carences en oxygène

L'oxygène joue un rôle important dans le procédé d'épuration biologique car la majorité des microorganismes des boues activées est aérobie. Certains peuvent survivre à de

longues périodes sans oxygène, de quelques jours à quelques semaines en fonction des micro-organismes (Maurines-Carboneill et al., 1998).

III. 6. 3. Les fortes charges massiques

Une charge massique trop importante peut entraîner la prolifération de certaines espèces de bactéries filamenteuses comme *Sphaerotilus natans* (Canler et Juzan ,2012)

III. 6. 4. Les faibles charges massiques

De la même façon, de faibles charges massiques peuvent chez certaines espèces entraîner une croissance filamenteuse (*Microthrix parvicella*, Type 0092, Type 0041).

III. 6. 5. La présence de composés soufrés réducteurs (S²⁻)

Les effluents septiques ou fermentescibles contiennent souvent des concentrations importantes en soufre réduit (H₂S) qui seront à l'origine de foisonnement de bactéries filamenteuses particulières (*Thiothrix sp.*, *Beggiatoa*).

III. 6. 6. La Septicité des effluents

Un effluent septique se caractérise par la présence de sulfures (≈ 2 mg/L), mais aussi par la présence d'acides gras volatils (AGV) et par un potentiel redox inférieur à -100 mV. Ce type d'effluent peut également conduire à la prolifération de certaines bactéries filamenteuses (*Microthrix parvicella*, Type 021N).

III. 6. 7. La biodégradabilité du substrat

La vitesse à laquelle un substrat donné va pouvoir être dégradé est un facteur influençant la croissance des bactéries filamenteuses. Dans certains cas on verra apparaître un épisode de foisonnement en présence d'un substrat rapidement dégradable (*Thiothrix*, Type 021N, Type1851, *Haliscomenobacter hydrossis*, *Sphaerotilus natans*, *Nostocoida limicola*). Dans le cas d'un substrat lentement dégradable, on observera un foisonnement d'autres souches filamenteuses (*Microthrix parvicella*, Type 0092, Type 0041).

III. 7. Les moyens curatifs et préventifs du foisonnement filamenteux

La résolution de la problématique liée au foisonnement filamenteux exige une compréhension du problème ainsi que de ses causes spécifiques. Le développement de techniques d'identifications des bactéries filamenteuses, ainsi que l'identification des causes spécifiques de leur multiplication excessive, sont devenus une priorité. Aujourd'hui, des modifications spécifiques peuvent donc être apportées pour contrôler le problème de croissance excessive des bactéries filamenteuses.

III. 7. 1. Les agents oxydants

Lorsque le phénomène de foisonnement filamenteux est installé, les moyens d'action restent relativement limités. Les traitements sont quasiment exclusivement basés sur

l'utilisation d'agents oxydants, et notamment le chlore et ses dérivés. L'ajout de doses contrôlées de chlore permet de limiter la croissance des germes filamenteux. Mais le chlore est également toxique pour l'ensemble des microorganismes présents dans les boues. Un traitement de ce type peut conduire à une grave altération de l'écosystème boues activées. De plus, la chloration aboutit au rejet dans l'environnement de diverses substances (**Lacroix, 2008**). Cette solution toujours efficace lorsqu'elle est bien conduite elle doit cependant être réservée aux installations de capacité importante (**Canler et Juzan, 2012**).

III. 7. 2. Les agents flocculants

Les agents flocculants vont faciliter l'agglomération des floccs sans être toxiques pour les microorganismes, Leur efficacité n'est pas toujours garantie. Les meilleurs résultats ont été obtenus avec le FeSO_4 , notamment sur des foisonnements dus à *Sphaerotilus natans*, aux types 1701, 0041 et 961 et, dans une moindre mesure, avec la chaux sur le type 021N. (**Lacroix, 2008**). Les réactifs utilisés sont des sels de fer qui facilitent l'agglomération des floccs sans être toxiques pour les microorganismes aux doses normalement préconisées. Ils participent à l'élimination partielle du phosphore présent dans les eaux à traiter (**Canler et Juzan, 2012**).

Afin d'éviter l'apparition du « bulking » sur une station d'épuration à boues activées, il est indispensable d'agir sur les conditions d'exploitation, mais aussi sur la conception de la station. En ce qui concerne la conception, la création d'une zone de contact en amont du bassin d'aération est une méthode répandue pour éviter le phénomène de foisonnement filamenteux. Cette technique consiste à réaliser un mélange de boue et d'effluent à traiter dans un bassin de faible volume. On accroît donc artificiellement la teneur en substrat disponible pour les microorganismes, et la croissance des bactéries non filamenteuses est favorisée puisque dans ce cas on a une C_m élevée.

En ce qui concerne les conditions d'exploitation, l'optimisation de l'aération est un facteur primordial dans la prévention du bulking. Il convient d'assurer une oxygénation suffisante pour éviter le développement de microorganismes filamenteux favorisé par les carences en oxygène (augmentation des durées d'aération). Dans le cas de foisonnement des microorganismes autotrophes du soufre, il est souhaitable d'oxyder les composés réducteurs en amont du bassin d'aération. Ceci est réalisable grâce à l'injection de solutions commerciales dans les réseaux. Ce procédé biologique entraîne une modification de l'activité bactérienne bloquant la synthèse de H_2S .

Dans le cas de carences très marquées, déjà apparentes aux vues des caractéristiques analytiques de l'effluent à traiter, une complémentation en nutriments (N ou P) peut également

avoir lieu. C'est le cas des effluents d'origine agro-alimentaire (sucreries, malteries papeteries) très riches en carbone et pauvres en azote. Cet ajout est réalisé en tête de station et peut être combiné aux autres procédés de maîtrise du foisonnement. **(Lacroix, 2008).**

IV. Réutilisation des eaux usées traitée

IV. 1. Réutilisation des eaux usées traitée en agriculture dans le monde

L'utilisation des eaux usées en agriculture est une pratique très ancienne et assez répandue dans le monde (**Chang et al., 2002**). Elle est apparue avec l'installation d'égouts dans les agglomérations urbaines et s'est développée au cours des dernières décennies, en particulier dans les régions arides et semi arides. Ce développement s'explique principalement par le manque d'eau fraîche et par le besoin d'accroître la production agricole. Plus de 20 millions d'hectares dans 50 pays sont actuellement irrigués avec des eaux usées épurées ou brutes (**Scott et al., 2004**).

Les avantages de la réutilisation des eaux usées sont reconnus par de nombreux pays; ils sont inscrits dans leurs schémas directeurs de l'eau et dans leur politique nationale. Certains pays comme l'Australie, l'Italie, le Canada, Israël et certains pays du Golfe Arabe adoptent dans les grandes lignes l'approche californienne dans leur réglementation de réutilisation des eaux usées, ou celle de l'OMS pour l'Espagne, la France, la Tunisie, Chypre, la Turquie, etc. Dans la première catégorie, les normes existantes sont très sévères et un traitement secondaire est obligatoire, et parfois, un traitement tertiaire. Dans d'autres pays où la réglementation et les directives nationales de réutilisation des eaux usées n'existent pas, ils font, souvent, référence aux recommandations de l'OMS (**Roy, 2005**).

IV. 2. Situation de la réutilisation des eaux usées traitée en Algérie

L'Algérie se penche, actuellement, sur la régularisation de la réutilisation des eaux usées traitée en agriculture. Ceci nécessite dans un premier temps d'identifier et de quantifier les volumes d'eaux usées rejetés par les agglomérations à travers le pays.

Les efforts de mobilisation des ressources en eau (conventionnelles et non conventionnelles) se traduit à travers des programmes de développement adoptés dans le but de l'intensification des systèmes de production agricole et par conséquent pour l'amélioration de la sécurité alimentaire du pays notamment au niveau de certaines filières (maraîchage, oléiculture, céréaliculture, ...), le secteur des ressources en eau intervient dans le domaine de la mobilisation de l'eau au profit de l'agriculture (amélioration de la dotation en eau au profit de l'agriculture), l'extension des superficies irriguées (réalisation des grands périmètres) ainsi que la valorisation des ressources disponibles (durabilité et pérennité des investissements) et ce, en étroite collaboration avec le secteur de l'agriculture.

Pour se faire, le secteur des ressources en eau se propose de réaliser le programme d'aménagement et réhabilitation des grands périmètres d'irrigation, dans les quatre régions

hydrographiques du nord du pays sur une superficie de 232.000 ha. Les superficies équipées, pourraient atteindre plus de 462.000 ha (actuellement 230.000 ha) (**MRE, 2018**).

Le total des superficies irriguées a atteint plus de 1,33 million d'hectares à la fin 2018, soit un taux de réalisation de 66% de l'objectif du programme national d'extension des superficies irriguées. L'objectif de ce programme, visant à atteindre 2 millions d'hectares (ha) irrigués à l'horizon 2020, soit 24% de la superficie agricole utile.

L'ONA exploite actuellement 160 stations d'épuration à travers 44 wilayas du pays, dont 21 stations utilisées à des fins agricoles. Ces derniers seront renforcés par huit autres stations en 2021. Un volume de 18 millions m³ d'eaux épurées par ces STEP, a été utilisé dans l'irrigation de 11.494 hectares de superficies agricoles, soit un taux de 31 % du volume épuré par les 21 stations concernées afin d'irriguer plus de 11 076 ha de superficies agricoles, il s'agit de: Kouinine (El Oued) et Ouargla, Guelma, Souk Ahras, Tlemcen, Mascara et les lagunes de: Ghriss, Bouhanifia, Hacine, Oued Taria, Froha, Khalouia, Tizi et Mohamadia, Boumerdes (**ONA, 2021**).

L'office estime, dans ce cadre, que la démarche de la réutilisation des eaux usées n'est plus "une option", mais plutôt "une solution impérative" qui s'inscrit dans les dimensions de la stratégie nationale de la réutilisation des eaux traitées, élaborée par le ministère des Ressources en eau.

IV. 3. Situation des ressources en eaux dans la wilaya de Mascara

La wilaya de Mascara dispose actuellement de 21 stations d'épuration des eaux usées d'une capacité de traitement de 51 000 m³/jour (**Figure 12**), dont une grande partie est destinée à l'irrigation agricole, tandis que le reste est déversé dans les oueds pour des raisons d'organisation ayant un impact écologique ».

La station d'épuration des eaux usées d'El Kouwaer produit 13 000 m³ d'eaux traitées par jour, dirigées actuellement vers l'oued pour absence d'une association d'utilisateurs des eaux traitées comme le stipule la loi. L'ONA œuvre, en collaboration avec la direction des Services agricoles, à la création d'une association pour éviter la perte de quantités importantes d'eaux dans la nature au lieu de leur utilisation pour l'irrigation de certaines récoltes suivant un cahier de charges fixant les cultures, qui sont autorisées à être irriguées en eaux traitées.

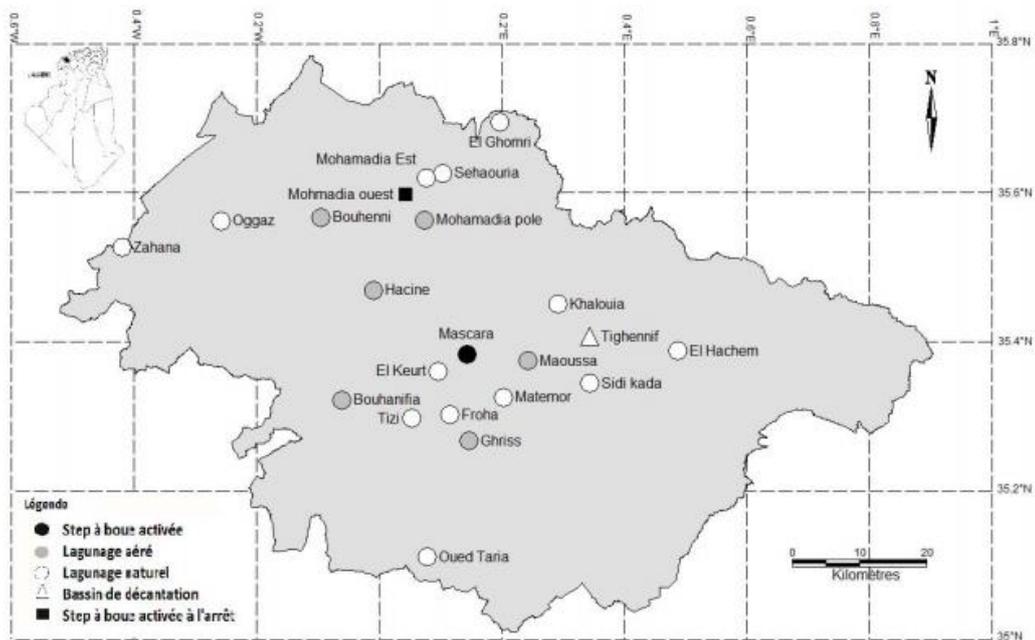


Figure 12. Etat de l'épuration des eaux usées dans la wilaya de Mascara (ONA, DRE ,2018)

D'après la figure 12, le procédé de lagunage naturel représente le procès le plus trouvé dans la wilaya ensuite le lagunage aéré et enfin le procédé à boue activé par une seule station opérationnelle, cela revient peut-être à la simplicité de ces premiers et la quantité des eaux usées réduite collecté en comparant par celle de la ville de Mascara. Concernant l'état de l'épuration dans la wilaya de Mascara on note :

- Vingt et un (21) stations d'épuration opérationnelles :

Station d'épuration à boue activée : Mascara ;

Lagunages aérés :Ghriss, Hacine, Bouhanifia, Maoussa, Mohamadia pole et Bouhenni.

Lagunages naturels : Mohamadia est, Oued Taria, Sehaouria, Tizi, El Hachem, Froha, Matemore, Sidi Kada, El Keurt, Khalouia, Oggaz, El Ghomri et Zahana ;

Bassin de décantation : Tighennif.

- une (01) station d'épuration à l'arrêt: Mohamadia Ouest ;

• Dix-sept (17) stations d'épuration à l'étude : Trois (03) steps par boues activées à faible charge (Sig, Tighennif, Mascara sud) ; Deux(02) lagunages aéré (Ain fekan, Oued el Abtal) ; (ONA 2018).

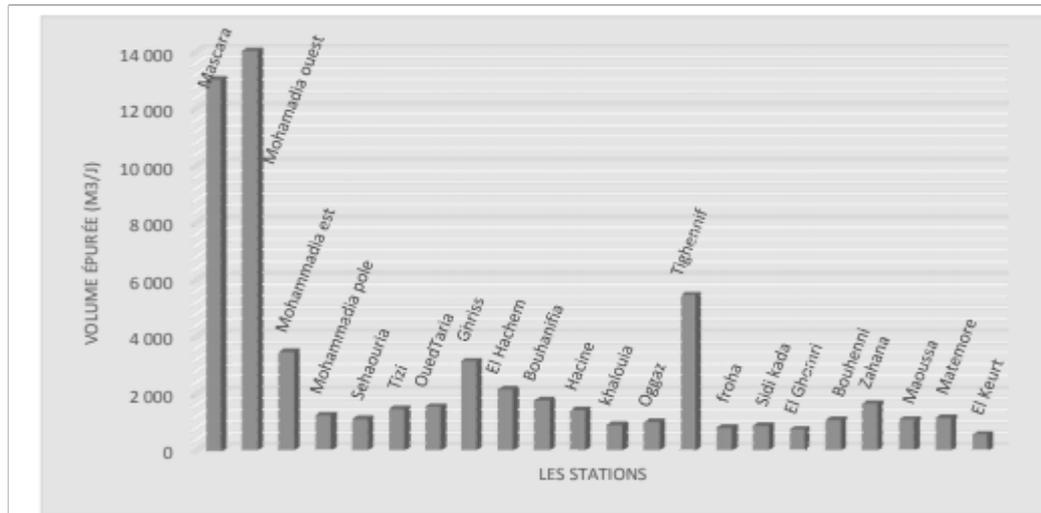


Figure 13: Capacités des stations d'épuration à la wilaya de Mascara (m³/j)
(DHW, ONA 2018)

Les superficies irriguées par le système d'épuration de la wilaya de Mascara sont mentionnées dans la **Figure 14**.

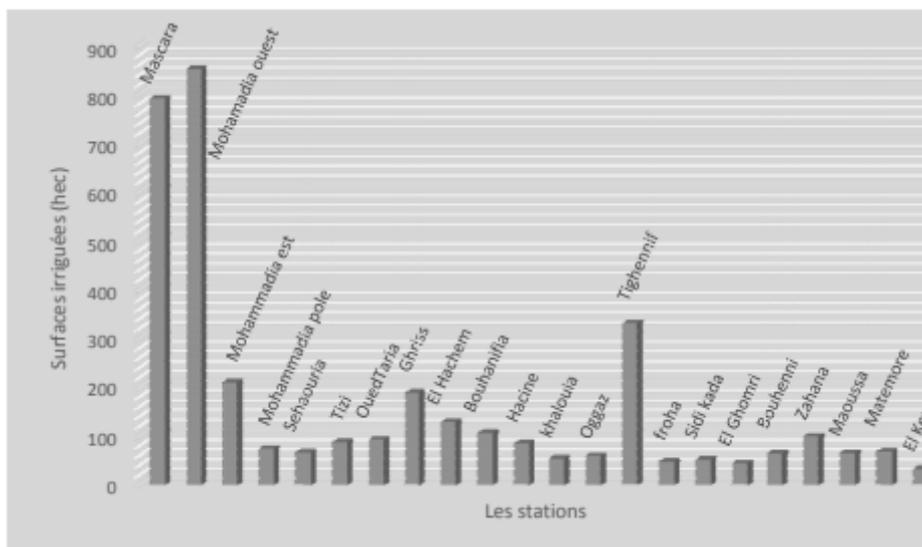


Figure 14 : Superficies irriguées par des stations d'épuration dans la wilaya de Mascara (DHW, ONA 2018)

IV. 4. Aspects réglementaires du traitement des eaux usées

Un projet d'élaboration de normes algériennes et d'un guide technique pour les bonnes pratiques de la réutilisation des eaux usées pour des fins agricoles est en cours d'approbation par l'Institut Algérien de Normalisation (IANOR). La réutilisation des eaux usées sollicite une

coordination étroite entre les différentes structures impliquées dans les opérations de réutilisation à tous les niveaux (**MRE, 2020**).

Le décret exécutif n° 07-149 du 3 Joumada El Oula 1428 correspondant au 20 mai 2007 publié dans le Journal Officiel de la République Algérienne n° 35, 23 mai 2007, fixe les modalités d'utilisation des eaux usées épurées à des fins d'irrigation sous forme de concession ainsi que le cahier des charges-type y afférent. Ce décret règle tous les processus d'utilisation des eaux usées épurées par les stations d'épurations, par une demande adressée par un concessionnaire au Wali (premier responsable de la Wilaya ou département) de la région, cette demande comporte une convention avec la station d'épuration qui fournit les eaux usées épurées. Le contrôle technique, la gestion des périmètres irrigués et le contrôle sanitaire ainsi que la qualité de l'eau épurée et des produits agricoles est assurée par les directions territoriales de chaque wilaya sous tutelle de différents ministères : ressources en eau, agriculture, santé, environnement et commerce (**Hannachi, 2016**).

Les arrêtés interministériels du 02 janvier 2012 prennent en application les dispositions de l'article 2 du décret exécutif n°07-149, publiés en Janvier 2012 par le ministère des ressources en eau. (JORADP n°41) Ces arrêtés fixent :

- ❖ Les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation et notamment en ce qui concerne les paramètres microbiologiques et les paramètres physico-chimiques ;
- ❖ La liste des cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées.

La norme Algérienne N°17683 « Réutilisation des eaux usées épurées à des fins agricoles, municipales et industrielles - Spécifications physico-chimiques et biologiques » est disponible au niveau de l'Institut Algérien de Normalisation IANOR;

Tableau.IV : Liste des cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées (Art 2 décret n°07-149, JORADP n°41, 2012).

Groupes de cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées	Liste des cultures Arbres fruitiers (*)
Arbre fruitier	Dattiers, vigne, pommier, pêcher, poirier, abricotier, néflier, cerisier, prunier, oranger, grenadier, figuier, rhubarbe, arachides, noisetier, olivier.
Agrumes	Pamplemoussier, citronnier, oranger, mandarinier, citronnier, clémentinier.
Cultures fourragères (**)	Bersim, maïs, sorgho fourragers, vesce et luzerne.
Culture industrielles	Tomate industrielle, haricot à rames, petit pois à rames, betterave sucrière, coton, tabac, lin.
Cultures céréalières	Blé, orge, triticale et avoine.
Cultures de production de semences	Pomme de terre, haricot et petit pois.
Arbustes fourragers	Acacia et atriplex.
Plantes florales à sécher ou à usage industriel	Rosier, iris, jasmin, marjolaine et romarin.

(*) L'irrigation avec des eaux usées épurées est permise à condition que l'on cesse l'irrigation au moins deux (2) semaines avant la récolte. Les fruits tombés au sol ne sont pas ramassés et sont à détruire.

(**) Le pâturage direct dans les parcelles irriguées par les eaux usées épurées est strictement interdit et, ce afin de prévenir toute contamination du cheptel et par conséquent des consommateurs.

IV. 5. Les risques liés à la réutilisation des eaux usées traitées

IV. 5. 1. Risques microbiologiques

L'évaluation des risques fait appel à trois types de démarches : les analyses microbiennes, les études épidémiologiques et l'évaluation quantitative du risque microbien (QMRA). Les fecès humaines contiennent divers agents pathogènes reflétant la prévalence des affections dans la population ; seul un petit nombre d'espèces pathogènes peuvent en

revanche être excrétées dans l'urine. Les risques résultant de l'utilisation de l'urine comme fertilisant et de l'utilisation des eaux ménagères pour l'irrigation sont liés à la contamination croisée par des matières fécales. Les données épidémiologiques pour l'évaluation des risques provenant des fèces, des boues fécales, de l'urine ou des eaux ménagères traitées sont rares et peu fiables, mais on dispose de très nombreuses données sur la matière fécale non traitée. Quant aux analyses microbiennes, elles sont parfois peu fiables pour l'évaluation prédictive des risques, en raison d'un dépérissement rapide d'organismes indicateurs comme *Escherichia coli* dans l'urine, qui conduit à sous-estimer les risques de transmission d'agents pathogènes. C'est parfois l'inverse qui se produit dans le cas des eaux ménagères, où la croissance de la bactérie indicatrice en présence de substances organiques facilement dégradables peut conduire surestimer les risques. Du fait de ces limites, la QMRA reste la méthode de choix compte tenu du nombre d'organismes présentant des caractéristiques de transmission communes et de leur prévalence dans la population (OMS, 2012).

VI. 5. 2. Risques environnementaux

Il réside dans la dégradation de la qualité des sols, des eaux souterraines et de surface. Les sols qui ont une bonne capacité de rétention assurent une bonne assimilation par les plantes et un étalement de la pollution dans le temps. La capacité d'épuration des sols est assurée par la fixation des substances polluantes (adsorption, précipitation), par la transformation des molécules organiques par des micro-organismes et par l'exportation par les végétaux (Tijani, 2009). Les bactéries, les protozoaires et les helminthes sont très rapidement éliminés, par les phénomènes d'adsorption et de compétition trophiques selon les mêmes processus des traitements par percolation/infiltration. Seuls les virus posent des problèmes. Les rejets directs d'eaux 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. C'est pourquoi une réutilisation des eaux usées épurées est quasiment toujours préférable à un rejet direct dans le milieu (Tamrabet, 2011).

IV. 5. 3. Principales maladies à transmission hydrique (MTH)

Les maladies hydriques sont des maladies causées par la consommation d'eau contaminée par des fèces animales ou humaines, qui contiennent des microorganismes pathogènes (Deveaux, 1999). Les principales maladies à transmission hydriques, les agents causaux, les symptômes ainsi que les voies de transmissions sont regroupés dans les tableaux V, VI, VII et VIII.

Tableau V. Les bactéries pathogènes dans les eaux usées (**Baumont et al., 2005**).

Agent pathogène	Symptômes, maladie	Mode(s) de contamination
<i>Salmonella</i> (différents sérotypes)	salmonellose	Ingestion
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Gastro-entérite	Ingestion
<i>Leptospira spp.</i>	Leptospirose	Cutané/ingestion/inhalation
<i>Legionella</i>	Légionellose	Ingestion
<i>Campylobacter jejuni</i>	Gastro-entérite	Ingestion
Listeria monocytogènes	Listériose	Ingestion
<i>Escherichia coli</i> (certains sérotypes dont O157 :H17)	Syndrome Hémolytique et Urémique (SHU)	Ingestion
<i>Shigella</i>	Dysenterie bacillaire	Ingestion
<i>Salmonella typhi</i>	Fièvre typhoïde	Ingestion
<i>Vibrio cholerae</i>	choléra	Ingestion
<i>Mycobacterium</i>	Tuberculose	Ingestion

Tableau VI. Principaux protozoaires présents dans les eaux usées (**Baumont.et al.,2005**).

Agents pathogènes	Symptômes, maladies	Mode(s)de contamination
<i>Entamoeba hystolytica</i>	Dysenterie amibienne	Ingestion
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiase	Ingestion
<i>Balantidium coli</i>	Dysenterie balantidienne	Ingestion
<i>Cryptosporidium gondi</i>	Diarrhée, fièvre	Ingestion
<i>Toxoplasma gondii</i>	Toxoplasmose	Ingestion/Inhalation
<i>Cyclospora</i>	Diarrhée, légère fièvre	Ingestion
<i>Microsporidium</i>	Diarrhée	Ingestion
<i>Naegleria</i>	Méningite	Ingestion

Tableau VII. Principaux virus dans les eaux usées (**Baumont et al.,2005**).

Agents pathogènes	Symptômes, maladies	Mode(s) de contamination
Virus de l'hépatite A	Hépatite A	Ingestion
Virus de l'hépatite E	Hépatite e	Ingestion
Parvovirus	Vomissement, diarrhée	Ingestion
Reovirus	Affection respiratoires bénigne et diarrhée	Ingestion
Rotavirus	Vomissement, diarrhée	Ingestion
Calicivirus	Vomissement, diarrhée	Ingestion
Coronavirus	Vomissement, diarrhée	Ingestion/Inhalation
Astrovirus	Vomissement, diarrhée	Ingestion
Virus de Norwalk	Vomissement, diarrhée	Ingestion
Coxsackie	Méningite, maladies respiratoires	Ingestion
Echovirus	Méningite, diarrhée	Ingestion
Adenovirus	Maladies respiratoires, conjonctivite, diarrhée	Ingestion

Tableau VIII. Principaux helminthes présents dans les eaux usées (**Baumont et al.,2005**).

Agents pathogènes	Symptômes, maladies	Mode(s) de contamination
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariase	Ingestion
<i>Ancylostoma duodenale</i>	Ancylostomiase	Ingestion/cutané
<i>Ancylostoma spp.</i>	Anémie	Ingestion/cutané
<i>Necator americanus</i>	Necatoriase	cutané
<i>Strongyloides stercoralis</i>	Strongyloïdase	cutané
<i>Trichuris trichuria</i>	Trichuriase	Ingestion
<i>Taenia spp.</i>	Diarrhée, douleurs musculaires	Ingestion
<i>Enterobius vermicularis</i>	Enterobiase	Ingestion
<i>Hymenolepis</i>	Nervosité, troubles digestives	Ingestion
<i>Toxocara</i>	Fièvre, douleur abdominale	Ingestion
<i>Echinococcus granulosus</i>	Hydatidose	Ingestion

2^{ème} partie :

Matériel et méthodes

I. Localisation de la station d'épuration d'El Kouwaer

La station d'épuration d'El Kouwaer est située dans la Wilaya de Mascara. Celle-ci est située au Nord-ouest du pays et à 360 km de la capitale Alger. Elle est limitée à l'est par la wilaya de Tiaret, à l'ouest la wilaya de Sidi Bel Abbès, au Nord les wilayas d'Oran et Mostaganem et au Sud par la wilaya Saïda.

Elle s'étend sur un territoire d'une superficie de 5848.15 Km², elle est subdivisée en 47 Communes et 16 Daïra. La population est estimée à 703.567 habitants, avec un taux d'accroissement annuel de 1.61%

La densité moyenne de la population est de 120 Hb / Km², sur le plan de l'espace physique, la Wilaya recouvre quatre zones homogènes.

Zone 1 : les plaines de Sig et de Habra au Nord

Zone 2 : les monts de Béni-Chougrane en amont

Zone 3 : les hautes plaines de Ghriss, au centre

Zone 4 : les montes de Saïda, au Sud

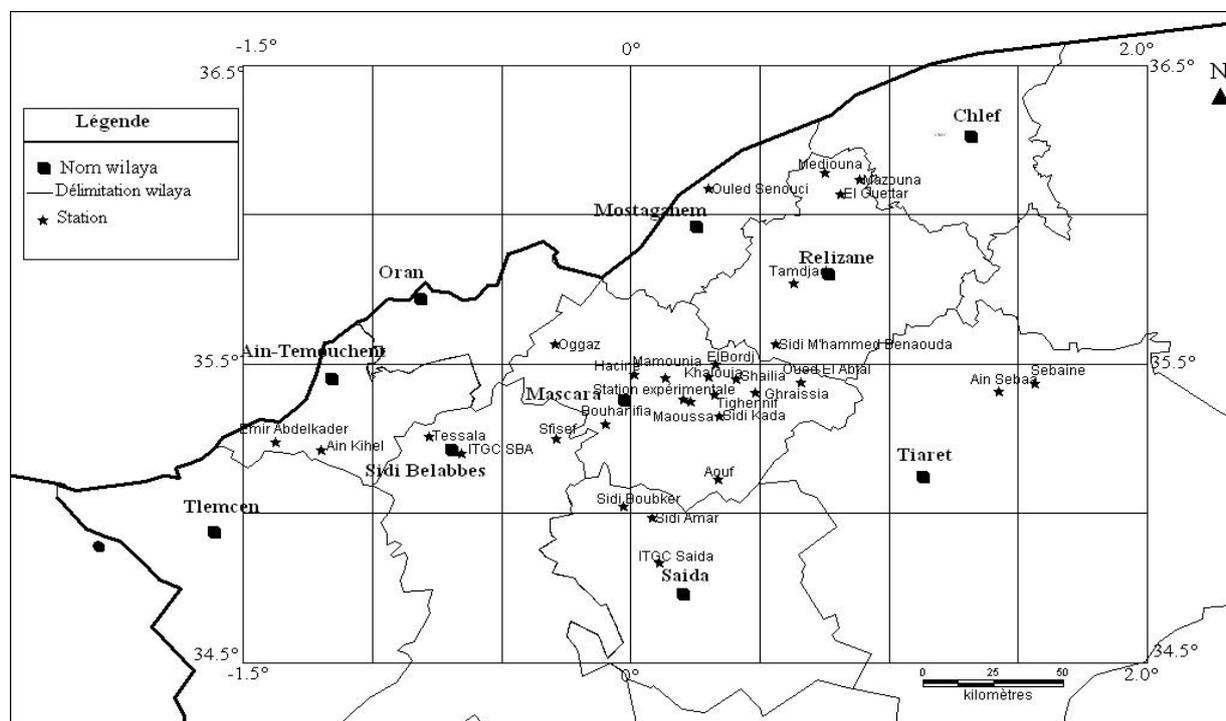


Figure 15: Localisation géographique de la Wilaya de Mascara

La station d'épuration El Kouwaer se situe à proximité de la route nationale N°06 au sud de la ville de Mascara (Nord-Ouest Algérien), ses coordonnées géographiques sont : latitude : 35°60 ' Nord, longitude : 00° 18' et une altitude de 474 m.

Le réseau d'assainissement de la station d'épuration El Kouwaer est de type unitaire qui traite des eaux brutes domestiques avec un débit quotidien moyen de 13 000 m³/j soit 100 000 Eq-Hb /j. La DBO₅ équivalent habitant par jour est estimée quant à elle à 58 g/Hb /j tandis que les MES ont une valeur de 70 g/ Hb.

Au niveau de la station, l'installation comporte 03 pompes submersibles qui refoulent un débit de 800 m³/h vers le dégrilleur, deux bassins d'aération de forme rectangulaire de 11 660 m³ chacun. L'apport d'oxygène est assuré par 03 turbines qui fonctionnent 35 min chaque heure. La station d'El Kouwaer est dotée de deux clarificateurs cylindriques de 36 m de diamètre et de 04 m de profondeur soit un volume de 4000 m³ chacun. Le séchage des boues s'effectue dans 20 lits ayant chacun une surface de 250 m² (**Notice d'exploitation de la station d'El Kouwaer**). La figure 16 représente une vue aérienne de la station d'épuration d'El Kouwaer.



Figure 16. Vue générale de la station d'épuration El Kouwaer sise à Mascara.

1: Station de relevage des eaux brutes ; 2: Bassins d'aération ; 3 : Clarificateurs ; 4 : Epaisseur ; 5 : Lits de séchage des boues ; 6 : Bassins des eaux épurées ; 7 : Bâtiment administratif

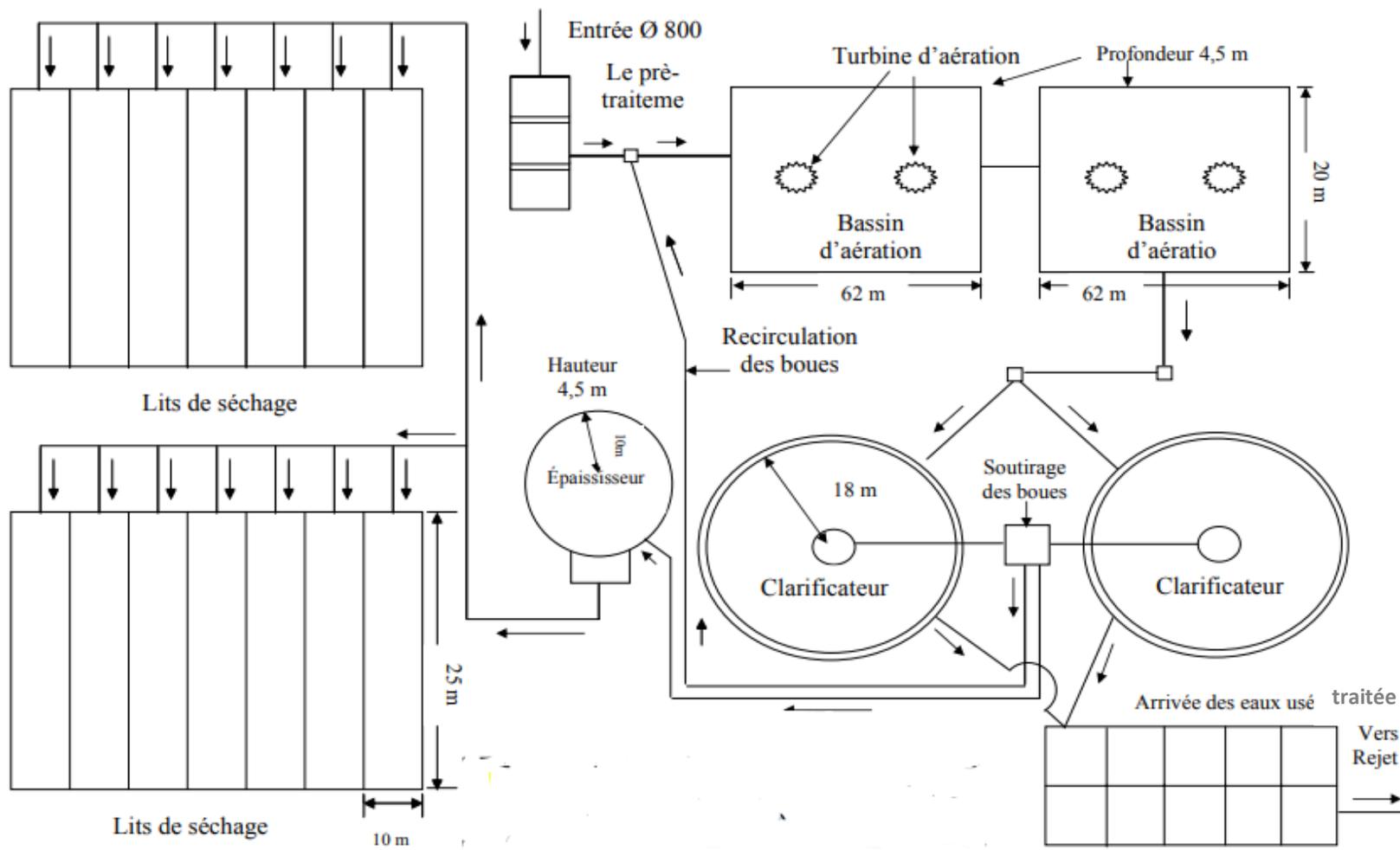


Figure 17. Schéma des étapes du procédé d'épuration des eaux usées de la station d'El Kouwaer (Mascara, Algérie)

II. Echantillonnage

Cinquante et un (51) échantillons ont été prélevés et conservés en respectant au mieux les exigences de la norme **ISO: 5667-2; 1991**. Chaque semaine, et sur la période de mars à Juin, un échantillon est prélevé en amont, à l'aval et au niveau des deux bassins d'aération de la station. La méthode consiste à prélever à intervalles réguliers (chaque heure) 200 ml d'eau et à les transférer dans un récipient dans lequel toutes les prises de la journée sont mélangées. Ceci nous a permis d'avoir un échantillon représentatif de l'eau qui couvre une période de travail de 8 heures.

III. Analyse microbiologique des eaux avant et après traitement

III. 1. Dénombrement des différentes flores bactériennes

III. 1. 1. Dénombrement de la flore mésophile aérobie totale à 30°C

ISO 4833 :2003 (F).

A partir des dilutions décimales, on porte aseptiquement 1 ml dans une boîte de Pétri vide identifiée et préparée à cet usage. On verse alors environ 15 ml de milieu gélosé Plat Count Agar (PCA) fondu et maintenu en fusion à 45°C. L'inoculum est mélangé à la gélose, par agitation douce et circulaire sur la paillasse. On laisse solidifier sur la paillasse, et on rajoute une deuxième couche d'environ 4 ml du même milieu (Deux boîtes sont utilisées pour chaque dilution).

✓ Lecture et interprétation.

On dénombre les colonies au niveau de deux dilutions successives. Le résultat est rapporté en UFC/ml à l'aide de l'équation suivante :

Où:

$$N = \frac{\Sigma C}{V \times 1,1d} \dots \dots \dots (1)$$

N: Nombre d'UFC FMAT/ml

ΣC: Somme des colonies comptées sur les boîtes retenues de deux dilutions successives;

V : Volume de l'inoculum appliqué à chaque boîte en ml;

d: Dilution correspondant à la première dilution retenue avec l'inoculum le moins dilué ;

Note: Arrondir le résultat calculé à deux chiffres significatif et l'exprimer en nombre compris entre 1,0 et 9,9.10ⁿ UFC par ml.

III. 1. 2. Dénombrement des coliformes totaux et des coliformes fécaux selon la norme ISO 4831:2006(F).

Les coliformes totaux et des coliformes fécaux ont été dénombrés respectivement sur milieu BCPL et Shubert et cela après incubation à 30 °C ou 37 °C pendant 24H et à 30 °C ou 37 °C pendant 24 à 48H respectivement

En microbiologie alimentaire, on appelle " coliformes " les Entérobactéries fermentant le lactose avec production de gaz à 30 °C.

La technique de dénombrement en milieu liquide (BCPL) fait appel à deux tests consécutifs à savoir :

Test de présomption

On prépare une série de tubes contenant le milieu sélectif (BCPL) à raison de 3 tubes de BCPL (D/C) et 6 tubes de BCPL (S/C).

Test de confirmation ou test de Mac Kenzie

Le test de confirmation ou test de Mac Kenzie est basé sur la recherche de Coliformes thermo tolérants parmi lesquels on redoute surtout la présence d'*Escherichia coli*.

Les coliformes thermo tolérants ont les mêmes propriétés de fermentation que les coliformes mais à 44 °C.

La lecture finale s'effectue également selon les prescriptions de la table de Mac Grady en tenant compte du fait que *E. coli* est à la fois producteur de gaz et d'indole à 44 °C.

III. 1. 3. Dénombrement des streptocoques fécaux (Rodier et al. 1996; Lebres et al., 2002; Delarras, 2007).

Le dénombrement des streptocoques fécaux a été effectué respectivement sur milieu Rothe et Eva Litsky, le nombre le plus probable est déterminé par la méthode du nombre le plus probable (NPP) déterminé au moyen de la table de Mac Grady

La recherche des streptocoques fécaux ou streptocoques du groupe «D» de la classification de Lancefield, se fait en milieu liquide par la technique de nombre le plus probable (NPP). Cette technique fait appel à deux tests consécutivement à savoir :

Test de présomption: qui se fait sur milieu de ROTHE D/C et S/C.

Test de confirmation: qui se fait sur milieu Eva LITSKY.

Le nombre de streptocoques fécaux est exprimé par le NPP selon la table de Mac Grady.

III. 1. 4. Expression de l'abattement (A) des différentes flores

L'abattement (A) des différentes flores a été estimé pour chaque semaine considérée par la formule suivante:

$$A = -\log_{10} \left(1 - \frac{R(\%)}{100} \right) \dots\dots\dots(2)$$

Où:

$$R(\%) = \frac{\text{Log UFC eaux brutes semaine} - \text{Log UFC eau traitée semaine}}{\text{Log UFC eau brute semaine}} \dots\dots\dots(3)$$

III. 1. 5. Recherche des Germes pathogènes

Les germes pathogènes recherchés sont : *Pseudomonas aeruginosa* sur gélose au cétrimide, *Salmonella Shigella* sur gélose Salmonella-Shigella, *Staphylococcus aureus* sur le milieu Chapman et *Vibrio parahaemolyticus* et *Aeromonas hydrophila/caviae* sur le milieu GNAB.

Les colonies obtenues ont été purifiées sur le même milieu sélectif. (Rodier *et al.*, 1996; Lebres *et al.*, 2002; Delarras, 2007).

III. 1. 5. 1. Identification des souches isolées

L'identification des souches a porté sur les examens macroscopiques et microscopiques, une série de tests biochimiques, un antibiogramme et d'autres tests spécifiques.

III. 1. 5. 1. 1. Etude Morphologique

Examens macroscopiques

A l'œil nue et à partir du milieu de culture, on peut distinguer les caractéristiques d'une colonie dont la forme de relief, la taille, la couleur, l'aspect (filamenteux....), la transparence et l'allure des contours.

Examens microscopiques

L'observation microscopique permet de faire une étude morphologique des cellules d'une espèce microbienne.

Observation vitale sans coloration

Ces caractéristiques sont observées sur des préparations microscopiques à l'état frais (Grossissement X40) (Delarras, 2007).

Observation après coloration de Gram

Une coloration de Gram a été effectuée pour chaque colonie isolée. Cette observation permet, en plus de connaître la forme, l'arrangement, la pureté des isolats, de les classer en bactéries Gram- et bactéries Gram+. L'observation microscopique des cellules est réalisée avec un objectif à immersion (x100) (Prescott *et al.*, 2007).

III. 1. 5. 1. 2. Utilisation des Systèmes standardisés API

API est un système standardisé pour l'identification des Bactéries, comprenant différents tests biochimiques miniaturisés, ainsi qu'une base de données. La liste complète des bactéries qu'il est possible d'identifier avec ce système est présente dans le Tableau d'Identification en fin de notice (**bio-Mérieux, 2010**).

Dans le cadre de ce travail, nous avons utilisé les galeries suivantes : **API 20 E** pour l'identification des *Enterobacteriaceae* et autres bacilles à Gram négatif non fastidieux, comprenant 21 tests biochimiques miniaturisés, **API 20 NE** pour l'identification des bacilles à Gram négatif non entérobactéries et non fastidieux (ex. *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Flavobacterium*, *Moraxella*, *Vibrio*, *Aeromonas*, etc.) combinant 8 tests conventionnels, 12 tests d'assimilation, et une base de données, **API Staph** pour l'identification des genres *Staphylococcus*, *Micrococcus* et *Kocuria*, **API 20 Strept** associant 20 tests biochimiques avec un grand pouvoir discriminant pour la plupart des streptocoques, entérocoques et les germes apparentés les plus courants. La liste complète des bactéries qu'il est possible d'identifier avec ces systèmes est présente dans des bases de données ou dans les tableaux d'Identification fournis en fin de la notice de chaque galerie.

III. 1. 5. 1. 3. Conservation des isolats

Les isolats purifiés ont été ensuite inoculés dans le bouillon nutritif et incubés pendant 24 h. Puis, un ose a été prélevé pour ensemercer la GN inclinée pour la conservation à 4 °C. Pour la conservation à long terme, 0.5 ml de glycérol a été ajouté en tant qu'agent Cryo-protecteur aux 0.5 ml de la suspension bactérienne, puis homogénéisé et mis en conservation à -20 °C. Une vérification après une période de conservation est nécessaire pour assurer la viabilité des bactéries. (**Clermont et Bimet, 2013; Floccari, 1998; Heckly, 1978; Lapage et al. 1970**).

III. 1. 5. 2. Test de sensibilité aux antibiotiques (CA-SFM, 2019).

L'étude de la sensibilité aux antibiotiques a été réalisée par la méthode de diffusion des disques imprégnés d'antibiotiques en milieu Mueller-Hinton selon les recommandations du comité de l'antibiogramme de la Société Française de Microbiologie.

Tous les isolats que nous avons obtenus et purifiés ont été testés vis-à-vis de dix antibiotiques appartenant à 5 familles différentes: les Bêtalactamines, les Aminosides, les Macrolides, les Polypeptides/Polymyxine E et les Phénicolés.

Tableau IX: Liste des Antibiotiques testés vis-à-vis des bactéries isolées

Antibiotiques	Acronymes	Charge des disques (µg)
Aztréonam	ATM	30
Penicilline	P	10
Céphazoline	CZ	30
Spiramycine	SP	10
Gentamicine	GN	10
Colistine	CT	10
Chloramphenicol	C	30
Oxacilline	OX	5
Amoxilline	AX	25
Axétil cefuroxime	CL	30

Mode opératoire

La gélose Mueller-Hinton fondue au bain-marie a été versée en boîte de Pétri en respectant une épaisseur d'environ 4 mm.

L'inoculum est préparé à partir d'une souche bactérienne de 18 heures. Des colonies de la bactérie à étudier ont été prélevées avec la pipette Pasteur et ont été introduites dans un tube contenant 10 ml de bouillon nutritif en formant une suspension.

L'inoculum est ajusté à une DO = 0,1 /0,008 qui correspond à 0,5 Mac Farland. Pour cela une certaine quantité de la première suspension a été prélevée en utilisant toujours la pipette pasteur et elle a été introduite dans une cuve, la DO a été mesurer à l'aide d'un spectrophotomètre. Cette suspension ainsi préparée va servir à l'ensemencement (**CA-SFM, 2019**)

L'ensemencement s'est fait par inondation de la surface entière de la gélose avec quelques gouttes de la suspension bactérienne en s'assurant d'une bonne répartition des bactéries. Enfin nous avons laissé sécher les boîtes de Pétri pendant quelques minutes à température ambiante (l'étuve) (**CA-SFM, 2019**)

Après le séchage, les disques sont déposés sur la gélose à l'aide d'une pince flambée, en appuyant doucement sur chaque disque pour assurer un contact uniforme avec le milieu. Les boîtes sont ensuite laissées à la température ambiante pendant 30 minutes sur la paillasse pour permettre la diffusion de l'antibiotique dans la gélose (**CA-SFM, 2019**).

L'incubation s'est faite à l'étuve à 37°C pendant 18 à 24 heures.

Lecture interprétative

Les diamètres d'inhibition autour des disques sont mesurés puis ils sont comparés aux diamètres critiques conformément aux normes **CA-SFM, 2019** (Comité de l'Antibiogramme de la Société française de Microbiologie). Il convient de noter toutefois, qu'une souche dont la sensibilité aux antibiotiques est ainsi évaluée peut être déclarée " sensible, intermédiaire ou résistante".

III. 2. Recherche de la flore fongique

La mycoflore a été recherchée par la technique des suspensions - dilutions décrite par **Rapilly, (1968)** en utilisant les milieux PDA, MEA et Sabouraud. Les champignons filamenteux ont été identifiés après une série de repiquages successifs sur le milieu de Sabouraud ou PDA en se référant à la clé de détermination de **Adl et al.,(2005)** et **Kirk et al.,(2008)**.

Pour l'isolement des levures, les milieux de culture utilisés sont: la gélose Sabouraud et la gélose à l'extrait de Malt (MEA) selon la formulation décrite par **Wickerham (1951)**.

III. 2. 1. Identification de *Candida albicans*

L'API Candida est un système standardisé pour l'identification en 18-24 heures des levures, notamment les plus fréquemment rencontrées en microbiologie clinique. Les espèces identifiables par le système sont indiquées dans le Tableau d'Identification en fin de notice.(**bio Mérieux, Marcy l'Etoile, France**).

III. 2. 2. Test de Blastèse

Un bouillon Blastèse est ensemencé à partir d'une colonie suspecte. Après 3 heures d'incubation à 37°C, on effectue un examen de la culture à l'état frais afin de rechercher des tubes germinatifs caractéristiques de *Candida albicans*.

III. 3. Analyse de la flore des bassins d'aération en période de dysfonctionnement

III. 3. 1. Observations microscopiques de la boue

Observation des préparations à l'état frais"

L'état frais permet de déterminer les différents paramètres morphologiques des floes et

des microorganismes filamenteux. 100 µl de boues sont placés sur une lame en verre et recouvert par une lamelle. On observe à l'objectif au grossissement de 100 X (Canler et al , 2011).

Observation des préparations à l'état sec sans et avec coloration de Gram

La préparation « état sec » permet une meilleure focalisation et elle est utilisée pour déterminer différents paramètres morphologiques des bactéries filamenteuses et des floes.

Pour préparer cet état, sur chaque lame, on étale 100 µl de boues qu'on fixe à la chaleur douce. On observe à l'objectif 100 X (Canler et al, 2011).

III. 3. 2. Estimation de l'abondance des bactéries filamenteuses

L'abondance des filaments a été également estimée: un indice (noté IF) est attribué à la boue en fonction de sa densité en filaments. (Jenkins et al., 2003). Voir le tableau X

Tableau X. Échelle de classification des boues en fonction de leur densité en filaments (Pujol, 1987; Jenkins et al., 2003)

Indices	Densité filaments	Description des échantillons
0	Nulle	Pas de filament
1	Très faible	Filaments seulement dans quelques floes
2	faible	Filaments communs mais pas dans tous les floes
3	Faible à moyen	Filaments dans tous les floes (1 à 5 par floe)
4	moyenne	Filaments dans tous les floes (5 à 10 par floe)
5	abondante	Filaments dans tous les floes (plus de 20 par floe)
6	excessive	Plus de filaments que de floes, filaments présents dans le liquide interstitiel

III. 3. 3. Microflore de la boue

L'identification de la microflore de la boue et sa classification est basée en grande partie sur les travaux d'Eikelboom (1975) et les modifications apportées par Jenkins *et al.* (1984). Ainsi la coloration de Gram, donne des réponses variables à certains filaments en fonction de leur état physiologique et l'observation à l'état frais est largement utilisée (Jenkins *et al.*, 2003).

III. 3. 3. 1. Préparation sans coloration

Cette préparation appelée « état sec » permet de déterminer différents paramètres morphologiques des bactéries filamenteuses et des floccs : nombre moyen et longueur des filaments, surface moyenne et « rugosité » des floccs (Motta, 2001).

Procédure

Etaler 15 µl de boues sur une lame et fixer à chaleur douce. Observer à un grandissement γ de 100X (objectif 10X). La fixation à la chaleur douce permet de figer une situation. Elle tue les microorganismes brutalement sans modifier leurs aspects morphologiques.

Etat frais

L'état frais permet également de déterminer les différents paramètres morphologiques des floccs et des microorganismes filamenteux.

15 µl de boues sont placés sur une lame en verre et recouvert par une lamelle. On observe à un grandissement γ de 100X.

III. 3. 3. 2. Préparation avec Coloration de Gram

La procédure suivie est celle de Jenkins *et al* (1993) citée par Pandofi, (2006).

On prépare les solutions suivantes :

Solution N°1 :

Violet de cristal : 2g
Ethanol à 95 % : 20 ml
Oxalate d'ammonium : 0,8 g
Eau déminéralisée : 80 ml

Solution N°2 :

Iodure de potassium : 2g
Iode : 1g
Eau déminéralisée : 300 ml

Solution N°3 :

Safranine O : (2,5 % dans éthanol à 95 %) : 10ml
Eau déminéralisée :100 ml

On procède ainsi :

- -Fixer 100 µl de boue sur une lame à chaleur douce.
- -Appliquer la solution N°1 pendant une minute, rincé à l'eau distillée Appliquer la solution N°2 (1 minute), rincer à l'eau distillée.
- Incliner légèrement la lame et décolorer partiellement avec de l'éthanol à 95% en faisant de la goutte à goutte pendant 20 secondes environ.
- Appliquer la solution N°3 une minute rincer et sécher.

III. 4. Appréciation des paramètres des boues

III. 4. 1. Test de décantation en éprouvettes

Ce test permet de déterminer un volume de floes biologiques présent dans un litre de boues activées. Il peut être réalisé dans une éprouvette de 1 Litre (ou mieux dans un cône d'Imhoff) après 30 minutes d'attente. Pour cela, on prélève 1 Litre de boues activées pour les mettre dans une éprouvette.

Au besoin, on procède à des dilutions (1/4 ou 1/2) avec de l'eau épurée du décanteur.

On suit toutes les 5 minutes pendant 30 minutes la hauteur des boues (**Canler et Juzan, 2012**).

III. 4. 2. Indice de boue (IB) et teneur en matières en suspension (MES)

L'indice de boue a été déterminé en utilisant la plus basse dilution à laquelle le volume après 30 minutes de décantation (V_{30}) est inférieur à 300 ml, il est calculé selon la formule (3) (**Eikelboom, 2000; Jenkins et al., 2004; Van der Waarde et al., 2002**).

$$IB = \frac{VD_{30}}{C_{ep}} \dots \dots \dots (3)$$

Où :

IB : Indice de boues en ml/g

VD₃₀ : Volume de boue décanté en 30 mn en (ml).

C_{ep} : Concentration en matière en suspension dans l'éprouvette en (gr/l).

La détermination de la teneur en MES a été réalisée, selon la norme **ISO: 11923; 1997**, par filtration sous vide de 100 mL d'eau à analyser à travers un filtre de 0,7 µm de porosité dont on aura déterminé au préalable la masse (notée P₀). Les MES retenues sur le filtre sont séchées à 105°C pendant 2 heures. La masse des résidus après séchage est alors mesurée (notée P₁).

La teneur en MES est donnée par la formule 4

$$MES = \frac{(P_1 - P_0) * 1000}{V_e} \dots\dots\dots(4)$$

Où :

$$b_0 - a_0 = P_0 \text{ et } b_1 - a_1 = p_1 \dots\dots\dots(5)$$

b_0 : masse du filtre après filtration en milligramme du blanc

a_0 : masse du filtre avant filtration milligramme du blanc

b_1 : masse du filtre après filtration en milligramme de l'échantillon

a_1 : masse du filtre avant filtration milligramme de l'échantillon

V_e : volume d'échantillon en millilitre.

III. 5. Analyse des performances épuratoires

III. 5. 1. Indicateurs de pollution

Le rapport DBO₅/COD est utilisé pour caractériser la nature de l'effluent. Cet indicateur dépend en grande partie de la nature et de l'origine des eaux usées qui peuvent être domestiques ou industrielles. De plus, le rapport DCO/DBO₅ est très important pour évaluer la biodégradabilité des eaux usées dans la station d'épuration. Le rapport MES/DBO₅ fournit des informations supplémentaires sur les quantités de matières organiques dans l'effluent et sur la production de boues. De plus, la matière oxydable (OM) a été calculée comme décrit par Metcalf et Eddy (2003) à l'aide de l'équation (6) :

$$OM = \frac{((2DBO_5 + DCO))}{3} \dots\dots\dots(6)$$

III.5. 2. Rendement de la pollution organique

Le suivi des paramètres physico-chimiques a été effectué au laboratoire de la station d'épuration d'El Kouawer selon les techniques préconisées par **Rodier et al., (1996)** et selon les normes citées précédemment pour les MES, la DBO₅ et la DCO.

Le calcul du rendement épuratoire des principaux paramètres chimiques de pollution à savoir la DCO, la DBO₅ et les matières en suspension (MES) se fait par l'équation (7):

$$R (\%) = \frac{(C_{p_{entrée}} - C_{p_{sortie}}) * 100}{C_{p_{entrée}}} \dots\dots\dots(7)$$

Où :

R(%) : est le rendement épuratoire du paramètre chimique considéré en pour cent.

C_{p entrée} : est la concentration du paramètre considéré à l'entrée de la station en mg/L.

C_{p sortie} : est la concentration du paramètre considéré à la sortie de la station en mg/L.

III. 6. Analyse en composantes principale (ACP) des paramètres de dysfonctionnement

Le Logiciel utilisé pour l'ACP est le XLSTAT version 7.5.2 (version d'évaluation).

III. 7. Analyses physico- chimiques des eaux avant et après traitement

L'analyse physico-chimique des échantillons d'eaux usées a été réalisée avant et après le traitement pendant les périodes normales et de dysfonctionnement, soit environ quatre mois (mars, avril, mai et juin). Les paramètres déterminés ont été : Température (T), le pH, conductivité électrique (Ec), matières totales en suspension (MES), ammonium (NH₄⁺), nitrate N (N-NO₃), orthophosphate (PO₄³⁻), demande biochimique en oxygène pendant 5 jours (DBO₅), demande chimique en oxygène (DCO) et oxygène dissous (O₂). Les paramètres physico-chimiques ont été déterminés selon différentes méthodes d'analyse qui sont résumées dans le tableau XI

Tableau XI : Méthodes d'analyse utilisées pour la détermination des paramètres physico-chimiques

Paramètres	Méthodes de détermination	Références
Température/pH	Appareil Multiparamètres	HQ40d multi /HACH
Conductivité électrique	Conductivimètre InoLab® Multi 9420 IDS - Digital	ISO standard: 7888; 1989
	2-channel multiparamètres D-82362 Weilheim Germany	
Matières en suspension (MES)	Spectromètre	ISO Standard: 11923; 1997
DBO ₅ (Demande biochimique en oxygène en 5 jours)	DBOmètre Velp Scientifica, BMS6, Usmate (Italy).	ISO standard: 5815 -1989 (E)
DCO (Demande chimique en oxygène)	Réacteur DCO Velp Scientifica, ECO8, Usmate, (Italy).	ISO Standard: 6060; 1989
Ammonium (NH ₄ ⁺)	Spectromètre Aquamate	Standard DIN 38406-5: 1983
Nitrate N (N-NO ₃)	Spectromètre Aquamate	ISO standard:7890/1-1986
Nitrite N (N-NO ₂)	Spectromètre Aquamate	ISO 6777 / 1-1984
Orthophosphate (PO ₄ ³⁻)	Spectromètre Aquamate (à 880 nm).	ISO Standard 6878:2004
Phosphore total	Spectromètre Aquamate	ISO 6878/1-1998 .
Oxygène dissou(O ₂)	Oxymètre Oxy 3205, WTW, Wellheim (Almagne).	ISO:180:5814:1990

III. 7. 1. Mesure de la température

Il est important de connaître la température de l'eau avec une bonne précision. En effet, celle-ci joue un rôle dans la solubilité des sels et des gaz, dans la dissociation des sels dissous donc sur la conductivité électronique, dans la détermination du pH, pour la connaissance de l'origine de l'eau et de mélange éventuels, etc.. La prise de température doit être faite in situ. (Rodier et al., 1996).

La température de l'eau a été mesurée avec un thermomètre. Les résultats sont exprimés en degrés Celsius (°C).

III. 7. 2. Mesure du pH

La mesure a été réalisée par un pHmètre de type WTW 82362 de la série ProfiLine1970i;

III. 7. 3. Conductivité électrique

La mesure de la conductivité permet d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau. Elle a été mesurée par un conductimètre InoLab® Multi 9420 IDS.

III. 7. 4. Mesure de l'oxygène dissous

L'oxygène dissous (O₂) a été mesuré par un oxymètre Oxy 3205, WTW , Wellheim, (Allemagne). La concentration de l'oxygène dissous est exprimé en mg d'oxygène par Litre d'eau.

III. 7. 5. Matières en suspension (MES)

La norme ISO 11923 : 1997 décrit une méthode pour le dosage des matières en suspension dans les eaux brutes, les eaux usées et les effluents. La limite inférieure de dosage est d'environ 2mg/l. A l'aide d'un appareil de filtration sous vide ou sous pression, l'échantillon est filtré sur un filtre en fibre de verre. Le filtre est ensuite séché à 105 °C et la masse du résidu retenu sur le filtre est déterminée par pesée.

Dans ce travail, la teneur en MES a été déterminée par filtration sous vide de 100 ml d'eau à analyser à travers un filtre de 0,7 µm de porosité dont on aura déterminé au préalable la masse (notée P₀). Les MES retenues sur le filtre sont séchées à 105°C pendant 2 heures. La masse des résidus après séchage est alors mesurée (notée P₁).

La teneur en MES est donnée par la formule 8

$$MES = \frac{(P_1 - P_0) * 1000}{V_e} \dots\dots\dots(8)$$

Où :

$$b_0 - a_0 = P_0 \text{ et } b_1 - a_1 = p_1$$

b_0 : masse du filtre après filtration en milligramme du blanc

a_0 : masse du filtre avant filtration milligramme du blanc

b_1 : masse du filtre après filtration en milligramme de l'échantillon

a_1 : masse du filtre avant filtration milligramme de l'échantillon

V_e : volume d'échantillon en millilitre.

III. 7. 6. Détermination de la DBO₅

La DBO₅ a été mesurée par un DBOmètre VELP SIENTIFICA, BMS6, Usmate, (Italie).

La DBO₅, exprimée en mg d'O₂ par Litre est donnée par l'équation (9) :

$$DBO_5 = (DBO_1 - DBO_2) \times F \times \frac{V_t}{V_e} \left(\frac{mg}{l} \right) \dots \dots \dots (9)$$

où

DBO₁ : concentration initial de l'O₂ dissous (mg / l)

DBO₂ : concentration de l'O₂ dissous après 5 jours (mg / l)

V_t : Volume total de l'échantillon

V_e : Volume Prélevé de l'échantillon.

F: facteur de dilution

III. 7. 7. Détermination de la DCO

La demande chimique en oxygène (DCO) est la concentration massique, exprimée en mg/L, en dioxygène, équivalente à la quantité de dichromate de potassium consommée par les matières oxydables de la solution. Cette méthode est applicable aux échantillons d'eau dont la DCO est comprise entre 30 et 700 mg/L et dont la concentration en chlorures ne dépasse pas 1000 mg/L. Si la valeur de la DCO dépasse 700 mg/l, l'échantillon doit être dilué.

La DCO a été mesurée par un réacteur DCO velp sientifica, ECO8, Usmate, (Italie) et exprimée en mg d'O₂/L par l'équation (10):

$$DCO = \frac{V_0 - V_1}{V_e} \times C \times 8000 \dots \dots \dots (10)$$

Où:

C: concentration du sulfate d'ammonium ferreux (II) en mol/l

V_e: volume d'échantillon utilisé pour le dosage sans dilution en mL

V₀ : Volume consommé du sulfate d'ammonium ferreux (II) de l'échantillon témoin en mL

V₁ : Volume consommé du sulfate d'ammonium ferreux (II) de l'échantillon d'eau en mL

8000 : masse molaire en mg d'un ½ O₂.

III. 7. 8. Détermination de l'Ammonium (NH₄⁺)

Les ions ammonium forment, à pH d'environ 12,6 et en présence du sodium pentacyanonitrosylferrate (II), avec les ions d'hydrochlorure et de salicylate, un colorant bleu. Les ions d'hypochlorite sont formés en milieu alcalin par hydrolyse des ions d'acide dichloroisocyanurique. La présente méthode permet de déterminer les concentrations d'ammonium dans une gamme de 0,05 à 1 mg/L, avec un maximum d'absorption à la longueur d'onde de 655 nm.

Pour ce faire, on établit la courbe d'étalonnage à partir des mesures des solutions d'étalonnage et on détermine la pente. La concentration de NH₄, exprimée en mg/L, dans l'échantillon d'eau est calculée à l'aide de l'équation (11) :

$$F(NH_4) = (A_S - A_B) \times b \dots\dots\dots(11)$$

Où :

A_s: est l'absorbance de l'échantillon;

A_b: est l'absorbance de la solution à blanc;

b : est la pente de la courbe d'étalonnage;

F: est le facteur de dilution (pour V=50 ml, il est de 2; si d'autres parties aliquotes sont prises, il est de 100 N).

III. 7. 9. Détermination des Nitrates N (N-NO₃)

La réaction des nitrates avec, le dimethyl-2,6 phénol en présence des acides sulfurique et ortho phosphorique, conduit à la production du nitro-4 dimethyl-2,6 phénol. La durée de réaction est d'environ 5 min et on détermine la teneur en nitrates par la mesure spectrométrique de l'absorbance du produit de la réaction à 324 nm, et la lecture de la concentration en nitrates de la prise d'essai au moyen d'une courbe de calibration. La méthode permet de mesurer une concentration en nitrates, (qN), jusqu'à 25 mg/l dans la prise d'essai.

La concentration de nitrate, exprimée en milligrammes par litre, dans l'échantillon d'eau est calculée à l'aide de l'équation (12) :

$$A_0 = (A_S - A_b) \dots\dots\dots(12)$$

Où :

A₀: est l'absorbance due à la présence de l'azote des nitrites dans la prise d'essai ;

A_s : est l'absorbance de l'échantillon;

A_b: est l'absorbance de la solution à blanc ;

III. 7. 10. Détermination du phosphore totale et des orthophosphates (PO^{-3}_4)

La mesure a été réalisée par un spectrophotomètre Aquamate à 880 nm.

On établit une fonction d'étalonnage par régression linéaire en utilisant les données obtenues à partir des mesures des solutions d'étalonnage. On Calcule alors la concentration exprimée en mg/L, dans l'échantillon d'eau à l'aide de l'équation (13):

$$C(\text{mg/L})\text{de phosphates} = \frac{(A-A_0) \times FV_{\text{max}}}{V_s} \dots\dots\dots(13)$$

Où :

A: est l'absorbance de la prise d'essai

A_0 : est l'absorbance de l'essai à blanc

F: est l'inverse de la pente de la courbe d'étalonnage

V_{max} : est le volume maximal de la prise d'essai (40 ml)

V_s : est le volume en millilitre de la prise d'essai

III. 8. Analyse statistique

L'analyse en composantes principales (ACP) des paramètres physico-chimiques a été effectuée en période normale et en période de dysfonctionnement. Les données ont été traitées à l'aide du logiciel XLSTAT version 2010.6. L'objectif principal de ce test était d'établir des relations entre les différents paramètres physico-chimiques.

III. 9. Analyse des modes de défaillance et de la criticité (AMDEC)

L'AMDEC, analyse des modes de défaillance, de leurs effets et de leur criticité, est un outil utilisé dans la démarche qualité et la sécurité opérationnelle. Cette méthode est très souvent utilisée afin de rendre les contrôles et les cycles de maintenance plus efficaces et de prévenir l'apparition d'une défaillance ou au moins de réduire le temps d'arrêt des équipements (Landy, 2011; Hurtrel et al., 2012).

L'indice de criticité est calculé à l'aide de la formule (14) :

$$I_c = I_s \times F \times D \dots\dots\dots(14)$$

Où :

(I_s) : Impact du service

(F) : Fréquence des alarmes et des défauts de l'équipement

(D): Détectabilité des défaillances.

2^{ème} partie :

Matériel et méthodes

I. Analyse microbiologique des eaux avant et après traitement

I. 1. Dénombrement des différentes flores bactériennes

Les résultats du dénombrement des différentes flores bactériennes des eaux brutes et traitées de la STEP d'El Kouwaer sont donnés par la figure 18.

I. 1. 1. Dénombrement de la flore mésophile aérobie totale à 30°C

Les résultats obtenus montrent que la flore mésophile aérobie totale (FMAT) des eaux brutes, est comprise entre 3,40 Log UFC / ml (enregistré au mois de Mars) et 3,51 Log UFC / ml (enregistré au mois d'Avril). Pour les eaux traitées, la charge en FMAT est comprise entre un Min de 2,65 Log UFC / ml et un Max de 2,85 UFC / ml au mois de Juin (voir figure 18 a). Ces résultats restent inférieurs à ceux de **Ounoki et Achour (2014)** pour la STEP de Ouargla.

L'OMS (1989) n'a pas déterminé une concentration limite mais le risque est dans la charge microbienne composée essentiellement de germes indicateurs d'hygiène et de santé

I. 1. 2. Dénombrement des coliformes totaux et des coliformes fécaux.-

Pour les coliformes totaux (CT), les résultats (voir figure 18.b) montrent que dans les eaux brutes, il n'y a pas de fluctuations durant toute la période de notre étude. Le taux reste stable à environ 3,14 Log UFC/100 ml. Pour les eaux épurées le taux est d'un Min de 3,132 Log UFC/100 ml enregistré au mois de Mai et un Max au mois Mars où on enregistre un taux de 3,14 Log UFC/100ml, ce qui est nettement inférieur aux résultats de **Dimane et al (2016)** à la station d'El Houceima (Maroc) et de **Hamaidi –Chergui et al (2016)** observé au niveau de la station d'épuration de la ville de Médéa. et supérieur aux résultats de **Andrianirina et al.,(2020)** dans la commune urbaine d'Antananarivo, Madagascar.

Le dénombrement des coliformes fécaux (CF) (voir Figure 18.c) dans les eaux brutes indique que leur nombre varie d'un Min de 2,7 Log UFC/100ml (enregistré au mois de Mars) et un Min de 2, 229 Log UFC / 100ml (enregistré au mois de Juin). Pour les eaux traitées nous avons constaté que la charge est comprise entre 2,12 Log UFC/100 ml (enregistré au mois d'Avril) et 2,32 Log UFC/100 ml (enregistré au mois de Juin) .Nos résultats sont supérieur au résultats de **Mathlouthi (2011)** à la STEP de Jdaïda en Tunisie et a ceux de **Andrianirina et collaborateurs (2020)** dans la commune urbaine d'Antananarivo, Madagascar et inférieur à ceux de **Kantachote et al 2009** à la station à la municipalité de Hat Yai Songkhla (Thailand.).

I. 1. 3. Dénombrement des streptocoques fécaux

Le nombre des streptocoques fécaux (SF) dans les eaux brutes varie de 2,63 Log UFC/100ml (enregistré au mois de Mars) et 2,82 UFC/100ml (enregistré au mois d'Avril) (**Figure 18.d**). Au niveau des eaux épurées, le nombre des streptocoques fécaux varie entre 2,19 Log UFC/100 ml (enregistré au mois de Mai) et 2,28 Log UFC/100 ml enregistré au mois de Juin.

Ces résultats restent inférieurs à ceux de **Bensmina-Mimeche (2013)** à Biskra et **Benazia et Maiassi, (2021)** à la ville d'El Oued. et supérieurs à ceux de **Ounoki et Achour (2014)** à la STEP de Said Otba à Ouargla.

L'origine de la contamination fécale a été déterminée selon le rapport quantitatif CF/SF (ratio coliformes fécaux sur streptocoques fécaux). La valeur de ce ratio est de 1.28. Selon les critères proposés par **Geldreich et al. (1968)** et définie par **Borrego et Romero (1982)**, l'origine des eaux brute de la station d'El kouwaer est dite incertaine. **Rassam et al 2012** ont trouvé un ratio supérieur au niveau de la station de la ville d'Oujda (Maroc oriental).

I. 1. 4. Expression de l'abattement (A) des différentes flores

Les résultats du dénombrement des différentes flores bactériennes des effluents et des eaux traitées pendant les quatre mois de la période de dysfonctionnement ont montré une réduction de la plupart des micro-organismes dénombrés, à l'exception des coliformes totaux. D'un autre côté, la comparaison entre les résultats de l'abattement nous montre la persistance des streptocoques fécaux comparant aux coliformes totaux (**Figure 18**).

La Figure 18.(a) a montré que les résultats du dénombrement de la flore totale (FMAT) ont révélé un taux minimale d'abattement de 0,59 log enregistrée en juin et un taux maximal de 0,85 log correspondant au mois de mars.

Pour les coliformes totaux, le maximum de réduction est de 0,08 log enregistré en mars (**Figure 18 b**). En outre, la réduction des coliformes fécaux (CF) varie entre un minimum de 0,52 log enregistré en mars et un maximum de 0,8 log enregistré en Avril (**Figure 18 c**).

En revanche, le résultat de la réduction des streptocoques fécaux (SF) varie entre un minimum de 0,43 log en mars et un maximum de 0,58 log enregistré en avril (**Figure 18 d**).

Ces résultats ont montré que les échantillons d'eau influente étaient chargés de microorganismes pathogènes par rapport à l'augmentation du nombre de bactéries dans les eaux usées. Alors que la stabilisation des coliformes totaux a confirmé le fonctionnement partiel de la station d'El Kouawaer. De plus, ces résultats ont montré la persistance des

streptocoques fécaux par rapport aux coliformes fécaux. Tout comme **Bourouache et ses collaborateurs (2019)** ainsi que **El Fanssi et al., (2019)** ont rapporté la persistance des streptocoques fécaux par rapport aux coliformes fécaux pendant la période de dysfonctionnement de la station. Pour tout système de traitement des eaux usées donné, il y a essentiellement deux facteurs dans l'élimination des agents pathogènes : la durée pendant laquelle l'agent pathogène reste dans le système et la rapidité avec laquelle il meurt. Le premier est régi par le régime d'écoulement hydraulique et le second dépend de l'écologie du réacteur (**Curtis, 2003**).

Pris ensemble, les résultats du dénombrement ont montré, en particulier, que le taux de contamination fécale était excessivement élevé. En conséquence, cette étude a permis de classer les eaux épurées des effluents de l'usine d'El kouawaer dans la catégorie B selon les normes algériennes et qui peuvent notamment être réutilisées en agriculture (**Annexe, J.O.R.A, 2012**).

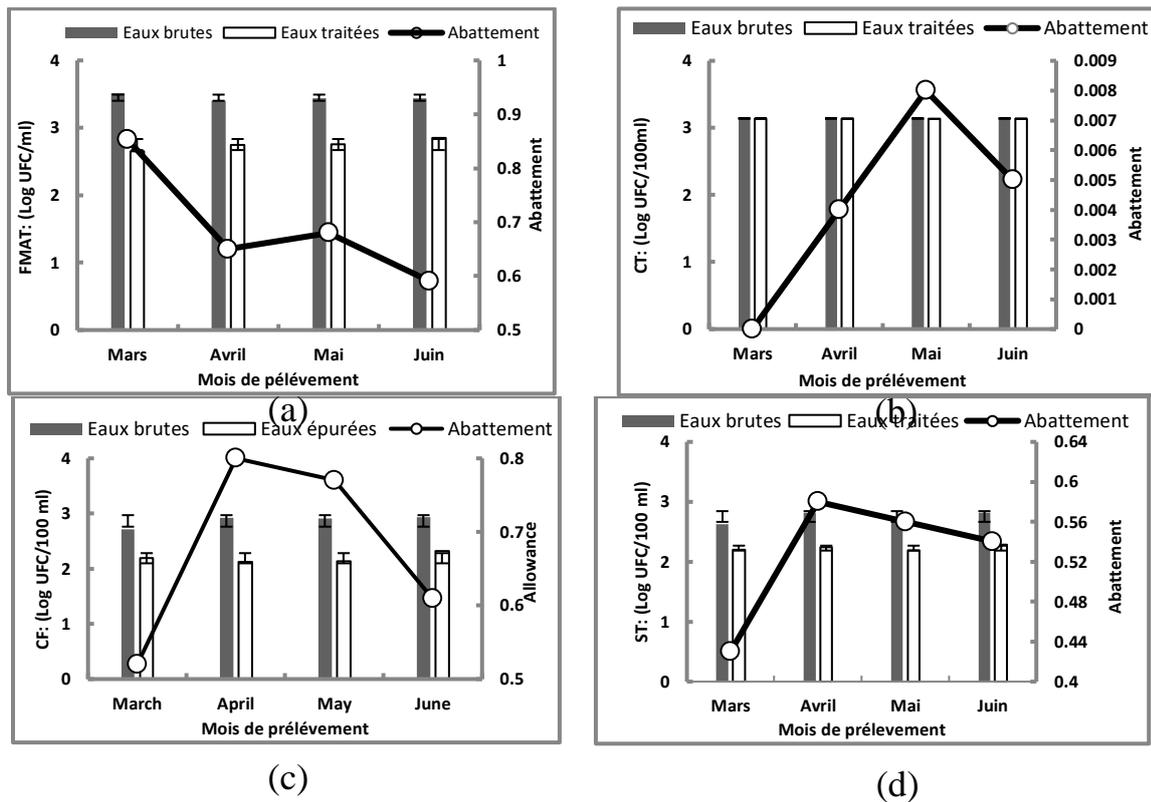


Figure 18. Évolution de différentes flores microbiennes pendant 4 mois en période de dysfonctionnement menée à la station d'épuration des eaux usées d'El Kouwaer (a : flore totale (FMAT) ; b : coliformes totaux (CT) ; c : coliformes fécaux (CF) ; d : streptocoques fécaux (SF).

L'évolution des différentes flores microbiennes en période de dysfonctionnement ainsi que la projection du dénombrement bactérien pendant 4 mois a été analysée par Analyse en Composantes Principales (ACP). La représentation graphique donnée dans le cercle de corrélation a montré que l'espace des variables bactériennes du plan factoriel F1-F2 exprime 93,64% de la variance exprimée (**Figure 19**). L'axe F1 présente une variance égale à 70,34 %, exprimée à son pôle positif par les streptocoques fécaux et la flore totale des eaux d'effluents, la flore totale des eaux d'effluents et les coliformes totaux des eaux d'effluents sont corrélés négativement. Cet axe fournit des informations sur la plupart des paramètres qui déterminent le degré de pollution minérale et organique. Le deuxième axe F2, composante contributive de 23,30 % de la variance totale, a été corrélé positivement avec les coliformes fécaux des eaux usées et négativement avec les streptocoques fécaux et les coliformes totaux des eaux d'affluence.

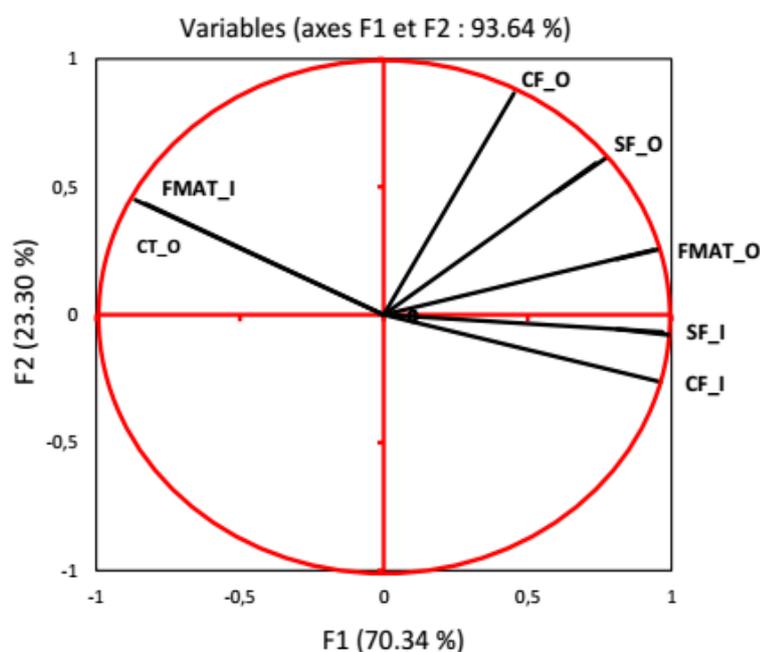


Figure 19. Résultats de l'ACP de la station d'épuration d'El Kaouwar montrant la projection des variables de dénombrement bactérien sur le plan factoriel F1-F2 de l'ACP pendant la période de dysfonctionnement

*(CF-O : sortie coliformes fécaux ; SF-O : sortie streptocoques fécaux ; FMAT-O : sortie flore totale ; SF-I : entrée streptocoques fécaux CF-I:entrée coliformes fécaux ; CT-O : sortie coliformes totaux ; FMAT-I:entrée flore totale).

I. 2. Mise en évidence des Germes pathogènes

Le tableau XII donne les vingt-un (21) espèces pathogènes différentes ont été isolées à partir des échantillons d'eaux usées épurées. Les résultats indiquent que les espèces appartiennent principalement à la famille des *Enterobacteriaceae*, qui représente une fréquence de la flore microbienne (FFM) de 38,00 % (06/17). Suivies par les *Staphylocoquaceae* et les *Pseudomonaceae* représentant respectivement 23,80 % (04/17) et 19,04 % (03/17). Les autres espèces pathogènes représentaient 20,00 % (01/17) regroupant *Aeromonas hydrophila/caviae*, *Vibrio parahaemolyticus*, *Bacillus cereus* et *Streptococcus sp.*

Nos résultats sont très différents de ceux de **Hamaidi-Chergui et al., (2016)** où l'absence de germes pathogènes comme les salmonelles et les vibrions a été signalée.

La transmission potentielle de micro-organismes pathogènes, essentiellement des agents pathogènes entériques, peut provoquer diverses maladies redoutables telles que la fièvre typhoïde, la dysenterie, la diarrhée et les vomissements (**Fattal et al., 1981**). Des

expériences de détection d'agents pathogènes ont démontré que la détection de microorganismes pathogènes dans l'eau traitée est influencée par les paramètres opérationnels du WWTPS comme le système hydraulique, le temps de résidence, la saisonnalité et la composition de l'eau effluente (Wu et al., 2016). La nature et la concentration des agents pathogènes dans les eaux usées dépendent également de la santé des populations sources (Crook et al., 2005).

Tableau.XII. Mise en évidence des 21 souches isolées et identifiées au niveau des eaux épurées de la station d'épuration El Kouwaer en période de dysfonctionnement

Famille	Q/S	FFM (%)	code de l'isolat	de	Genres et espèces (ID)
<i>Enterobacteriaceae</i>	06/17	38.00	EN1		<i>Enterobacter aerogenes</i>
			EN2		<i>Enterobacter sakazakii</i>
			EN3		<i>Escherichia coli</i>
			EN4		<i>Klebsiella oxytoca</i>
			EN5		<i>Klebsiella pneumoniae</i>
			EN6		<i>Salmonella enteritidis</i>
			EN7		<i>Shigella flexnerii</i>
<i>Pseudomonaceae</i>	03/17	19.04	PS1		<i>Pseudomonas aeruginosa</i>
			PS2		<i>Pseudomonas fluorescens</i>
			PS3		<i>Pseudomonas luteola</i>
			PS4		<i>Pseudomonas putida</i>
<i>Staphylococcaceae</i>	04/17	23.80	ST1		<i>Staphylococcus aureus</i>
			ST2		<i>Staphylococcus haemolyticus</i>
			ST3		<i>Staphylococcus lygdunensis</i>
			ST4		<i>Staphylococcus warneri</i>
			ST5		<i>Staphylococcus xylosus</i>
			ST6		<i>Staphylococcus epidermidis</i>
Autres	04/17	20.00	AER1		<i>Aeromonas hydrophila/caviae</i>
			BC1		<i>Bacillus cereus</i>
			SR1		<i>Streptococcus</i> sp
			VBC1		<i>Vibrio parahaemolyticus</i>

Q : Nombre total de toutes les unités d'échantillonnage ; S : Nombre total d'isolats de l'espèce dans toutes les unités d'échantillonnage ; FFM : Fréquence de la flore microbienne, ID : Identification.

I. 3. Mise en évidence de la flore fongique

L'analyse de la flore fongique par la détermination des fréquences de la flore microbienne (FFM) a révélé que les espèces de levures dominantes dans les échantillons d'eaux usées des effluents étaient *Candida albicans* 60% (10/17) et *Candida glabrata* 30% (05/17) (Tableau XIII). D'autres levures, comme *Trichosporon* sp et *Cryptococcus neoformans* représentaient 10,00% (02/17) pour chacune d'entre elles. En outre, parmi les

champignons filamenteux, *Aspergillus niger* était dominant à 70,60% (12/17). Suivi par *Aspergillus flavus* et *Penicillium sp.* qui représentaient 18,00 % (03/17). *Aspergillus fumigatus* et *Aspergillus ochraceus* ont été les champignons les moins isolés, le FFF observé étant de 11,40% (02/17), pour chaque champignon filamenteux.

Toutes ces espèces fongiques représentant des fréquences de flore microbienne (FFM) élevées peuvent être attribuées à leur potentiel métabolique préservant leur distribution et leur survie dans des conditions défavorables. Des résultats similaires ont été rapportés par Hamaidi-Chergui et al. (2016) mentionnant la présence de plusieurs espèces du genre *Candida*, notamment *Candida albicans*, et de champignons comme *Aspergillus sp* et *Penicillium sp* dans les STEP lors de l'analyse des eaux brutes et traitées, **Biedunkiewicz et Ozimek (2009)** ont pu observer aussi des moisissures du genre *Aspergillus* et *Penicillium* au niveau d'une station d'épuration en Pologne. La présence de ces champignons et levures peut entraîner de graves risques pour la santé (**Kauffmann-Lacroix et al., 2014**). Leur origine peut provenir soit des matières fécales, soit de l'environnement.

Tableau XIII: Isolement, identification et fréquences de la mycoflore (FFM) isolées à partir des eaux traitées

Mycoflore	Q/S	FFF (%)	Codes d'isolats	Genres et espèces (ID)
Levures	02/17	10.00	Y1	<i>Cryptococcus neoformans</i>
	02/17	10.00	Y2	<i>Trycosporon sp</i>
	10/17	60.00	Y3	<i>Candida albicans</i>
	02/17	30.00	Y4	<i>Candida glabra</i>
Champignons	12/17	70.60	ASP1	<i>Aspergillus niger</i>
	03/17	18.00	ASP2	<i>Aspergillus flavus</i>
	02/17	11.40	ASP3	<i>Aspergillus ochrasus</i>
	02/17	11.40	ASP4	<i>Aspergillus fumigatus</i>
	03/17	18.00	PNC1	<i>Penicillium sp</i>

Q : Nombre total de toutes les unités d'échantillonnage ; S : Nombre total d'isolat(s) de l'espèce dans toutes les unités d'échantillonnage ; FFF : Fréquence de la mycoflore, ID : Identification

I. 4. Etude de l'antibiorésistance

L'étude de l'antibiorésistance a été réalisée pour les 21 souches pathogènes identifiées. Les résultats obtenus sont donnés par le **tableau XIII**

Tableau XIII. Sensibilité aux antibiotiques des bactéries pathogènes isolées des eaux traitées de la STEP d'El Kouwaer

Souches	<i>Entero</i> ¹ n=8	<i>Pseudo</i> ² n=4	<i>Staph</i> ³ n=5	<i>Strept</i> ⁴ n=1	<i>B. cereus</i> n=1	<i>A. hydrophila/caviae</i> n=1	<i>Vibrio parahaemolyticus</i> n=1
Antibiotiques	% de résistance						
Aztréonam (ATM)	70	0	20	0	100	0	0
Penicilline (P)	100	100	100	0	100	0	0
Oxacilline (OX)	100	100	100	100	100	100	100
Amoxilline (AX)	70	75	60	100	100	0	0
Céphazoline (CZ)	100	100	100	100	100	100	100
Axétil cefuroxime (CL)	70	75	40	0	100	100	100
Spiramycine (SP)	85	5	40	100	100	0	0
Gentamicine (GN)	15	0	0	0	0	0	0
Colistine (CT)	70	100	40	0	100	0	0
Chloamphénicol (C)	40	25	100	0	100	100	100

(*Enterobacteriaceae*¹, *Pseudomonaceae*², *Staphylococaceae*³, *Streptococaceae*⁴, *B. cereus*, *Aeromonas hydrophila/caviae* *Vibrio parahaemolyticus*)

R=résistante, S= sensible, n= nombre de souche test

100% des souches d'Entérobactéries montrent une résistance à la Pénicilline (P), à l'Oxacilline(OX) et à la Céphazoline(CZ), 85% d'entre elles montrent une résistance envers la Spiramycine (SP) et 70% sont résistantes à l'Axétil Céfuroxine (CL), à l'Aztréonam(ATM), à l'Amoxilline (AX) et à la colistine (CT). Contrairement au résultats de **Guessennd et al., (2013)** qui ont trouvé 63% des souche d'*Enterobacteriaceae* résistantes au aminosides dans notre étude 85% présentent un phénotype sensible à la GN (Gentamicine) avec *Enterobacter sakazakii* qui présente le phénotype le plus sensible. *Shigella flexneri* représente le seul phénotype résistant à cet antibiotique. **Sukumaran et Hatha (2015)** et **Brechet et al., (2014)**

ont remarqué une multiresistance des souches *E.coli* isolé à partir d'une station d'épuration en Inde et à la STEP de Besançon en France respectivement.

Pour les *Pseudomonaceae* isolées et identifiées dans les eaux traitées, 100% d'entre elles sont résistantes à la Pénicilline (P), à la Cefazoline (CZ), à l'Oxacilline (OX) et à la Colistine (CT), 75% d'entre elles ont une résistance à l'Axetil-Céfuroxime et à l'Amoxilline (AX). Il existe des phénotypes sensibles à la Gentamicine (GN) et à l'Aztréonam (ATM) tels que *Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas luteola* et *pseudomonas fluorescens*. Cette multiresistance des *Pseudomonaceae* isolée et identifié au niveau des eaux traitées a été constaté par **Diab (2008)** à Médine (Arabie saoudite) et **Picão et al., (2013)** au Brazil

Pour les *Staphylococaceae* les résultats de cette étude montrent clairement que 100 % des souches sont résistantes à la Penicilline (P), à la Céphazoline(CZ), Chloramphénicol .et 'à l'oxacilline (OX) Concernant *Staphylococcus aureus* en plus de sa résistance à ces antibiotiques, cette bactérie montre également une résistance vis-à-vis de l'Aztréonam (ATM), de la Colistine (CT) et la résistance à l'oxacilline (OX) qui est la cause de l'infection dite SARO (*Sataphylococcus aureus* résistant à l'oxacilline)et qui a des répercussions sur les personnes hospitalisée en particulier. Il est bon de noter aussi que la gentamicine (GN) est le seul antibiotique dont toutes les espèces de la famille des *Staphylococaceae* sont sensibles. **Herau et al., (2007)** ont observé une multiresistance des staphylocoques isolés à partir de rejet de six stations épuratoires en France. Les résultats de **Bouchaib et al. (2014)** montrent aussi une multiresistance aux niveau des rejets de la ville de Rabat (Maroc).

Les deux souches *Aeromonas hydrophila/caviae* et *Vibrio parahaemolyticus* montrent une résistance aux antibiotiques suivants:Céphazoline (CZ),Axetil-Céfuroxime (CL), Chloramphénicol (C) et Oxacilline (OX). **Eddabra (2011)** a pu isolé des souches *Vibrio parahaemolyticus* ayant une résistance naturelle et acquise au niveau de la station d'épuration du Grand Agadir

La souche de *Bacillus cereus* est résistante à tous les antibiotiques sauf à la Gentamicine (GN) dont elle est sensible. D'après **Archambaud et al., (2007)** *Bacillus. Cereus* a une résistance naturelle à la colistine ce qui est encore une fois en parfaite concordance avec les résultats obtenus dans cette étude.

Pour la souche *Streptococcus sp.* une résistance de 100% est observée vis-à-vis de la Spiramycine (SP), la Céphazoline (CZ), l'Oxacilline(OX) et de l'Amoxilline (AX). Les résultats montrent que *Streptocoque sp.* n'est sensible qu'à la gentamicine et selon **CASFM-(2019)** tous les *Streptocoques* sont naturellement résistants aux aminosides.

I. 5. Analyse de la flore des bassins d'aération en période de dysfonctionnement

I. 5. 1. Observations microscopiques

Les observations microscopiques à l'état sec ainsi qu'à la coloration de Gram (**Figure 20**) ont permis de caractériser la microflore au niveau des boues (densité, état physiologique), les floccs (structure), l'état du liquide interstitiel (filaments libres, bactéries dispersées) et de réaliser une première identification des filaments.

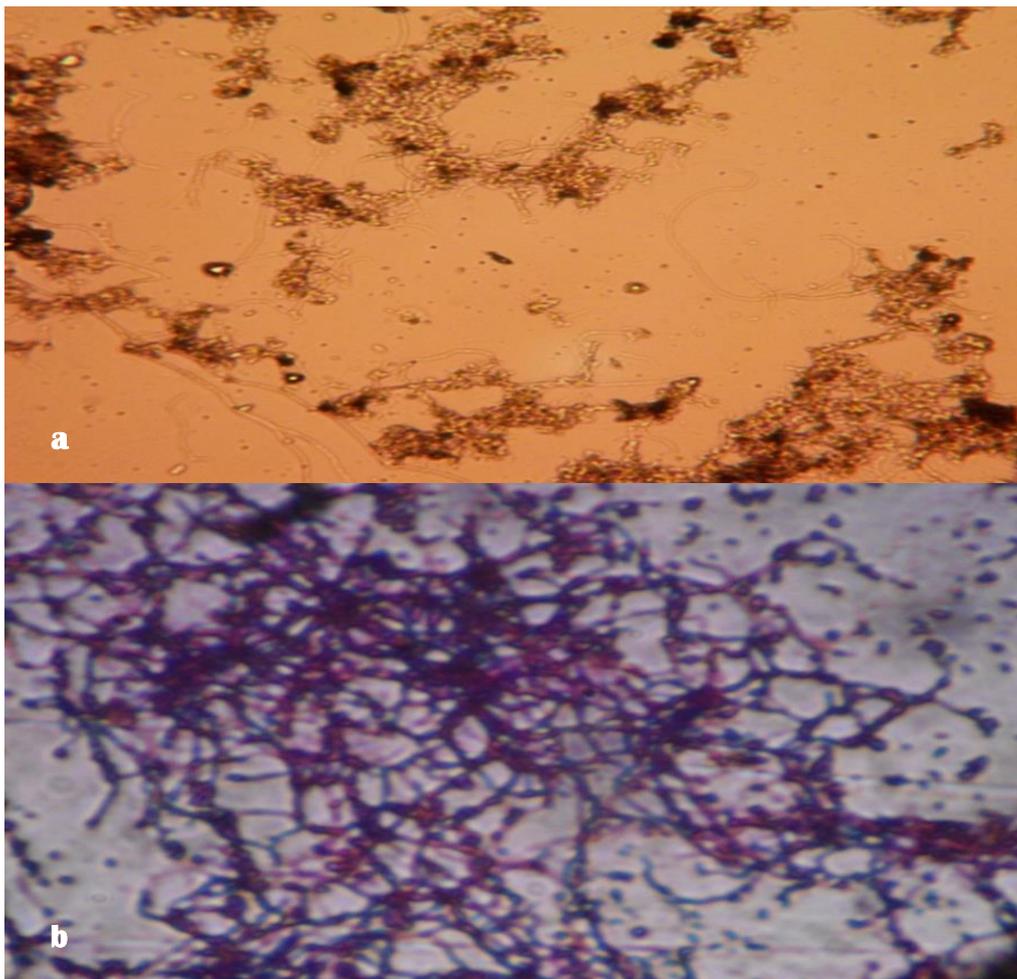


Figure 20. Apparence des boues observées au microscope optique au niveau de la station d'El Kouwaer en période de dysfonctionnement :

(a) Observation à sec. Grossissement 480. (b) observation avec coloration de Gram : grossissement 1200.

I. 5. 2. Paramètres des boues

I. 5. 2. 1. Tests de décantation en éprouvettes

Une remontée des boues est observée lors du test de décantation. L'indice de boue est alors supérieur à 300 ml.g⁻¹ à partir de la septième semaine d'étude. La figure 21 représentant la photo de l'observation microscopique à l'état frais des boues et qui montre clairement une densité importante de microorganismes filamenteux avec un indice filamenteux (noté IF= 6). Un floc légèrement floconneux de couleur marron foncé ou noir avec un volume décanté important lors du test de décantation est observé. **Hamaidi-Chergui et al., (2016)** ont observé une bonne décantation des boues à la station de Médéa

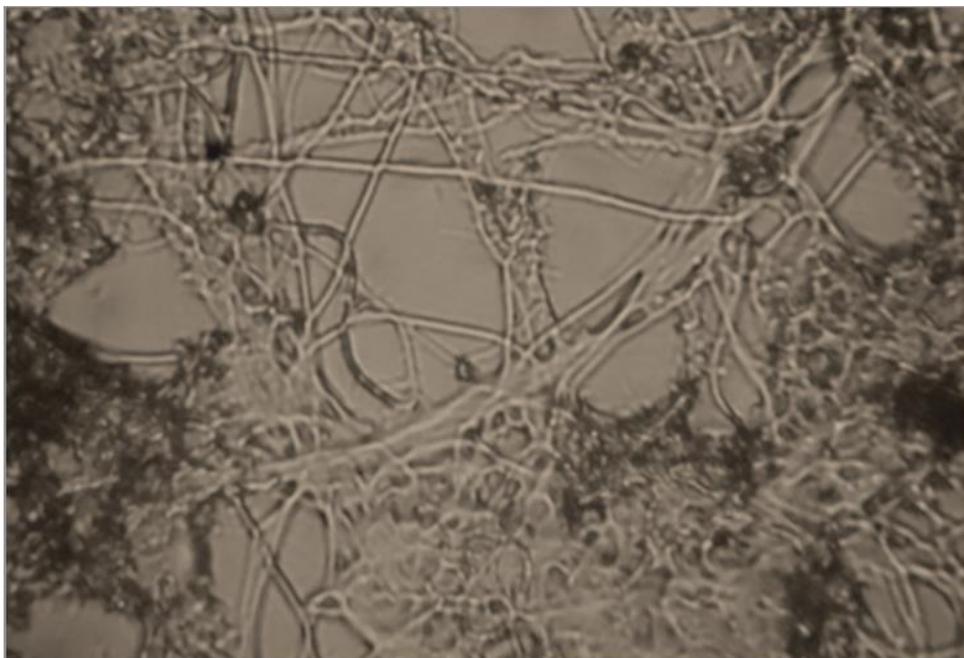


Figure 21. Apparence de la prolifération excessive des bactéries filamenteuses au niveau des boues avec un Indice filamenteux (IF=6) à la station d'épuration d'El Kouwaer en période de dysfonctionnement : observation au microscope optique au grossissement 480

I. 5. 2. 2. Indice de boue (IB) et matière en suspension(MES)

La figure 22 nous montre que la fluctuation de l'indice de boue (IB) pendant les 17 semaines d'étude en la période de dysfonctionnement oscille entre un Min 97.5ml/g (enregistré à S4) et un max de 396 ml/g (enregistré à S9) et une moyenne de 253,85 ml/g **Hamaidi-Chergui et al (2016)** ont observé une moyenne d'indices de boues plus faible à la station de Médéa.

Alors que l'étude réalisée par **Nierychlo et al., (2020)** a montré des valeurs plus faibles de l'indice de boue (IB) allant de 80 à 150 ml/g. Pour la masse en matières en suspension (MES) les valeurs obtenues après analyses oscillent entre un Min 0,75g/l (enregistré à S3), un Maximum de 3.00 g/l (enregistré à S8, S9 et S15) et une moyenne de 2,21 g/l ce qui proche des résultats de **Hamaidi-Chergui et al., (2016)**. Alors que l'étude réalisée par **Nierychlo et al., (2020)** a montré des valeurs plus faibles de l'indice de boue allant de 80 à 150 ml/g.

Les résultats des analyses d'une période normale au niveau de la station d'El Kouwaer indiquent que pour l'indice de boue (IB) les valeurs varient entre un Min de 63 mg / l (enregistré à S13) et un Max de 155,5mg / l (enregistré à S10) et une moyenne de 85,61 mg / l. La même constatation peut être faite pour les valeurs de masse en matières en suspension (MES) puisqu'elle varie entre 1gr/l (enregistré à S6, S8 et S9) et 4gr / l (enregistré à S10) avec une moyenne de 2,08gr/l.

Pandolfi, (2006) a décrit le phénomène de dépassement de la densité des filaments par rapport au floc créant des jonctions entre ces floes et la teneur des boues, dans ce genre de cas l'indice de boue est toujours ≥ 200 ml / gr, ce qui est en parfaite concordance avec nos résultats.

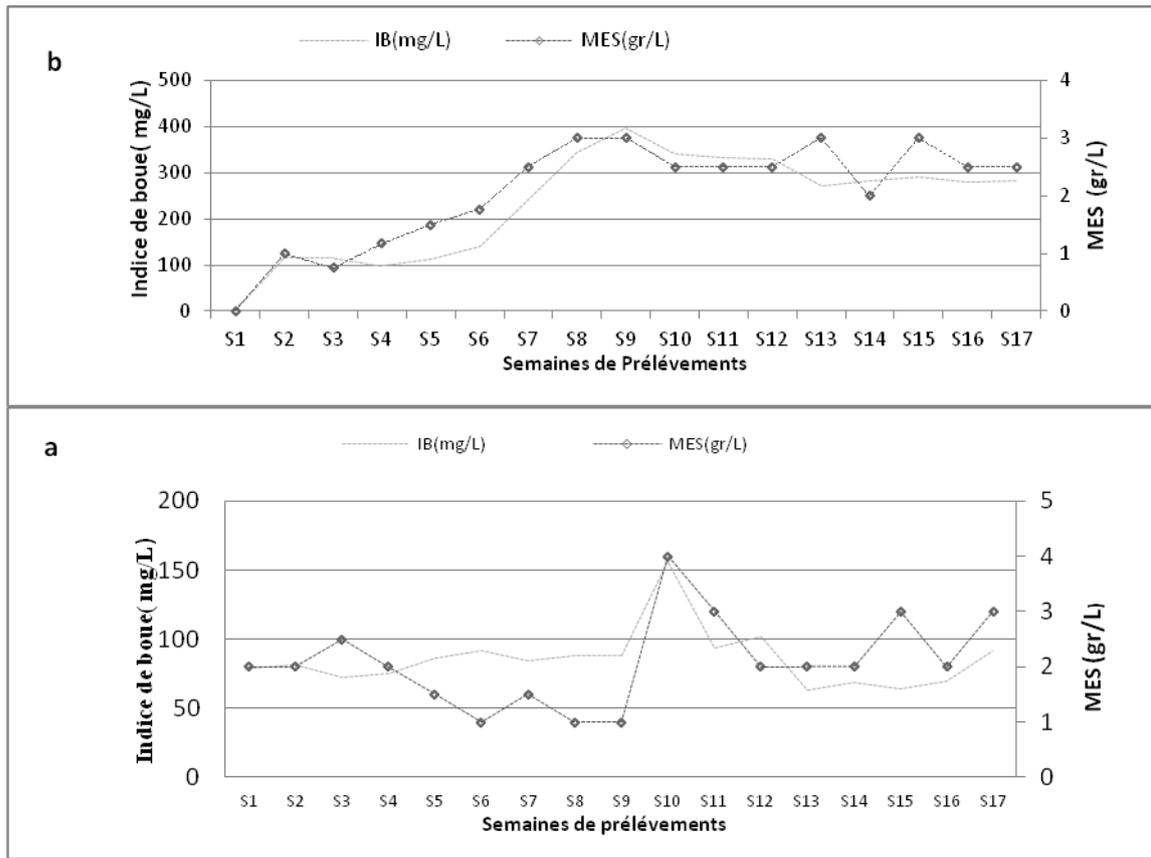


Figure 22. Estimations des valeurs de l'indice de boues (IB) et de la teneur en matières sèches (MS) au niveau des bassins d'aération de la station d'El-Kouwaer:
a : période de fonctionnement normal, b : période de dysfonctionnement.

I. 5. 2. 3. Estimation de l'abondance des bactéries filamenteuses

Les observations microscopiques à l'état frais (voir Figure 23) permettent de réaliser une première identification des filaments. L'indice filamenteux (IF) nous a permis d'apprécier de façon subjective l'abondance des filaments présents dans les floc son a pu constater :

Une densité moyenne (5 à 10 filaments par floc) avec l'indice 4 pour 12% des prélèvements.

Une densité abondante (plus de 20 filaments par floc) avec l'indice 5 pour 24% des prélèvements. Une densité excessive (plus de filaments que de flocs) avec l'indice 6 pour 65% des prélèvements.

Cette technique permet d'avoir une idée globale de l'abondance des filaments dans un échantillon. Des indices sont attribués aux boues en fonction de leurs densité en filament selon **Jenkins et al., (2003)** et **Mielczarek et al (2012)** citent dans leur étude que dans la majorité des stations qui ont étudié l'indice filamenteux, celui-ci varie entre 2 et 3, **Paździor et Bilińska (2020)**, a noté une variation de FI entre (2-4), les deux auteurs concluent que cette densité affaiblie les propriétés de traitement. La station d'El Kouwaer en cette période était bien en état de dysfonctionnement.

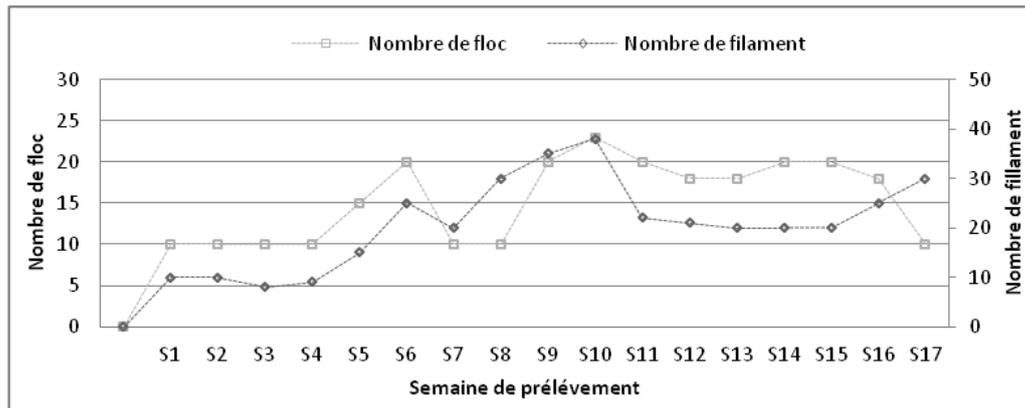


Figure 23. Estimations des valeurs du nombre de filaments et du nombre des flocs pour la même observation en période de dysfonctionnement au niveau des boues des bassins d'aération de la station d'El Kouwaer (Mascara).

I. 5. 2. 4. Analyse en composantes principale (ACP) des paramètres de dysfonctionnement

Le but recherché par cette analyse est de mettre en évidence l'existence d'éventuelles relations entre les paramètres de dysfonctionnement. (DBO_5/DCO , O_2 dissous, IB, IF) et cela par la représentation d'une carte factorielle modèle qui peut être utilisée pour agir d'une façon précoce lors d'éventuels dysfonctionnements pouvant se produire dans n'importe quelle station d'épuration à boue activée.

Les résultats (voir Figure 24) montrent que le plan de projection F1 et F2 fournit à lui seul 86.64% de l'information, ce qui est très suffisant et nous permet d'ignorer les autres axes. L'axe F1 fournit 50.81% alors que l'axe F2 fournit 35.83%.

La corrélation des paramètres représentée graphiquement par le diagramme cartésien (**Figure 24**) peut être aussi présentée par une matrice de corrélation selon le tableau suivant :

Tableau XV: Matrice de corrélation entre les paramètres de dysfonctionnement (IB, O₂ dissous, IF et DBO₅/DCO) au niveau de la station d'épuration d'El Kouwaer pendant la période de dysfonctionnement

	IB	O ₂ dissous	IF	DBO ₅ /DCO
IB	1	0,398	0,807	0,125
O ₂ dissous		1	0,189	0,541
IF			1	-0,162
DBO ₅ /DCO				1

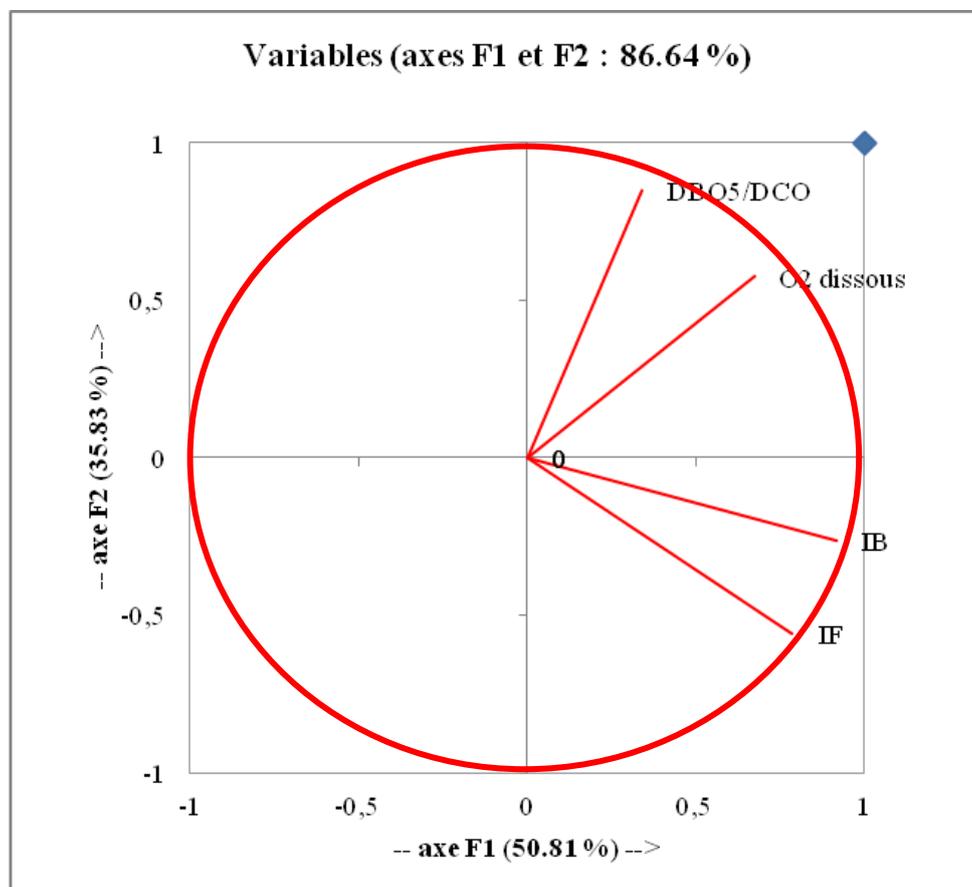


Figure 24. Diagramme cartésien indiquant la corrélation entre les paramètres de dysfonctionnement (DBO₅/DCO, O₂ dissous, IB, IF): au niveau de la station d'épuration d'El Kouwaer pendant la période d'étude

Le coefficient de corrélation de Pearson a permis d'établir la matrice représentée dans le **Tableau XV**. Il existe une corrélation positive significative entre l'indice filamenteux (IF) et l'indice de boue (IB) avec $r = 0.807$ et entre l'indice de biodégradabilité (DBO₅/DCO) et le

taux d'oxygène dissous dans les bassins d'aération (O_2) avec $r = 0.541$ ce qui montre qu'il existe une forte corrélation entre ces paramètres.

Une corrélation significative est observée entre les paramètres de dysfonctionnement que nous avons obtenus ont également été illustré par **Palm et al en 1980**. Ces auteurs ont réussi à mettre en évidence cette relation entre l'indice de boue (IB) et la densité des germes filamenteux (IF) car selon les mêmes auteurs les indices de boues supérieurs à 200 ml / gr (foisonnement) correspondent à un développement important de filaments dans les boues ce qui fait de ces indices des outils précieux préventifs du dysfonctionnement. En second lieu, selon les mêmes auteurs, une relation est établie entre l'indice de biodégradabilité et l'oxygène dissous au niveau des bassins nécessaires pour empêcher le gonflement ce qui visible dans notre analyse puisqu'il existe une corrélation entre l'indice de biodégradabilité et le taux d'oxygène dissous avec ($r=0.541$) ce qui montre une forte corrélation.

I. 5. 3. La microflore de la boue

L'identification des bactéries filamenteuses dans les systèmes à boues activées est une étape essentielle dans la caractérisation du phénomène de bulking (**Eikelboom, 1977**). Leur identification se fait principalement sur la base des caractéristiques morphologiques et de la caractérisation microscopique (**Eikelboom, 1975** et **Stratton et al., 2017**). Des clés de détermination ont été développées en se basant essentiellement sur l'observation de leurs critères morphologiques (**Jenkins et al., 1986**).

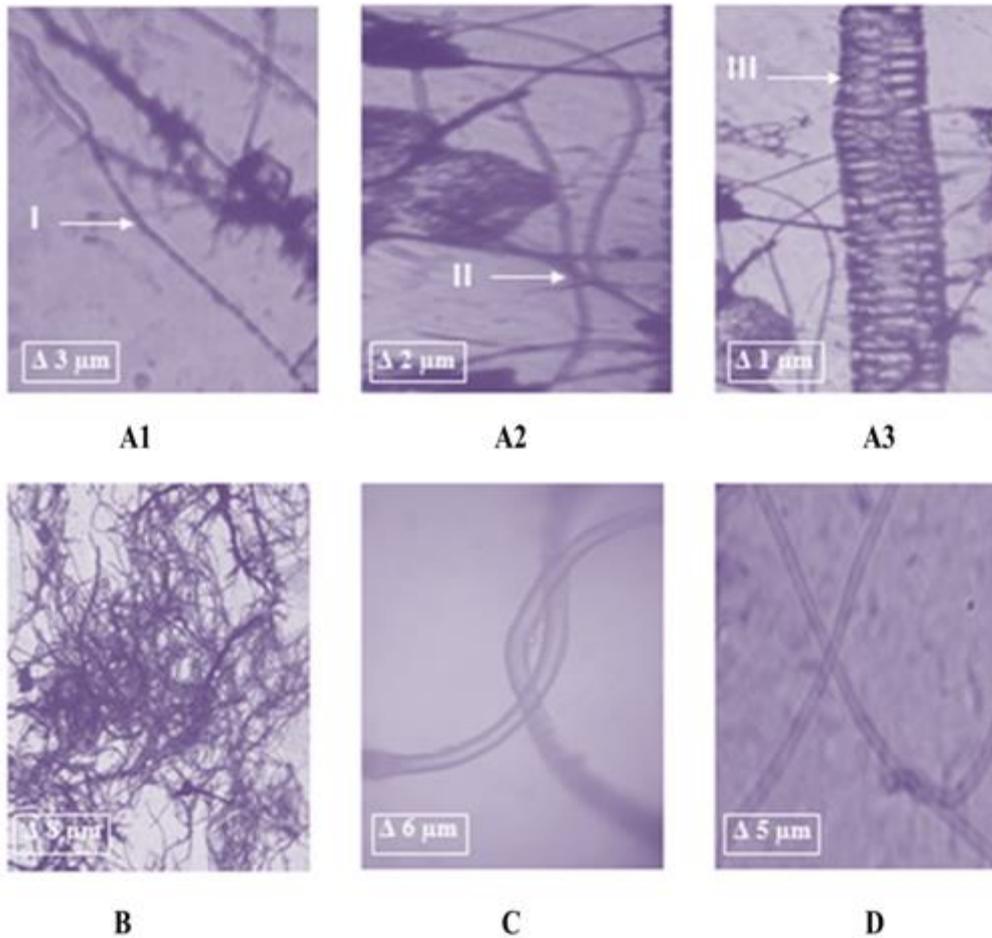


Figure 25: Observations de coloration de Gram ($\times 1200$) de bactéries filamenteuses

(A1 : *Nostocoïda limicola* groupe I ; A2 : *Nostocoïda limicola* groupe II, A3 : *Nostocoïda limicola* groupe III ; B : *Microthrix parvicella* ; C : *Beggiatoa sp.* ; D : *Sphaerotilus natans*.)

La figure 25 A1-A2-A3, représente les trois groupes I , II ,III de *Nostocoïda limicola* observés au microscope optique respectivement. Le morphotype *Nostocoïda limicola* I n'a été observé que dans des stations recevant un mélange d'eau usées domestiques et industrielles. Ainsi, le morphotype *Nostocoïda limicola* I utilise des composants présents dans les eaux domestiques pour sa croissance, Il s'agit d'un filament domestique typique selon **Blackall et al., (2000)**. En 2014 **Milobędzka et Amuszyński** ont pu montrer que *Nostocoïda limicola* figurait parmi les morphotypes les plus observés dans les boues d'une station polonaise et qui provoquaient le bulking. Le même type de bactéries filamenteuses à été observé par **Adonadaga et Martienssen en 2015** au Ghana dans l'étude de 16 stations d'épurations à

boues activées urbaines et qui étaient en état de dysfonctionnement.

La Figure 25 B représente la deuxième espèce: *Microthrix parvicella* observée. Cette bactérie appartient au groupe IV selon la classification d'**Eikelboom (1975)**, elle puise ses besoins en carbone essentiellement dans les acides gras à chaîne courtes au niveau des eaux usées (**Virgolet, 1994**). Selon **Rossetti et al. (2005)** In: **Sheik et al (2015)** *Microthrix parvicella* peut dominer les stations d'épuration municipales entraînant des difficultés opérationnelles, comme les défauts de floculation et la formation de mousse c'est ce que nous avons constaté au niveau de la station.

Une troisième espèce a été observée à plusieurs reprises au niveau des boues de la station d'El Kouwaer en période de dysfonctionnement *Beggiatoa sp* dont l'identification a été obtenue selon **Eikelboom (2000)**. Cette bactérie est mobile, flexible légèrement incurvée à Gram négatif caractérisée par la présence de globules de soufre et l'absence de ramification (**figure 25 C**). Des analyses réalisées par **Milobedzka et Amuszynski en 2014** sur un échantillon de boues d'une station en Pologne qui présentait un phénomène de bulking ont montré que *Beggiatoa sp* est l'une des trois espèces les plus observées et identifiées dans ce cas.

La figure 25 D représente l'aspect de *Sphaerotilus natans*. Isolée et identifiée au cours de ce travail. Cette bactérie filamenteuse est connue pour être un des principaux agents du bulking, **en 1966, Pipes** a confirmé la présence de *Sphaerotilus natans* dans la boue activée en fonctionnement normal et en état foisonnement. Des études récentes ont prouvé que la prolifération excessive de *Sphaerotilus natans* est un facteur essentiel dans le foisonnement (**Choi et al., 2011 In: Maal et al., 2015**).

I. 5. 3. 1. Etude de la fréquence de la microflore des boues

L'évaluation des fréquences de la flore microbienne (FFM) (**Tableau XVI**) a démontré la dominance du groupe de bactéries filamenteuses *Nostocoida limicola* (groupe I, groupe II, et groupe III) représentant une FFM de 82,35% (14/17) sur l'ensemble des 17 échantillons du bassin d'aération (**Tableau XVI**). Suivi par, *Microthrix parvicella* et *Beggiatoa sp.* représentant des valeurs de FFM de 58,82% (10/17) et 29,41% (5/17), respectivement. *Sphaerotilus natans* n'était pas dominant, car il n'a été isolé que dans 17,64 % (05/17) des échantillons du bassin d'aération.

L'identification des bactéries filamenteuses dominantes aidera à comprendre l'état du système de traitement afin que des changements correctifs puissent être apportés (**Wang et al., 2014**). Différentes bactéries filamenteuses vont dominer dans les eaux usées en fonction des nutriments (**Dos Santos et al., 2015**). La présence des bactéries filamenteuses dans les

systèmes à boues activées est donc une étape essentielle dans la caractérisation du phénomène de bulking (**Eikelboom, 1977**).

Tableau XVI. Isolement, identification et fréquences de la flore microbienne (FFM) des bactéries filamenteuses

Bactéries filamenteuses (ID)	Q/S	FFM (%)
<i>Nostocoïda limicola</i> (groups I, II and III)	14/17	82.35
<i>Microthrix parvicella</i>	10/17	58.82
<i>Beggiatoa</i> sp	05/17	29.41
<i>Sphaerotilus natans</i>	03/17	17.64

Q: Nombre total de toutes les unités d'échantillonnage ; S : Nombre total d'isolat(s) de l'espèce dans toutes les unités d'échantillonnage ; FFM : Fréquence de la flore microbienne, ID : Identification

I. .5. 4. La microfaune des boues

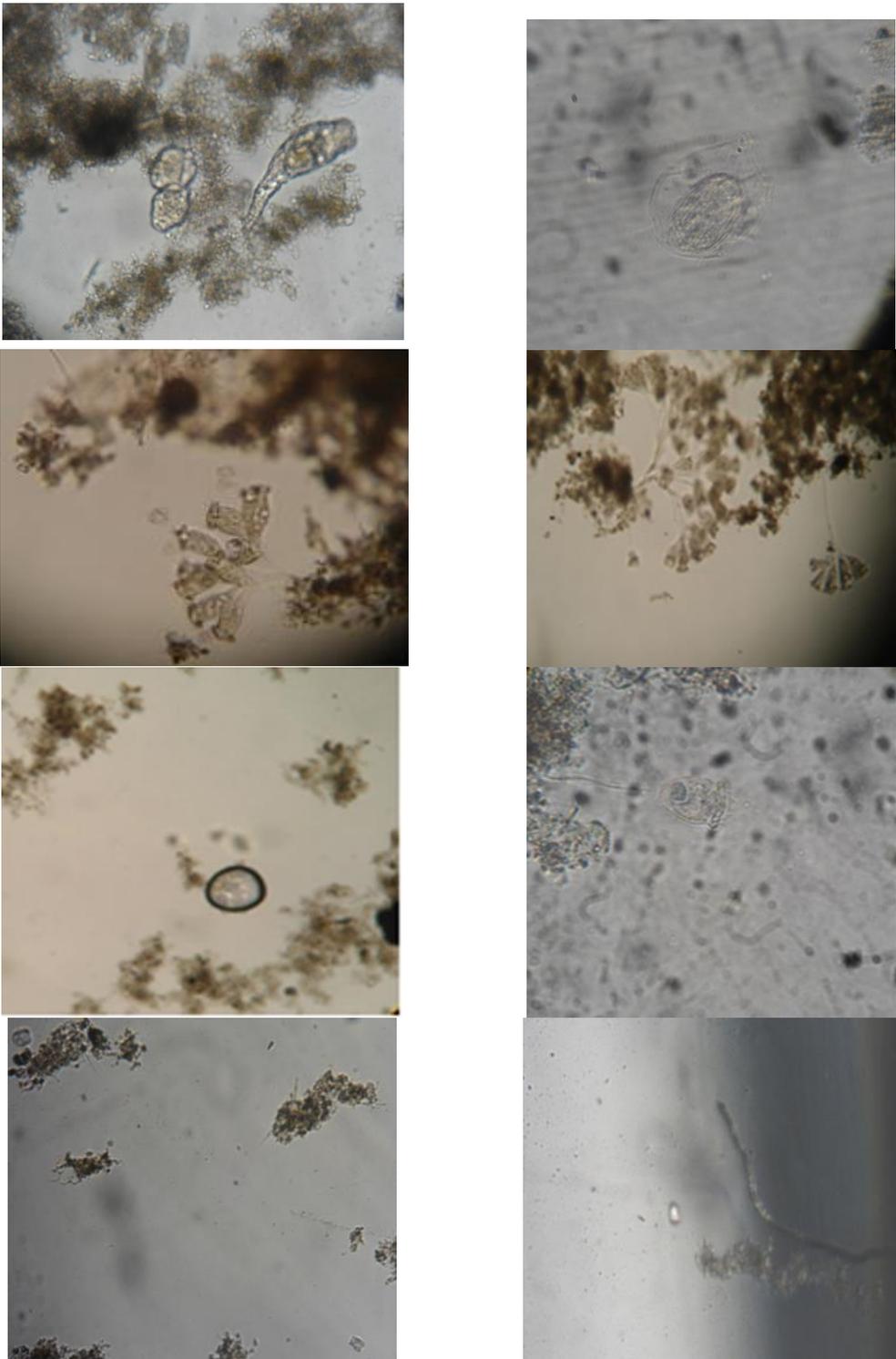


Figure 26 Observation de la microfaune au niveau des boues ($\times 480$):

- (a) *Euglena gracilis*, (b) Un ciliate nageur, (c) *Epistylis plicatilis*, (d) *Vorticella*,
(e) *Monas globosa*, (f) *Vorticella microstoma*, (g) Grande Amibe, (h) Nematode

Les eaux traitées des bassins d'aérations de la STEP restent riches en microfaune (voir Figure 26) constituée, principalement, de protozoaires et métazoaires qui ont un rôle important dans l'élimination des polluants par oxydation biologique (**Metahri, 2003**).

Parmi les protozoaires, on retrouve en grand nombre *Vorticella microstoma* et *Vorticella fromenteli* ou des *Epistylis plicatilis* (voir **Figure 26 F. C. D**). Selon **Madoni (1994)** ces espèces peuvent être de l'ordre de 10^6 individus /L de boue. L'âge des boues est un facteur important intervenant au niveau de la croissance des protozoaires. Cependant il existe d'autres espèces telles qu'*Euglena gracilis* et *Monas globosa* (voir Figure 26 A à E) avec une moindre concentration.

Certains auteurs notent que le rôle des bactériophages au niveau des floccs aide à maintenir des populations bactériennes jeunes pouvant assimiler plus facilement la matière organique (**Rejesk, 2002**). Pour ce qui est des métazoaires on retrouve le plus souvent dans nos observations des nématodes (voir Figure 26 H). Selon Canler et *al.* (1999), ces nématodes sont retrouvés dans les boues subissant une digestion aérobie. On les trouve dans les floccs et leur rôle de prédateur bactérien leur permet de contribuer au renouvellement de la biomasse épuratrice.

II. Résultats des Analyses physico-chimiques

II. 1. Température

Globalement, les températures enregistrées pendant les périodes normales et de dysfonctionnement se situent entre 13 et 20 °C (voir Figure 27). Les températures enregistrées pendant la période de dysfonctionnement se situent dans une fourchette de 13°C en avril à un maximum de 19°C en juin, avec une moyenne de 15,47 °C pour l'eau brute (EBD), et entre 13°C et 20°C avec une moyenne de 14,29 °C pour l'eau traitée (ETD) et un maximum enregistré en juin avec 20°C. En période normale de fonctionnement de la station, les valeurs se situent dans une fourchette de 13 °C à un maximum de 14 °C avec une moyenne de 13,5 °C pour l'eau brute (EBN), et entre 13 °C et 14 °C avec une moyenne de 13,5 °C pour l'eau traitée (ETN). La température étant le principal facteur qui affecte presque tous les équilibres physico-chimiques et les réactions biologiques (**Delpla et al., 2009; Ashok Kumar et al., 2010 ; Elahcene et al., 2020**). D'après les résultats obtenus, les températures sont inférieures à celles rapportées par (**Mamine et al., 2020**). Pour les deux périodes, les valeurs sont inférieures à la température ambiante, elles sont inférieures à la norme algérienne de 30°C (**JORADP, 2006 ; OMS, 2006 ; USEPA, 2004**). La fluctuation de la température observée peut être attribuée à l'impact des différentes saisons de l'année (**El Oumlouki et al., 2014**) ont signalé qu'il existe une relation étroite entre la température atmosphérique et la température de l'eau. En particulier, la température de l'air est un facteur écologique important qui contrôle le comportement physiologique du système aquatique (**Arain et al., 2009**).

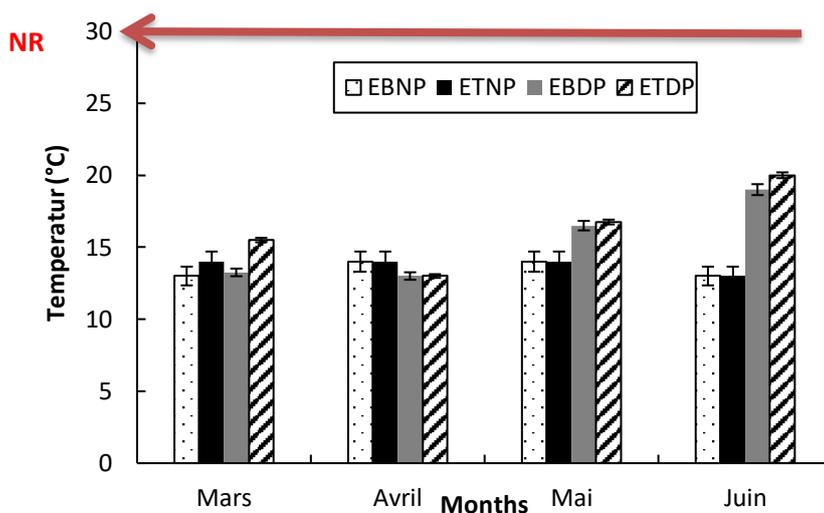


Figure 27: Températures de l'eau brute et de l'eau traitée en période normale et en période de dysfonctionnement de la centrale d'El Kouwaer (EBNP : Eau brute période normale ; ETNP : Eau traitée en période normale ; EBDP : Eau brute en période de dysfonctionnement ; ETDP : Eau traitée en période de dysfonctionnement), NR : Normes (JORADP, 2006 ; OMS, 2006 ; USEPA, 2004)..

II. .2. Potentiel hydrogène (pH)

Pendant la période de dysfonctionnement, le pH des eaux usées brutes a varié de 7,35 à 10,5 avec une moyenne de 7,41, tandis que celui des eaux usées traitées a varié de 7,32 à 10,5 avec une moyenne de 7,39 (voir Figure 28). Alors qu'en mars, la valeur du pH enregistrée était d'environ 10,5 pour les eaux brutes et les eaux traitées. Cela a montré une très forte alcalinité, ce qui est un élément important pour l'interprétation de la corrosion dans les tuyaux des stations d'épuration. De plus, elle affecte la DBO₅ et la prolifération des microorganismes de purification. Pour le reste de la période, le pH gravite généralement autour de la neutralité. Pendant le fonctionnement normal de la station, les valeurs de pH des eaux usées brutes étaient comprises entre 7,44 et 7,67 avec une moyenne de 7,55, tandis que les valeurs de pH des eaux usées traitées variaient entre 7,63 et 7,67 avec une moyenne de 7,65.

La neutralité du pH des eaux usées observée dans ces travaux en période de dysfonctionnement a confirmé que l'effluent était d'origine urbaine (Rejsek et al., 1990 ; Hamaidi et al., 2013). Cette observation est plus proche de plusieurs autres investigations (Chaouki, 2013, Derradji et al., 2015 ; Bourouache et al., 2019). Ainsi, les résultats en

période normale étaient en concordance avec la norme de rejet délimitée entre 6,5 et 8,5 qui est conforme à la norme de rejet (JORADP, 2006 ; OMS, 2006).

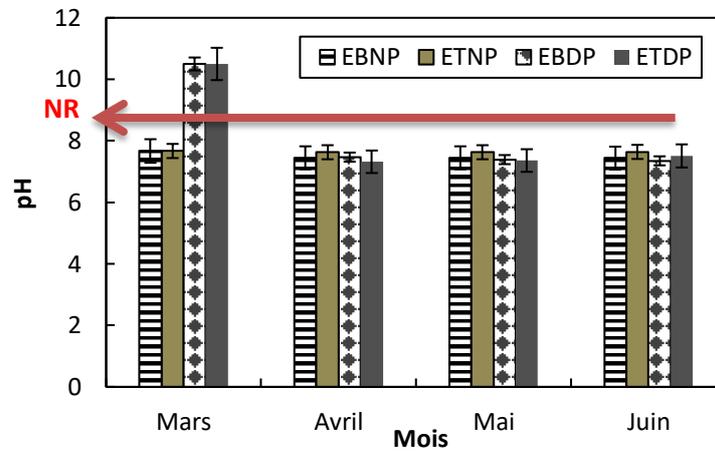


Figure 28: pH de l'eau brute et de l'eau traitée en période normale et en période de dysfonctionnement de la station d'El Kouwaer (EBNP : Eau brute période normale : ETNP : Eau traitée en période normale ; EBDP : Eau brute en période de dysfonctionnement ; ETDP : Eau traitée en période de dysfonctionnement), NR : normes)

II. . 3. Conductivité électrique

Les valeurs de conductivité électrique de l'eau brute pendant la période de dysfonctionnement allaient de 1006 à 2510 $\mu\text{s}/\text{cm}$ avec une moyenne de 1999.41 $\mu\text{s}/\text{cm}$. De plus, les quantités d'eau traitée varient de 1603 à 2190 $\mu\text{s}/\text{cm}$ avec une moyenne de 1616,35 $\mu\text{s}/\text{cm}$ (voir Figure 29). En période normale, la conductivité de l'eau brute était comprise entre 2316 et 2325 $\mu\text{s}/\text{cm}$ avec une moyenne de 2320 $\mu\text{s}/\text{cm}$. De même, entre 1924 et 1944, la conductivité de l'eau traitée était de $\mu\text{s}/\text{cm}$ avec une moyenne de 1934 $\mu\text{s}/\text{cm}$.

Les résultats de conductivité électrique obtenus ont montré une variation élevée à moins importante de la minéralisation exprimée par la conductivité moyenne. Ces résultats pourraient s'expliquer par le rejet d'eaux usées riches en matières organiques au cours des deux périodes d'étude. Ces résultats restent supérieurs à ceux rapportés par Derwich et al., (2008) de la station d'épuration de Kenitra au Maroc.

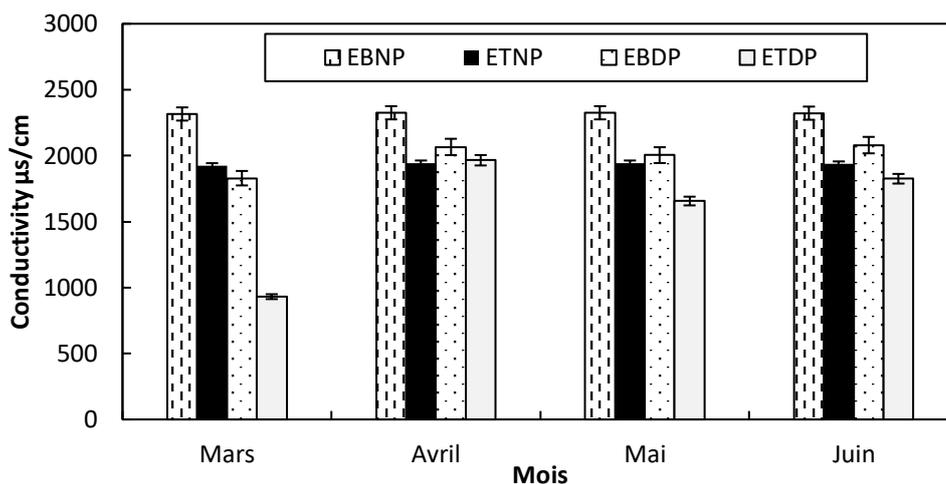


Figure 29: Conductivité électrique de l'eau brute et traitée en période normale et en période de dysfonctionnement de la station d'El Kouwaer (EBNP : Eau brute période normale ; ETNP : Eau traitée en période normale ; EBDP : Eau brute en période de dysfonctionnement ; ETDP : Eau traitée en période de dysfonctionnement)

II. 4. Oxygène dissous (O₂)

Les valeurs d'oxygène dissous obtenues se situaient entre 0,2 mg/l et 0,8 mg/l avec une moyenne de 0,5 mg/l pour l'eau brute et de 0,9 mg/l à 2,2 mg/l pour l'eau traitée avec une moyenne de 1,8 mg/l (**voir Figure 30**). Des valeurs inférieures à 1 mg d'O₂ par litre caractérisant un état proche de l'anaérobiose (eau brute) de la station ont indiqué un dysfonctionnement évident, surtout dans la période entre mars et avril. En période normale, les valeurs obtenues variaient de 0,5 mg/l à 0,6 mg/l avec une moyenne de 0,5 mg/l pour l'eau brute et de 2,97 mg/l à 3,03 mg/l pour l'eau traitée avec une moyenne de 3 mg/l. Dans la présente étude, le faible taux d'oxygène dissous non enregistré indique un dysfonctionnement, en particulier dans la période comprise entre mars et avril. Cet état se produit lorsque les processus d'oxydation des déchets minéraux, des matières organiques et des nutriments consomment plus d'oxygène que ce qui est disponible. En effet, une faible teneur en oxygène dissous entraîne une augmentation de la solubilité des éléments toxiques (**Saïdi, 2010**).

Ces éléments sont libérés par les sédiments et indiquent également que l'eau est chargée de matière organique puisqu'elle est sous-saturée en oxygène (**Mahaffey et al., 2020**). De plus, les températures maximales observées à cette période (mars et avril) peuvent contribuer à la diminution de la solubilité de l'oxygène. Alors que, pendant la période normale, les quantités d'oxygène dissous indiquent que l'eau traitée était sursaturée en oxygène. Des résultats similaires sont enregistrés par **Karen (2018)** à la ville de Cotonou.

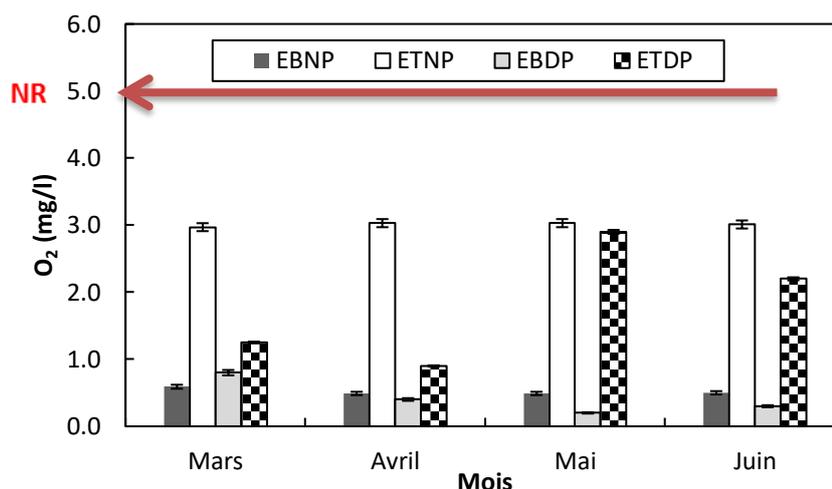


Figure 30: Oxygène dissous de l'eau brute et de l'eau traitée en période normale et en période de dysfonctionnement de la centrale d'El Kouwaer (EBNP : Eau brute période normale ; ETNP : Eau traitée en période normale ; EBDP : Eau brute en période de dysfonctionnement ; ETDP : Eau traitée en période de dysfonctionnement)

II. 5. Les matières en suspension totales (MES)

Les matières en suspension représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux usées.

En période de fonctionnement normal, le taux de matières en suspension totales de l'eau brute a varié entre 297 mg/l et 359 mg/l avec une moyenne de 317,5 mg/l. En ce qui concerne l'eau traitée, le taux de MES a varié entre 19 mg/l et 38 mg/l, avec une moyenne de 25,25 mg/l (**voir Figure 31**). La performance d'abattement des MES de la station au cours de la période de fonctionnement normal a été de 93,42%.

Paradoxalement, les valeurs enregistrées pendant la période de dysfonctionnement ont montré une réduction plus importante des MES entre l'eau brute et l'eau traitée. Elles se situent entre 316 mg/l et 492 mg/l, avec une moyenne de 401,75 mg/l pour l'eau brute. De même, le taux de MES de l'eau traitée variait entre 10 mg/l et 25 mg/l, avec une moyenne de 16,5 mg/l. La performance d'abattement des MES au cours de cette période a été de 96,11 %.

La détermination de la concentration des éléments colloïdaux dans les eaux usées est nécessaire pour évaluer l'impact de la pollution sur l'environnement aquatique (**Rekrak et Fellah, 2020**). Les valeurs au cours des deux périodes sont restées inférieures à la norme de rejet du (**JORADP, 2006**) limitée à 30 mg/l que celle de l'OMS (**2006**), et pour l'USEPA (**2004**). De plus, la valeur des matières en suspension dans l'eau brute était supérieure à la

norme habituelle (AFNOR NF EN 872) (250 mg/l) des rejets de déchets ménagers normalement concentrés, ce qui peut causer un problème de performance épuratoire

Dans ce contexte, les résultats actuels, notamment en période de dysfonctionnement, sont similaires à ceux rapportés par **Derradji et al., (2015)** à Annaba (Algérie) et **Mamine et al., (2020)** à Sok Ahras (Algérie). En revanche, les résultats actuels sont inférieurs à ceux mentionnés par **Bousalah et al., (2012)**. Selon **Ould Mahamedou (2006)**, les valeurs de MES dépendent principalement de la saison, de la pluviométrie, de la nature des effluents.

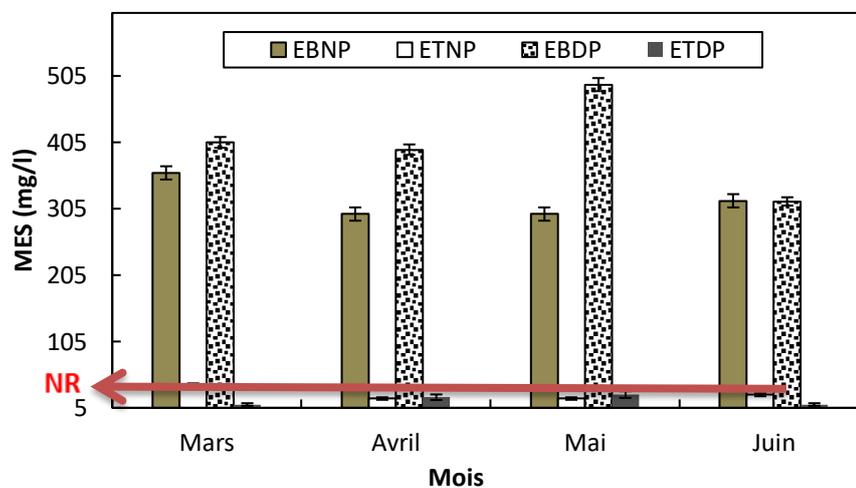


Figure 31 : Matières en suspension totales de l'eau brute et de l'eau traitée en période d fonctionnement normal et en période de dysfonctionnement de la station d'El Kouwaer (EBNP : Eau brute période normale. ETNP : Eau traitée en période normale. EBDP : Eau brute en période de dysfonctionnement. ETDP : Eau traitée en période de dysfonctionnement), NR : normes JORA (2006)

II. 5. Demande biochimique en oxygène pendant 5 jours (DBO5)

La DBO5 est un paramètre qui indique la quantité d'oxygène utilisée pour la dégradation des matières organiques décomposables par des processus biochimiques. La valeur moyenne de la DBO5 de la charge polluante révélée dans l'installation pendant la période de dysfonctionnement varie entre 91 mg/l et 401 mg /l et représente une moyenne de 234,5 mg/l. Les variations de concentration pour les effluents traités ont montré des teneurs en

DBO₅ comprises entre 27 mg/l et 51 mg/l et représentant une moyenne de 34,75 mg /l (**voir Figure 32**).

Une valeur élevée de DBO₅ (51 mg/l) de l'eau traitée a été enregistrée au mois de juin. D'autre part, la valeur moyenne de DBO₅ de la charge polluante trouvée dans l'installation en fonctionnement normal a varié entre 203 mg/l et 222 mg/l et une moyenne de 215,5 mg/l. De même, les variations pour les effluents traités ont montré des niveaux de DBO₅ entre 12 mg/l et 13 mg/l et une moyenne de 12,25 mg/l. Les valeurs de DBO₅ en période normale sont restées inférieures à la norme fixée par le gouvernement algérien pour les eaux destinées à être rejetées dans les milieux qui autorisent une valeur de 35 mg/l (**JORADP, 2006**).

Par ailleurs, les valeurs élevées de DBO₅ de l'eau traitée en période de dysfonctionnement enregistrées en juin peuvent être interprétées par la faible activité des micro-organismes épurateurs qui assurent la dégradation et la transformation de la matière organique. Ainsi, permettant l'élimination de la pollution organique, ainsi que le bon fonctionnement du clarificateur et le niveau de matière organique dans l'eau brute (**Ladhari et al., 2019**).

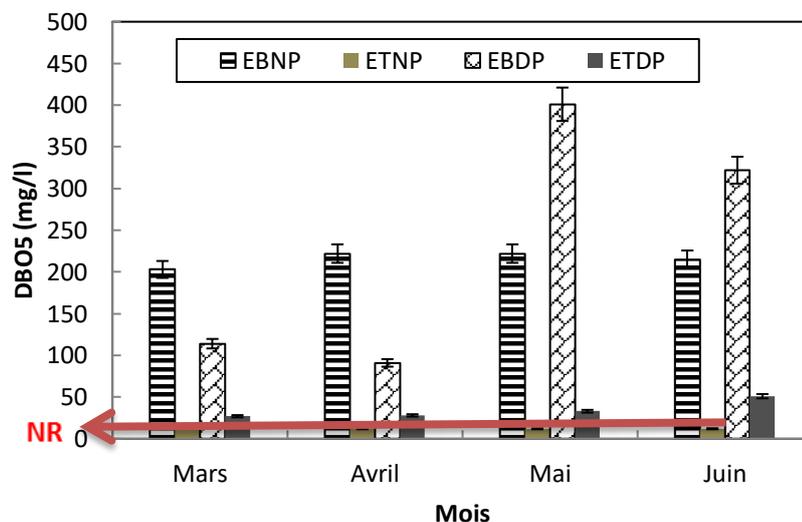


Figure 32: DBO₅ de l'eau brute et traitée en période normale et en période de dysfonctionnement de la station d'El Kouwaer

(EBNP : Eau brute période normale. ETNP : Eau traitée en période normale. EBDP : Eau brute en période de dysfonctionnement. ETDP : Eau traitée en période de dysfonctionnement), NR :JORA 2006).

II. 6. Demande chimique en oxygène (DCO)

Les valeurs de DCO des différents échantillons d'eau brute pendant la période de dysfonctionnement se situaient entre 626 mg/l et 1550 mg/ l, avec une moyenne de 1060,5 mg/l, et entre 48 mg/l et 147 mg/l, avec une moyenne de 81,25 mg/l pour l'eau traitée (**voir Figure 33**). D'après les résultats obtenus pendant la période normale, les valeurs de DCO des différents échantillons d'eau brute se situaient entre 1247 mg/l et 1310 mg/ l avec une moyenne de 1278,5 mg/l et entre 40 mg/l et 41 mg/l avec une moyenne de 40,5 mg/ l pour l'eau traitée. La demande chimique en oxygène mesure la consommation d'oxygène résultant de l'oxydation chimique de la matière organique. Selon **Youbi (2018)**, la DCO permet principalement d'évaluer la quantité de matière organique présente dans l'eau.

Les résultats de ces travaux sont inférieurs à la norme tolérée par la réglementation algérienne de 120 mg/l (**JORADP, 2006**) et à celle de l'organisation mondiale de la santé de 90 mg/l (**OMS, 2006**). En revanche, ils étaient supérieurs à ceux obtenus par **Derradji et al., (2015)** et **Dahamsheh et Wedyan (2017)**. Selon **Hamaidi et al., (2013)**, les concentrations élevées de DCO dans l'eau traitée s'expliquent par la présence d'une fraction de matière organique non biodégradable dans l'eau brute. En outre, la forte teneur en matière organique des eaux usées affecte largement la valeur de la DCO dans l'eau brute (**Canler, 2005**).

De plus, il existe une relation directe entre les MES et la DCO puisque la demande chimique en oxygène est la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation chimique à l'aide d'un oxydant fort de composés organiques présents dans l'eau. Elle mesure la teneur en matière organique totale (à l'exception de certains composés qui ne sont pas dégradés), y compris ceux qui ne sont pas dégradables par les bactéries (**Dahamsheh et Wedyan, 2017**).

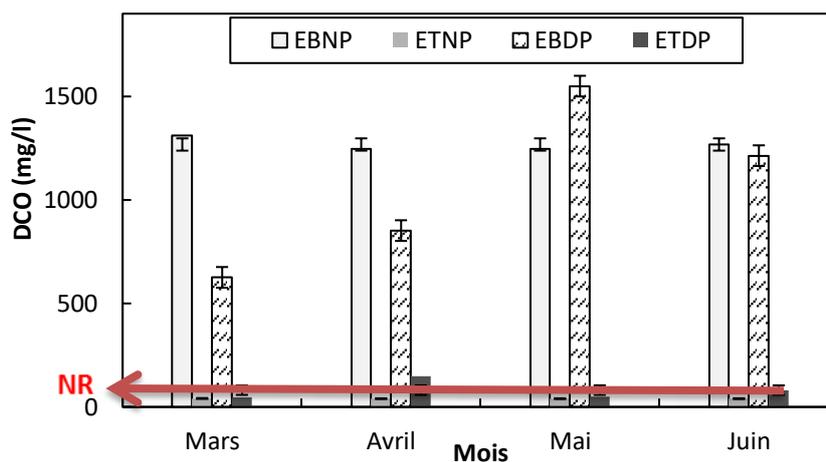


Figure 33: DCO de l'eau brute et traitée en période normale et en période de dysfonctionnement de la station El Kouwaer) (EBNP : Eau brute période normale ; ETNP : Eau traitée en période normale ; EBDP : Eau brute en période de dysfonctionnement ; ETDP : Eau traitée en période de dysfonctionnement), NR : JORA :2006).

II. 7. Nitrate (NO_3^-) et nitrite (NO_2^-)

Les valeurs de nitrates (NO_3^-) pendant la période de dysfonctionnement variaient entre 0,003 mg/l et 0,062 mg/l avec une valeur moyenne de 0,049 mg/l pour l'eau brute et de 0,04mg/l à 0,267 mg/l pour l'eau traitée avec une valeur moyenne de 0,165 mg/l (**voir Figure 34**). De même, des valeurs de nitrites (NO_2^-) ont été observées pendant cette période, ce qui peut être un bon indicateur du blocage de l'activité biologique. D'autre part, pendant la période normale, les valeurs de nitrates (NO_3^-) de l'eau brute obtenue ont varié entre 0,03 mg/l et 1,72 mg/l avec une valeur moyenne de 0,87 mg/l. En outre, les valeurs de nitrate (NO_3^-) de l'eau brute pendant la période de dysfonctionnement variaient entre 0,09 mg/l et 0,413 mg/l avec une valeur moyenne de 0,277 mg/l et pour l'eau traitée entre 0,04mg/l et 0,267 mg/l avec une valeur moyenne de 0,165 mg/l. D'autre part, pendant la période normale, les valeurs de nitrates de l'eau brute obtenues variaient entre 0,36 mg/l et 0,38 mg/l avec une valeur moyenne de 0,37 mg/l et pour l'eau traitée entre 0,9 mg/l. Il semble clairement que le niveau de nitrates en période de dysfonctionnement était plus élevé dans l'eau brute que dans l'eau traitée. Cela est dû à l'incapacité de l'aération à assurer une nitrification avancée plus souvent au niveau des stations d'épuration, car les aérateurs sont généralement surdimensionnés par rapport à la charge polluante reçue. La diminution de la concentration en nitrates de l'influent s'explique également par l'absence de nitrification dans la biomasse des boues activées qui conduit à la transformation des nitrites en nitrates. Cette opération génère une moyenne qui

reste inférieure aux normes internationales de l'eau destinée à l'irrigation (<50mg/l) (OMS, 2006).

Le nitrate est notamment le produit d'oxydation final du composé azoté des eaux naturelles. C'est la forme la plus soluble des composés azotés et sa présence dans les eaux de surface est liée aux produits fertilisants (Lgourna et al., 2015). Selon la norme AFNOR EN 26777, l'azote nitrité dans l'eau brute doit être de 0 mg/l et compris entre (0,03 mg/l et 0,14 mg/l) avec une moyenne de 0,08 mg/l pour l'eau traitée.

Les taux de nitrates obtenus dans ce travail en période normale étaient en accord avec la norme algérienne de 30 mg/l (JORADP, 2006), mais ils étaient inférieurs à ceux rapportés par Abboud et al., (2014) et Youbi al., (2018). Selon Canler (2005), le nitrite (N- NO₂⁻) est une forme instable et le produit principal de la première étape de nitrification du cycle de l'azote.

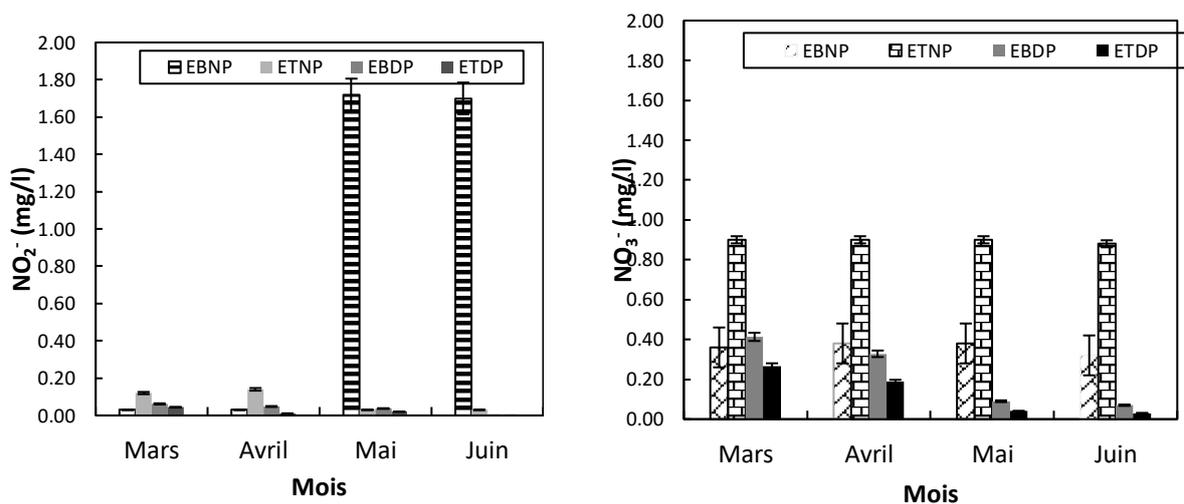


Figure 34: NO₂⁻ et NO₃⁻ de l'eau brute et traitée en période normale et en période de dysfonctionnement de la station d'El Kouwaer

(EBNP : Eau brute période normale. ETNP : Eau traitée en période normale. EBDP : Eau brute en période de dysfonctionnement. ETDP : Eau traitée en période de dysfonctionnement)

II. 8. Ammonium (NH₄)

Pendant la période de dysfonctionnement, l'ammonium de l'eau brute variait entre 9,5 mg/l et 15,83 mg/l avec une moyenne de 11,84 mg/l et pour l'eau traitée entre 2 mg/l et 11,92 mg/l avec une moyenne de 5,58 mg/l (voir Figure 35).

Pendant toute la période normale, l'ammonium de l'eau brute a varié d'un minimum de 12 mg/l à un maximum de 13 mg/l avec une moyenne de 12,5 mg/L. Pour l'eau traitée, la

valeur était de 1 mg/l pendant les quatre mois. Il a été observé qu'en période de dysfonctionnement, un taux d'ammonium inférieur à 1 mg/l d'O₂ indiquait un état proche de l'anaérobie. En l'absence d'oxygène, les bactéries anaérobies transforment les nitrates et produisent de l'ammoniac (NH₃) ou de l'ammonium (NH₄⁺). L'ammonium en soi n'est pas nocif. En revanche, lorsque le pH augmente, l'ammoniac est produit, il en résulte la production d'un gaz hydrosoluble qui est toxique pour la vie aquatique ; ce problème se pose à partir d'une concentration de 0,1 mg NH₃/l. L'ammonium de l'eau brute est soumis aux normes **NF T 90-015-2 (2000)** indiquant les valeurs habituelles d'une eau normalement concentrée pour un usage domestique (50 à 55 mg de N-NH₄⁺). L'ammonium constitue une étape dans le cycle de l'Azote (minéralisation de la matière organique). Il est dérivé du cation ammonifiable de l'azote organique présent dans les eaux usées. Il correspond à la forme assimilable pour l'activité bactérienne nécessaire au traitement biologique (**Canler, 2005**).

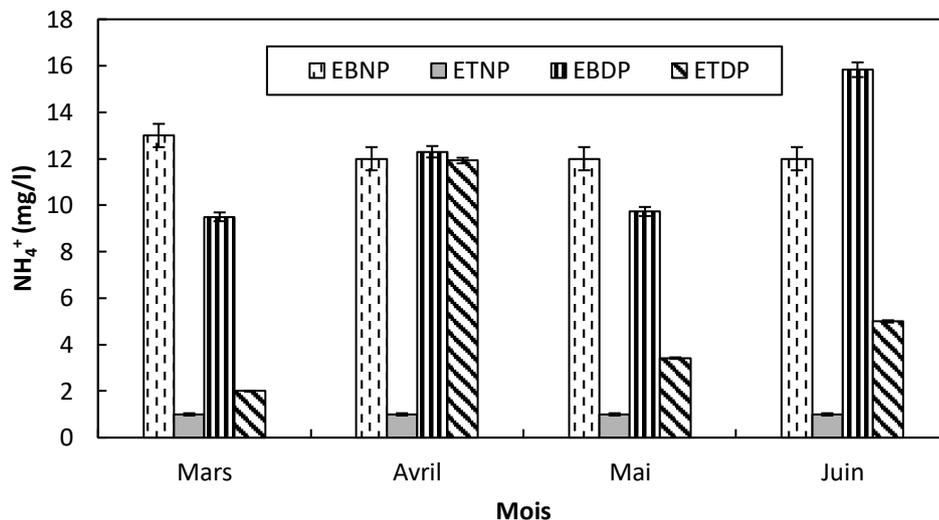


Figure 35: Ammonium de l'eau brute et traitée en période normale et en période de dysfonctionnement de la station d'El Kouwaer

(EBNP : Eau brute période normale. ETNP : Eau traitée en période normale. EBDP : Eau brute en période de dysfonctionnement. ETDP : Eau traitée en période de dysfonctionnement)

II. 9. Phosphore total et orthophosphates

Le paramètre phosphore total représente le phosphore sous toutes ses formes : particulaire, dissous, organique et minéral. En période de dysfonctionnement, la teneur en phosphore total de l'eau brute variait de 0,71 mg/l à 1,05 mg/l. En ce qui concerne l'eau traitée, ses concentrations variaient de 0,3 mg/l à 1,15 mg/l. La moyenne de cette teneur en polyphosphate dans l'eau brute (0,87 mg/l) semble être plus élevée que celle enregistrée dans l'eau traitée (0,64 mg/l) (**voir Figure 36**).

En période normale, la concentration du phosphore total des eaux traitées variait de 1,05 mg/l à 1,15 mg/l. De même, pour le phosphore total de l'eau brute, les valeurs variaient entre 1,11 mg/l et 1,18 mg/l.

La teneur moyenne en polyphosphate de l'eau brute était (1,145 mg/l), ce qui est supérieur à celle enregistrée dans l'eau traitée (1,112 mg/l).

En période de dysfonctionnement, la teneur moyenne en polyphosphate de l'eau brute semble être plus élevée que celle enregistrée dans l'eau traitée. Cette valeur était inférieure aux normes de 50 mg/ décrites par l'**OMS (2006)**. D'autre part, selon **AFNOR NF T (1997)**, les valeurs habituelles de phosphore total dans les eaux brutes domestiques normalement concentrées se situent entre (15 et 20 mg/l). En période normale, la teneur moyenne en polyphosphate de l'eau brute est supérieure à celle enregistrée dans l'eau traitée. Cette constatation peut être le résultat de l'absorption rapide de ce composant par les bactéries et les algues de l'environnement (**Jansson, 1988; Capblancq et Dauta, 1990**).

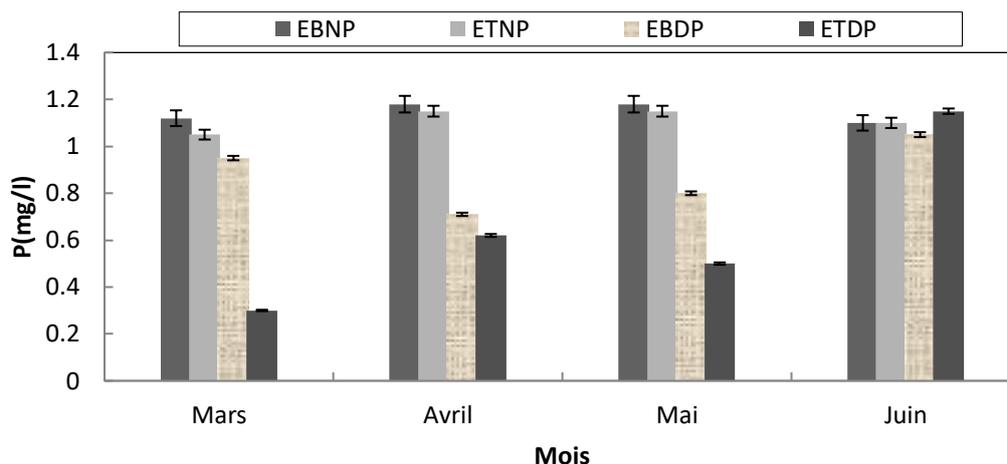


Figure 36: Phosphore total des eaux brutes et traitées en période normale et en période de dysfonctionnement de la station d'El Kouwaer

(EBNP : Eau brute période normale. ETNP : Eau traitée en période normale. EBDP : Eau brute en période de dysfonctionnement. ETDP : Eau traitée en période de dysfonctionnement)

En période normale, l'orthophosphate de l'eau brute variait entre 3,16 mg/l et 3,23 mg/l avec une moyenne de 3,20 mg/l. En outre, pour l'eau traitée, ses concentrations variaient entre 2,99 mg/l et 3,20 mg/l avec une moyenne de 3,13 mg/l (**Figure 37**). Pendant la période de dysfonctionnement, l'orthophosphate de l'eau brute variait entre 3,25 mg/l et 2,16 mg/l avec une moyenne de 2,68 mg/l. Pour l'eau traitée, ses concentrations variaient entre 0,875 mg/l et 3,26 mg/l avec une moyenne de 1,95 mg/l.

Le phosphore est l'un des nutriments les plus importants dans la nature. Il représente un élément biogénique essentiel à la croissance des algues, des bactéries et des protozoaires (**Hassoune et al., 2010**). Toutefois, ses niveaux élevés dans les eaux de surface peuvent entraîner une eutrophisation (**Meybeck et al., 1996**). Les valeurs d'orthophosphate dans les eaux brutes et traitées en période normale dépassent le seuil des rejets standards dans le milieu récepteur prescrit par la norme algérienne de 2 mg/l.

En période de dysfonctionnement, les concentrations étaient inférieures à celles obtenues par **Mamine et al., (2015)** et **Youbi et al., (2018)** à "Meboudja et Seybouse" au nord-est de l'Algérie. En revanche, elles étaient similaires à celles obtenues par **Derradji et al., (2015)** dans la ville d'Annaba située au nord-est de l'Algérie. Ils étaient également très proches de la station d'épuration des eaux usées utilisée pour l'irrigation et située à Souk Ahras dans le nord-est de l'Algérie (**Mamine et al., 2015**). Selon **Capblancq et Dauta (1990)**, la variabilité des taux

d'orthophosphate peut s'expliquer spatialement par les rejets supplémentaires des agglomérations et des unités industrielles voisines ; et par le lessivage des sols agricoles, traités avec des engrais.

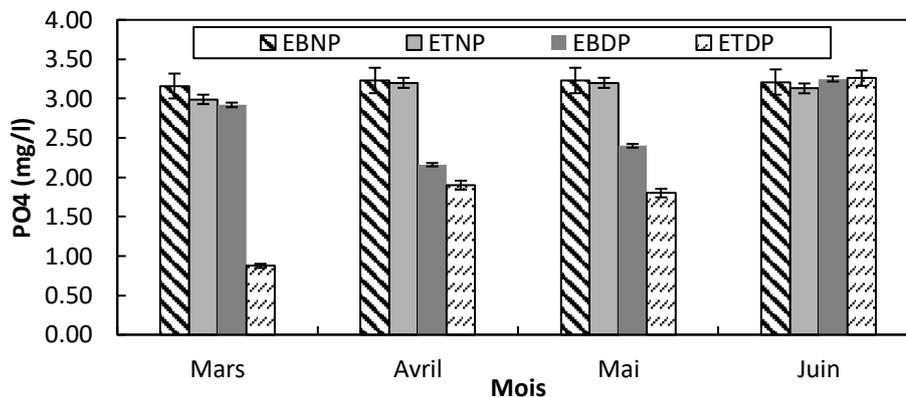


Figure 37: Orthophosphate de l'eau brute et traitée en période normale et en période de dysfonctionnement de la station d'El Kouwaer

(EBNP : Eau brute période normale. ETNP : Eau traitée en période normale. EBDP : Eau brute en période de dysfonctionnement. ETDP : Eau traitée en période de dysfonctionnement)

III. Analyse des performances épuratoires

III. 1 Indicateurs de pollution

La relation entre (DCO, DBO₅ et MES) permet l'estimation de la matière oxydable. Elle présente notamment un intérêt très important pour une meilleure appréciation des origines, de la nature et de la biodégradabilité des effluents étudiés.

Les valeurs de chaque indicateur de pollution ont été résumées dans le **tableau XVII**.

Tableau XVII : Valeurs des indicateurs de pollution en période normale et en période de dysfonctionnement de la station d'El Kouwaer.

Paramètres	Mars		Avril		Mai		Juin	
	Pr D	Pr N	Pr D	Pr N	Pr D	Pr N	Pr D	Pr N
DCO/DBO ₅	5.49	6.45	9.36	5.61	3.86	5.61	3.77	5.89
DBO ₅ /DCO	0.18	0.15	0.10	0.17	0.25	0.17	0.27	0.16
MES/DBO ₅	3.55	1.76	4.32	1.33	1.22	1.33	0.98	1.47
MO (mg/l)	284.6	572	892	563.6	784	563.6	619.3	566

PrD: période dysfonctionnement; PrN: période normale

DCO/DBO₅

Pendant la période de dysfonctionnement, le rapport DCO/DBO₅ enregistré était supérieur à 3 avec un maximum de 9,36 (enregistré en Avril) et un minimum de 3,77 (enregistré en Juin). En revanche, en période normale, les valeurs de ce ratio ont révélé un maximum de 6,45 (enregistré en Mars) et un minimum de 5,61 (enregistré en Avril et Mai) (**voir Tableau XVII**).

Les résultats de la DCO/DBO₅ ont confirmé que les effluents étaient difficilement biodégradables, ce qui indique clairement qu'une partie de la matière organique n'était pas biodégradable dans les deux périodes ; il en résulte que le traitement biologique n'est pas recommandé dans la station d'épuration d'El Kouwaer. Dans le cas du ratio DBO₅/DCO < 0,3, la biodégradation ne se poursuivra pas. Par conséquent, les eaux usées ne peuvent pas être traitées biologiquement. Cet état constatant qu'en raison de la toxicité des eaux usées produites par ces immeubles, l'effort métabolique des bactéries est inhibé (**Dahamsheh et Wedyan, 2017**). Cela suggère également une prédominance des matières organiques (**Bouknana et al., 2014**).

DBO₅/DCO

Selon le **Tableau XVII**, les valeurs du rapport DBO₅/DCO ont également montré une charge organique très élevée pendant la période de dysfonctionnement. Les quantités variaient entre un minimum de 0,10 (enregistré en avril) et un maximum de 2,26 (enregistré en juin). En période normale, les valeurs de ce rapport ont varié entre un minimum de 0,17 (enregistré en avril) et un maximum de 0,15 (enregistré en juin).

Le rapport DBO₅/COD permet d'avoir une idée réaliste de la biodégradabilité. Dans ce cas, il a été clairement observé pour tous les échantillons en période normale ou en période de dysfonctionnement que DBO₅ < DCO. Cela signifie que l'effluent de la station d'épuration d'El kouwaer était faiblement biodégradable ou non biodégradable. Cela peut s'expliquer par la dégradation de l'étape de déhuilage qui provoque un processus de biodégradation lent (**Cisterna-Osorio et Arancibia-Avila, 2019**).

MES/DBO₅

Les résultats ont montré que pendant la période de dysfonctionnement, le rapport maximum MES/DBO₅ enregistré était de 4,32 (enregistré en Avril) et un minimum de 0,98 (enregistré en Juin). En période normale, les valeurs du ratio se situaient entre un maximum de 1,67 (enregistré en Mars) et un minimum de 1,33 (enregistré en Avril et Mai) (**voir Tableau XVII**). Le rapport MES/DBO₅ renseigne sur la production de boues, fraction

"naturelle" apportée par les MES déjà présents dans l'eau brute, selon Canler (2005), les valeurs classiques pour les eaux usées domestiques se situent dans la fourchette de 0,8 à 1,2, on peut observer que les valeurs en période de dysfonctionnement sont très élevées surtout en mars et avril, les résultats en période normale dépassent les normes pour l'eau brute.

Matière oxydable (MO)

Pendant la période de dysfonctionnement, la teneur en matières oxydables non enregistrées a varié entre un minimum de 284,6 mg/l (enregistré en Mars) et un maximum de 892 mg/l (enregistré en Avril). En période normale, la teneur en matières oxydables a varié entre le minimum de 563,6 mg/l (enregistré en Avril) et le maximum de 572 (enregistré en Mars) (**voir Tableau XVII**). Les deux résultats de la MO obtenus en période normale et en période de dysfonctionnement ont confirmé que cette eau était fortement chargée en matière organique. En comparaison, ils étaient supérieurs aux résultats rapportés par **Derradji et al., (2015)** et **Mamine et al., (2020)**.

III. 2 Efficacité de l'élimination de la pollution (rendement épuratoire)

Les pourcentages globaux d'efficacité d'élimination des indicateurs de pollution (DCO, MES et DBO5) caractérisant la station ont montré une variabilité en fonction de chaque paramètre (**voir Figure 38**). En particulier, en période normale, les résultats ont montré que tous les indicateurs de pollution répondent aux exigences de rejet, ce qui indique une réduction massive de la pollution. Il a notamment été observé que les compétences totales d'élimination de la DBO5, de la DCO et des MES étaient respectivement de 92,14 %, 96,11 % et 93,42 %.

Alors que les pourcentages d'élimination totale observés pendant la période de dysfonctionnement étaient de 54,32 %, 93,42 % et 90,47 %, respectivement. Il a montré la plupart du temps une faible réduction de la pollution concernant essentiellement la DBO5. Les pourcentages d'efficacité d'élimination ont montré, en particulier en période normale, que tous les indicateurs de pollution (DCO, MES et DBO5) répondaient aux exigences de rejet. Ces résultats étaient proches de ceux de **Domańska et al., (2019)**, signalant une réduction massive de la pollution. Alors que les valeurs des indicateurs de pollution pendant la période de dysfonctionnement ont montré une légère réduction, en particulier de la DBO5. Ces résultats étaient comparativement plus faibles que ceux rapportés par **Kurek et al., (2020)**.

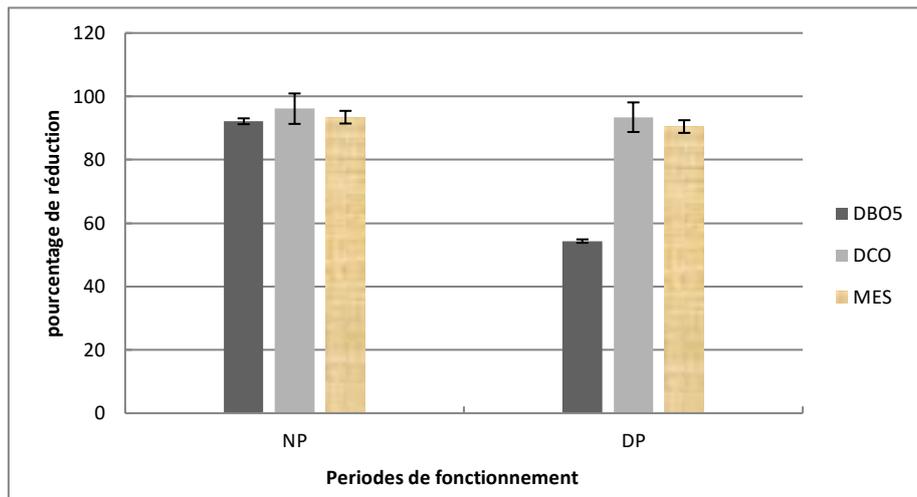


Figure 38: Pourcentages de réduction des principaux indicateurs de pollution (DBO₅, DCO et MES) pendant les périodes normales et de dysfonctionnement de la station d'El Kouwaer (NP : période normale ; DP : période de dysfonctionnement).

IV. Analyse en composantes principales (A.C.P.) des valeurs des paramètres physicochimiques en période de dysfonctionnement et en période normale.

L'A.C.P. permet d'explorer les liaisons entre variables et les ressemblances entre individus en fonction de leurs corrélations. L'objectif de l'analyse en composantes principales (ou ACP) est purement descriptif : il s'agit d'explorer un ensemble d'observations rassemblées sous la forme d'un tableau de données indiquant pour chaque unité statistique les valeurs observées d'un certain nombre de variables quantitatives des représentations obtenues : Par des critères globaux et des critères individuels. Ces variables sont appelées composantes principales, les axes qu'elles déterminent : axes principaux, les formes linéaires associées : facteurs principaux.

L'essentiel du programme de calcul consiste à extraire les axes principaux par ordre de pouvoir explicatif décroissant le long duquel se répartissent les plus grandes masses. Les diagrammes obtenus ou graphes construits selon des coordonnées orthogonales constitués de nuages de points plus ou moins dispersés appelés cartes factorielles. Le Logiciel utilisé dans cette analyse est le XLSTAT 2014 version 16.3.04 (version d'évaluation).

Pendant la période de dysfonctionnement, la matrice de corrélation a montré les relations entre les différents paramètres physico-chimiques. Une association forte et positive a été observée entre la température (T°) et la DBO_5 ($r = 0,951$, $p < 0,05$). De plus, il y avait une relation importante entre le NO_3^- de l'eau traitée et le NO_3^- de l'eau brute avec ($r = 0,995$, $p < 0,05$) et entre la DCO de l'eau traitée et l'ammonium de l'eau traitée avec ($r = 0,992$, $p < 0,05$). Une association forte et positive a également été observée entre le phosphore total (P) et l'orthophosphate avec ($r = 1$, $p < 0,05$). Il a été remarqué qu'une association forte et positive a été observée entre (pH) et l'oxygène O_2 dissous dans l'eau brute avec ($r = 0,983$, $p < 0,05$). Enfin, une association significative et positive a été observée entre la conductivité dans l'eau brute et la conductivité dans l'eau traitée avec ($r = 0,985$, $p < 0,05$).

L'analyse en composantes principales (ACP) permet de créer et de résumer un ensemble de données. Ainsi, afin d'étudier les liens linéaires entre les variables. Le cercle de corrélation a montré l'existence de certaines relations entre les huit paramètres physico-chimiques (**Figure 39**). Le plan de projection F1 et F2 fournit à lui seul 81,97% des informations. L'axe F1 fournit 54,64% et l'axe F2 27,33%. On a remarqué que l'axe F1 indiquait le pôle positif comprenant le pH, l'oxygène dissous, le NO_2^- et le NO_3^- avec une corrélation considérable entre eux.

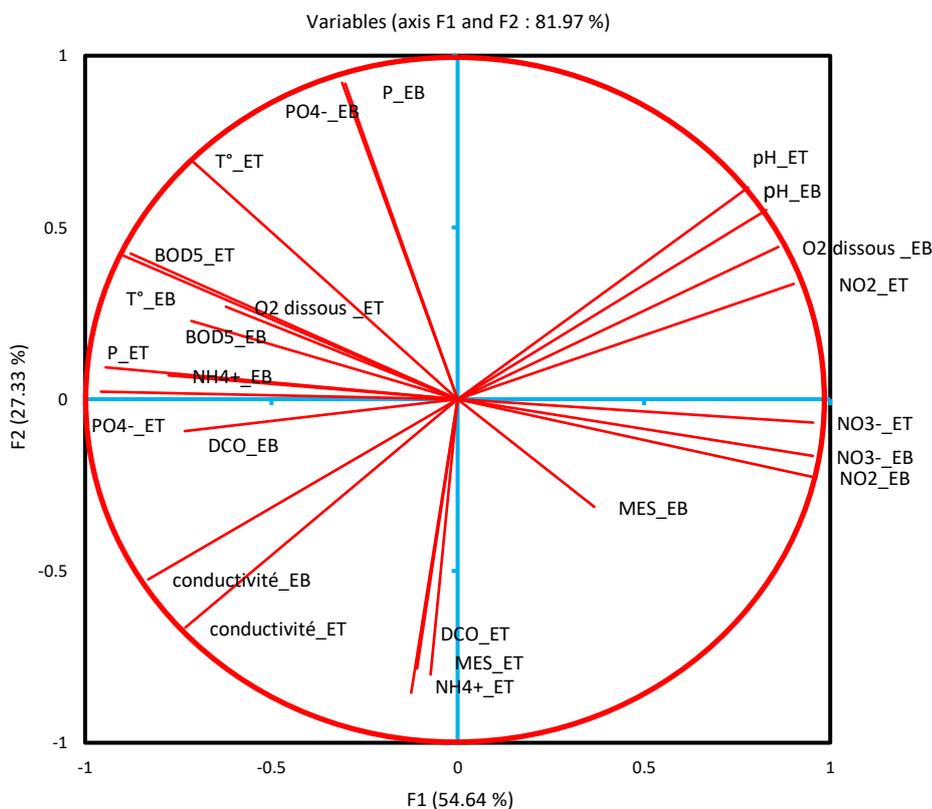


Figure 39: Analyse des composantes principales pendant la période de dysfonctionnement

(pH_{EB} : pH de l'eau brute, pH_{ET} : pH de l'eau traitée, T°_{EB} : température de l'eau brute, T°_{ET} : température de l'eau traitée, MES_{EB} : Matières en suspension totales de l'eau brute, MES_{ET} : matières en suspension totales dans l'eau traitée, DCO_{EB} : demande chimique en oxygène de l'eau brute, DCO_{ET} : demande chimique en oxygène de l'eau traitée, DBO5_{EB} : demande biologique en oxygène de l'eau brute, DBO5_{ET} : demande biologique en oxygène de l'eau traitée, NO₂_{EB} : azote nitrique de l'eau brute, NO₂_{ET} : azote nitrique de l'eau traitée, NO₃_{EB} : azote nitrique de l'eau brute, NO₃_{ET} : azote nitrique de l'eau traitée, NH₄_{EB} : ammonium de l'eau brute, NH₄_{ET} : ammonium de l'eau brute, conductivité_{EB} : conductivité de l'eau brute, conductivité_{ET} : conductivité de l'eau traitée, O₂_{EB} : oxygène dissous de l'eau brute, O₂_{ET} : oxygène dissous de l'eau traitée).

Alors qu'en période normale, le cercle de corrélation de l'ACP révélait l'opposition de deux groupes principaux (voir **Figure 40**). Le plan de projection F1 et F2 fournit 100% des informations. L'axe F1 fournit 98,32%, ce qui permet de négliger l'axe F2 (seulement 1,68%).

Le premier axe, qui représente la quasi-totalité des informations, a montré l'opposition de deux classes principales. La classe 1 (pH_EB, T°_EB et ET, N-NH4+_ET, Cond_EB, ET, DBO5_EB, O2 __ET dissous, p_EB, ET, NO3_ET, PO4-3_EB et NO2_ET) était positivement corrélée avec l'axe F1, tandis que la classe 2 (MES_EB, ET, N-NH4_EB, DBO5_EB, pH_ET, O2 __EB dissous, DCO_EB et ET) était négativement corrélée avec l'axe F1.

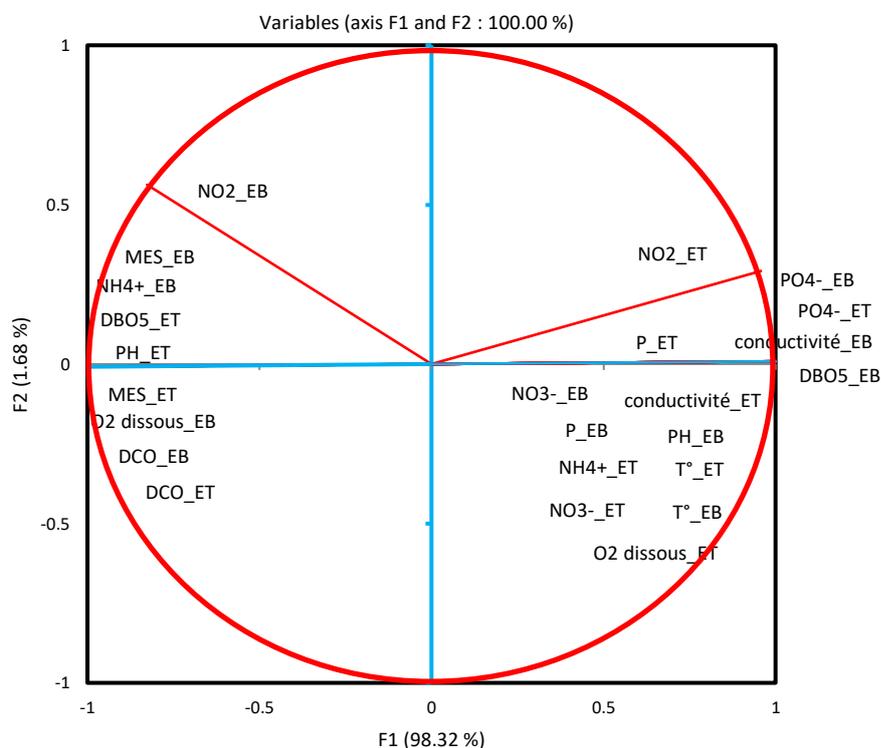


Figure 40 : Analyse des composants principaux en période normale

(pH_EB : potentiel d'hydrogène de l'eau brute, pH_ET : potentiel d'hydrogène de l'eau traitée, T°_EB : température de l'eau brute, T°_ET : température de l'eau traitée, MES_EB : Total des matières en suspension dans l'eau brute, MES_ET : Total des matières en suspension dans l'eau traitée, DCO_EB : demande chimique en oxygène de l'eau brute, DCO_ET : demande chimique en oxygène de l'eau traitée, DBO5_EB : demande biologique en oxygène de l'eau brute, DBO5_ET : demande biologique en oxygène de l'eau traitée, NO2_EB: azote nitrique de l'eau brute, NO2_ET : azote nitrique de l'eau traitée, NO3_EB : azote nitrique de l'eau brute, NO3_ET : azote nitrique de l'eau traitée, NH4_EB : ammonium de l'eau brute, NH4_ET : ammonium de l'eau brute, conductivité_EB : conductivité de l'eau brute, conductivité_ET : conductivité de l'eau traitée, O2_EB : oxygène dissous de l'eau brute, O2_ET : oxygène dissous de l'eau traitée)

L'analyse PCA pendant la période de dysfonctionnement a révélé qu'il y avait une corrélation positive significative entre la température et la DBO5. Cette corrélation était probablement liée au fait que la température a un effet direct sur le développement de certaines espèces bactériennes. Par conséquent, elles ont certainement un impact énorme sur le niveau d'oxygène dans l'eau (**Hmama et al., 1993 ; Cébron, 2004 ; Bengherbia et al., 2014**).

En outre, la forte relation entre le NO_3^- , le NH_4^+ et la DCO peut s'expliquer par une transformation importante du nitrate en azote à partir de la matière organique et finalement en NH_4^+ (nitrification et dénitrification). La forte concentration d'ammonium génère un phénomène anaérobie dans les bassins d'aération et qui est le précurseur de la pollution par l'azote (**Canler, 2005**). De plus, l'association observée entre le phosphore total et l'orthophosphate explique les faibles déductions en phosphore total dues aux phénomènes de libération (anaérobiose). Cela conduit également au processus d'eutrophisation qui est un phénomène ayant des conséquences environnementales (développement d'algues) et sanitaires comme la libération de toxines (**Narasiah et al., 1988 ; Dèdjiho et al., 2013, Saye, 2019**).

En particulier, la corrélation positive observée entre le pH et l' O_2 entraîne de graves problèmes de corrosion dans le système d'égouts (**Canler, 2005 ; Goswami, 2019**). Globalement, une diminution de la concentration en oxygène dans le bassin d'aération a conduit à un état anaérobie qui favorise la formation de troupeaux et le développement de bactéries filamenteuses (**Canler, 2005 ; Garrido-Baserba et al., 2020**). Alors que l'analyse PCA en période normale a révélé qu'il s'agissait de différences entre les valeurs des paramètres dans l'eau brute et l'eau traitée. Cela a prouvé l'efficacité du traitement pendant cette période.

V. Analyse des modes de défaillance et de la criticité (AMDEC)

Grâce à l'approche AMDEC, nous avons pu identifier les équipements qui, en cas de défaillance, auront un impact direct sur la capacité de performance de la station d'épuration des eaux usées d'El Kouwaer (**voir Tableau XVIII**). Il est essentiel d'identifier les défaillances les plus importantes à résoudre ou à améliorer pour obtenir la meilleure preuve d'aptitude (**Guillerm, 2011 et Rekrak et al., 2020**)

Le tableau XVIII montre que l'état critique majeur est observé au niveau du relevage des eaux usées avec défaillance du débitmètre, en phase de prétraitement au niveau du dégrillage automatique et du déshuilage - dessablages en traitement secondaire concernant les deux bassins d'aération. L'analyse des modes de défaillance et de la criticité (AMDEC) vient compléter le diagnostic afin de pouvoir donner des solutions réelles et non seulement théoriques, mais aussi pour nous permettre de mieux comprendre les causes des défaillances pendant la période de dysfonctionnement, les problèmes critiques et l'effet sur la performance du traitement des eaux usées.

Il a été prouvé par cette méthode que la station a un réel problème de surdimensionnement et de manque d'entretien mécanique ou électrique, qui sont la source de tous les dysfonctionnements dans les valeurs des paramètres physico-chimiques : MES, DCO et DBO5 et un faible pourcentage d'efficacité d'élimination des indicateurs de pollution, en particulier pour la DBO5. Par la suite, des propositions pour un plan d'entretien ont été élaborées. **Rekrak et al., (2020)**. et **Hamaidi et Kais (2016)** ont constaté les mêmes dysfonctionnements à la STEP d'Ain Temouchent et à la STEP de Médéa respectivement.

Tableau XVIII: Analyse des modes de défaillance et de la criticité (AMDEC) dans la STEP d'El Kouwaer en période de dysfonctionnement.

codes	fonction	equipm ent	fonctio nalité	causes	mode de défailla nce	impacte	Indices de criticités				criticité	recommandation
							F	G	D	C		
A.01	Relevage des eaux brutes	03 Pompes de relevages	active	surcharge	La pompe ne débite pas	Pas d'arrivée d'eau brute	2	2	2	6	moyennement critique	- utilisation de l'écoulement gravitaire des eaux usées brutes pour réduire la consommation d'énergie et éviter les pannes -
A.02		Arrivée par gravité	active	-Surprises de l'arrivée des eaux brutes	Perte de contrôle du flux permanentes de la station (normales)	Absence de la valeur du débit	1	2	1	2	Peu critique	
A.03		Débitmètre et Capteur de niveau d'eau	En arrêt	-débit élevé -Surprises de l'arrivée des eaux brutes	Débitmètre en panne	Absence de la valeur du débit	2	3	2	12	Fortement critique	les méthodes de mesure du débit sont déficientes en raison de réglages défectueux des pompes. le débit des eaux usées brutes est supérieur à la capacité de la station d'épuration El Kouwaer ce qui nécessite la construction d'une deuxième station en raison de l'augmentation de la population locale.
B.01	prétraitement	Dégrilleur manuelle	active	-Technique -Choc -corrosion	Cassure fissure	fonctionnement de la pompe	2	3	1	6	Moyennement critique	combiné les deux systems(manuelle et automatique) pour une meilleure rétention des matériaux volumineux et pour éviter d'endommager

B.02		Dégrilleur automatique	En arrêt	Technique électrique	Cassure	Arreter le fonctionnement de la pompe de relevage	2	2	2	8	critique	l'équipement
		dehuileur et sésableur	En arrêt	-Aucune énergie électrique - Pas de sable dans le	Le classificateur de	aérobies Dysfonctionnement	3	3	2	12	critique	
C.01	Traitement secondaire	02 bassins aerations	active	ventilation -Forte concentratio	n de MES de ventilation Défaillance	anaérobie prolifératio	3	3	3	12	critique	-Un réglage adéquat de la ventilation en fonction de la charge et du mode hydraulique pour éviter les phénomènes de "Bulking". -Ne jamais programmer un temps d'arrêt de la ventilation plus de deux heures -Contrôler la concentration en oxygène dans les réservoirs. -Moduler la concentration en MES pendant cinq jours. 4 g.L-1 (pour maintenir la charge massique)-
C.02		03 turbines de ventilation	active	Technique Surcharge du ventilateur	Défaillance électrique	aucune incidence sur l'environnement si l'une des trois turbines fonctionne	1	3	1	3	Peu critique	

C.03		Vane du bassin d'aération	active	Technique	Défaillance Mécanique	de circulation vers le	1	2	1	2		
C.04		reservoirs de clarification	active	passerelle (non nettoyée)	Mécanique électrique	Arret du moteur	2	2	1	4	peu critique	- Vérifier que les seuils de vitesse de remontée et de temps de séjour des boues ne sont pas dépassés....
C.05	02	Pont racleur du clarificateur	active	pas ajustés - les boulons de décanteur ne fonctionnent pas si l'un des deux rouleaux			1	2	2	4	Peu critique	- Vérifier que la vitesse de passage dans le clifford est inférieure à 2,5 cm.s-1

V. 1. Analyse de l'arbre de défaillance (ALE)

Afin de mieux visualiser les différents dysfonctionnements dans les valeurs des paramètres physico-chimiques et les faibles pourcentages d'abattement des indicateurs de pollution et fournir une décomposition visuelle des problèmes en leurs symptômes ainsi que leurs causes, une analyse de l'arbre de défaillance a été réalisée. Celle-ci montre clairement que les principales causes de défaillances critiques dans la station d'épuration d'El Kouwaer se situent au niveau du soulèvement de l'eau brute avec débitmètre de rupture (A.03), au niveau du processus de déshuilage et de dessablage (B.03) et enfin au niveau des bassins d'aération (C.01) (voir Figure 41).

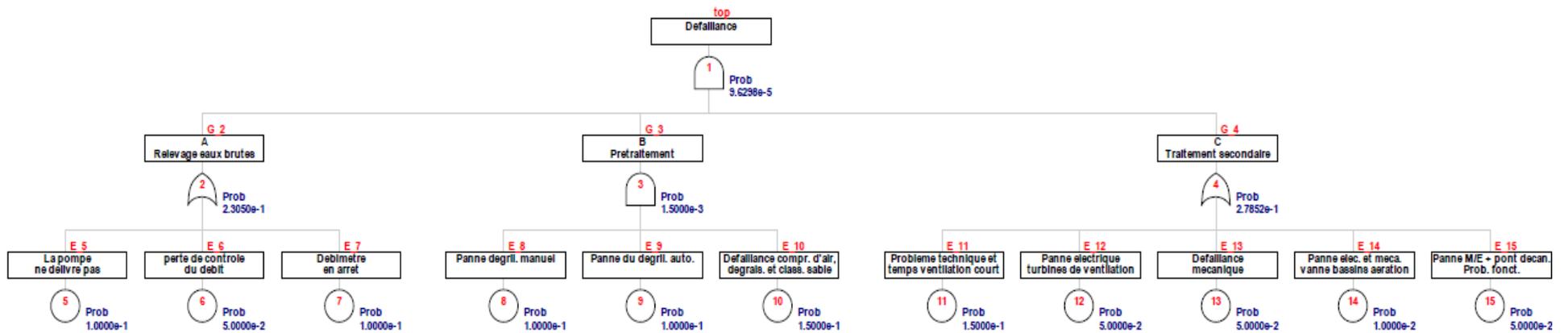


Figure 41: Arbre de défaillance par ordre de criticité pour les étapes hydro-mécanique et biologique des dysfonctionnements au niveau du relevage des eaux usées - prétraitement et traitement secondaire - causés par le surdimensionnement de la station d'épuration d'El Kouwaer

V. 2. Proposition d'un plan d'action

Le plan d'action est la dernière étape de l'AMDEC, il rassemble, pour les risques considérés comme critiques et très critiques, un ensemble de propositions visant à réduire la criticité du risque. Les propositions de correction présentées dans le tableau XVIII concernent les principaux risques de la station d'épuration. Le plan d'action a été élaboré de manière à ne pas entraîner de coûts excessifs pour la collectivité. Les mesures proposées seront de deux types : compensatoires et préventives. Les mesures compensatoires seront mises en place si le mode de défaillance se produit, tandis que les mesures préventives empêcheront la défaillance de se produire en premier lieu (**Shinta *et al.*, 2019**).

Tableau XIX: Classement des défaillances selon leur ordre d'importance et proposition d'opérations de maintenance.

codes	Criticité	Fonction	équipement	Concequence de la défaillance	Délai maximal toléré avant le retour à la normale	Moyens de détection des dysfonctionnements	Mesures compensatoires et correctives pouvant être mises en œuvre	Mesures préventives pour éviter que l'anomalie ne se produise	Actions privilégiées
A.03	12	Relevage des eaux brutes	Débimètre Et capteur du niveau d'eau	le débit est hors de contrôle	01 heure	Surveillance visuelle	Réparation et diagnostic si possible	Contrôle technique	Renouvellement de l'équipement
B.03	18	déshuilage et dessablage	02 épurateur d'air pompe à sable submersible	prolifération de micro-organismes anaérobies au niveau des bassins d'aération	15 jours	Surveillance visuelle	Réparation et diagnostic si possible	Contrôle technique	Renouvellement de l'équipement
C.01	27	Treatment biologique	02 bassins d'aérations	le processus est ralenti ou fonctionne mal	15 jours	Surveillance visuelle	Réparation et diagnostic si possible	Suivi technique Maintenance préventive Contrôle des paramètres d'exploitation	maintenance et Contrôle
B.02	8	Prétraitemen	Prétraitement	le processus et	01 heure	Surveillance	Réparation et diagnostic si possible	Contrôle technique	Renouvellement des

		t	automatique	à l'arrêt		visuelle	possible		équipements
A.01	8	Relevage des eaux brutes	pompe de relevage submersible	le processus est ralenti ou fonctionne mal	1 mois	Surveillance visuelle	Passage à une seule pompe si possible Réparation et diagnostic si possible Modification des paramètres de levage	-Suivi technique -Maintenance préventive -Surveillance des paramètres de fonctionnement -Nettoyage	Renouvellement des équipements
B.01	6	prétraitement	Prétraitement manuelle	le processus est ralenti ou fonctionne mal	1 mois	Surveillance visuelle	Réparation et diagnostic si possible	Contrôle technique	maintenance et Contrôle
C.04	4	Séparation des eaux claires	Basins clarificateurs	Retour de l'eau Pas de traitement	24 heures	Surveillance visuelle	diagnostic si possible	Suivi technique, Maintenance préventive	maintenance et Contrôle
C.05	4	Séparation des boues	Pont racleur du clarificateur	-Perte des boues, -dégradation du rejet	15 jours	Surveillance visuelle	Réparation et diagnostic si possible	Contrôle Technique, maintenance préventive	maintenance and Control Renouvellement des équipements
C.02	3	Ventilation des eaux	turbines de ventilations	prolifération de micro-organismes anaérobies et de bactéries filamenteuses phénomènes de "bulking"	24 heures	Surveillance visuelle	Réparation et diagnostic si possible	Contrôle Technique, maintenance préventive	maintenance et Contrôle Renouvellement des équipements

A.02	2	Relevage des eaux brutes	Entré par gravité	le processus s'est arrêté, a ralenti ou a mal fonctionné	24 heures	Surveillance visuelle	diagnostic si possible	Maintenance préventive	maintenance et Contrôle
C.03	2	faire circuler l'eau vers le clarificateur	valve du bassin d'aération	le processus s'est arrêté, a ralenti ou a mal fonctionné	24 heures	Surveillance visuelle	Réparation et diagnostic si possible	Contrôle technique, maintenance preventive	maintenance et Contrôle Renouvellement des équipements

Conclusion générale

L'analyse microbiologique de la station d'épuration d'El Kouwaer a révélé une qualité médiocre des performances de traitement. Ce qui a permis de soulever un grave problème sanitaire et environnemental. Au niveau de l'eau traitée, la présence de bactéries pathogènes multi-résistantes, de flores fongiques et de bactéries filamenteuses responsables du "bulking" indiquait des dysfonctionnements majeurs. L'effluent d'eau a été classé dans la catégorie B qui peut être utilisée en agriculture. Certaines dispositions peuvent être prises au niveau de l'exploitation, comme l'utilisation de la chloration ou d'autres méthodes de désinfection de l'eau traitée après sa réutilisation en agriculture pour l'irrigation des cultures, y compris les céréales, le fourrage, les arbres fruitiers et les cultures industrielles.

Notre compréhension du dysfonctionnement causé par le phénomène de gonflement de la station d'épuration d'El Kouwaer contribue au domaine de la microbiologie environnementale et de l'ingénierie des eaux usées. Le développement des bactéries filamenteuses est lié aux indicateurs de dysfonctionnement représentés par l'indice filamenteux (IF), l'indice de biodégradabilité (DBO5/DCO), l'oxygène dissous (O₂) dans les bassins d'aération et l'indice de boue (IB), qui sont des outils précoces pouvant être utilisés pour remédier en cas de dysfonctionnement. L'évaluation des indicateurs de dysfonctionnement peut aider à identifier les problèmes potentiels à un stade précoce afin de réduire les coûts d'exploitation élevés.

Les études de ces dernières années optent pour des techniques plus spécialisées. **Martienssen et Adonadaga (2015)**, **Sheik et al. (2015)** et **Nguyen et al., (2016)** ont confirmé que si l'identification in situ et le taux de croissance des bactéries filamenteuses dans les boues activées peuvent être quantifiés, les chercheurs peuvent évaluer plus précisément l'effet des conditions de fonctionnement sur la croissance des filaments et améliorer la modélisation mathématique du gonflement filamenteux. Pour cette raison, des méthodes permettant de quantifier le taux de croissance spécifique in situ de *Sphaerotilus natans* (en tant que bactérie filamenteuse modèle) dans les boues activées en utilisant le rapport ARNr 16S/ADNr spécifique à l'espèce sont en cours d'exploration.

Il n'existe pas de travaux sur la période de dysfonctionnement en présence d'une prolifération excessive de bactéries filamenteuses appelée phénomène de "bulking" dans d'autres usines de boues activées en Algérie. Plusieurs facteurs ainsi que la composition des eaux usées, la concentration en oxygène dissous et les systèmes d'aération, la boue d'index (IB) et la concentration totale de matière en suspension (MES) doivent être surveillés en permanence, ainsi que des observations régulières faites dans la biomasse de la boue activée (sèche, fraîche et après des observations par coloration de Gram) pour déterminer la structure du troupeau et l'abondance des filaments.

Le suivi des valeurs des paramètres physico-chimiques de la station d'épuration d'El kouwaer a permis d'identifier un ensemble d'informations concernant ses performances épuratoires. Pendant la période de dysfonctionnement, les résultats ont montré des concentrations significatives des principaux paramètres physico-chimiques (DCO, DBO5, MES, P, O2, NO2- et NO3- dissous). Cependant, les valeurs des paramètres physico-chimiques (T, pH et PO43-) ont révélé des concentrations plus faibles. Ces résultats étaient à l'opposé de ceux obtenus en période normale. En se référant aux indicateurs de pollution, on peut remarquer que les effluents étaient difficilement biodégradables pendant les deux périodes.

L'analyse PCA a donné une vision détaillée des principaux dysfonctionnements, ainsi que des paramètres qui réagissent ensemble, causant des problèmes et entravant le bon fonctionnement de la station d'épuration. Cela a permis de déterminer les différents dysfonctionnements de la station d'épuration d'El Kouwaer. En particulier, les effluents étaient très chargés en matières organiques, ce qui les rendait si peu saturés en oxygène, avec une DBO5 élevée et des matières en suspension. L'analyse des modes de défaillance et de la criticité (AMDEC), réalisée pour la première fois à la station d'épuration d'El Kouwaer, complète l'ACP et fournit une feuille de route indispensable pour une meilleure gestion .

Globalement, le dysfonctionnement observé peut être attribué au fait que cette station est surdimensionnée car elle a été construite pour une population plus réduite qu'aujourd'hui. En conséquence, certaines solutions peuvent être proposées comme le redimensionnement de la station d'épuration ou la construction d'une deuxième station ; en assurant le maintien du processus d'épuration à chaque étape pour garantir de meilleures performances.

Références bibliographiques

1. **Abbou, M. B., Fadil, F., & El Haji, M. (2014).** Évaluation de la qualité des cours d'eau de la ville de Taza utilisés dans l'irrigation des cultures maraîchères (Maroc). *Journal of Applied Biosciences*, 77(1), 6462-6473.
2. **Adl, S. M., Simpson, A. G., Farmer, M. A., Andersen, R. A., Anderson O. R., Barta, J. R. and James, T. Y. (2005).** The new higher-level classification of eukaryotes with emphasis on the taxonomy of protists. *Journal of Eukaryotic Microbiology*. 52(5), pp:399-451.
3. **Adonadaga M G., Ampadu B., Martienssen M. (2016).** Effect of Sludge Loading and Dissolved Oxygen Concentration on Proliferation of *Thiothrix* and *Eikelboom Types 1851* and *0041* in Activated Sludge Wastewater, *International Journal of Applied Science and Technology*, 6, No. 4, 13 pages.
4. **Alighardashi A. (2007).** Composés pharmaceutiques et eaux usées urbaines. I, Analyse bibliographique. II, Effet de deux antibiotiques de type macrolide sur les boues activées (Doctoral dissertation, Institut National Polytechnique de Lorraine),pp:6-16.
5. **Andrianirina, S., Razanamparany, B., Ramanantsizehena, G. (2020).** Évolution spatio-temporelle de la pollution des eaux cressonnières et des eaux usées domestiques dans la commune urbaine d'Antananarivo, Madagascar. *Afrique Science*, 16(2), 217-228.
6. **Archambaud M., Clave D., Bonnet E. P., Arista, S., Boot, B., Clave, D., Massip, P and Marchou, B. (2007).** *Streptococcus milleri* group infection associated with digestive fistula in patients with vascular graft: report of seven cases and review. *Infection*, 35(3), 182 pages.
7. **Arain, M.B., T.G Kazi, Baig, J.A., Jamali, M.K., Afridi, H.I., Shah, A.Q., Jalbani, N., Sarfraz, R.A. (2009).** Determination of arsenic levels in lake water, sediment, and foodstuff from selected area of Sindh, Pakistan: Estimation of daily dietary intake. *Food and Chemical Toxicology* (2009) 47 (1), pp. 242-248.
8. **Aulicino, F. A., A. Mastrantonio, P. Orsini, C. Bellucci, M. Muscillo, M and Larosa G.(1996).** Enteric viruses in a wastewater treatment plant in Rome.

9. **Ashok Kumar, B.S. Bisht, V.D. Joshi, A.K. Singh and Amitabh Talwar (2010).** Physical, Chemical and Bacteriological Study of Water from Rivers of Uttarakhand. *Journal of Human Ecology*, 32(3): 169-173.
10. **Aulicino F. A., Mastrantonio A., Orsini P., Bellucci C., Muscillo (1996).** Water, Air, & Soil Pollution. 91(3-4), 327-334.
11. **Avril J. L., Pouedras P., Donnio P. Y and Sire J. M. (1992).** Prosthetic valve endocarditis and paravalvular abscess caused by *Peptostreptococcus magnus*. *Clinical infectious diseases*, 15(1), pp:185-185.
12. **Badillet G., de Bièvre C, Guého E. (1987).** Champignons Contaminants des Cultures. Champignons Opportunistes. Atlas Clinique et Biologique, 1987 1st Paris Varia Tome II.
13. **Bassompierre, C. (2007).** Procédé à boues activées pour le traitement d'effluents papetiers: de la conception d'un pilote à la validation de modèles. (Doctoral dissertation, Institut National Polytechnique de Grenoble-INPG), pp:31-48.
14. **Baumont S., Camard J, Lefranc A., Franconi A. (2005).** Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de- France, rapport de recherche Réf 314679, Observatoire régional de santé d'Ile-de-France.
15. **Bengherbia, A., Hamaidi, F., Zahraoui, R., Hamaidi, M. S., & Megateli, S. (2014).** Impact des rejets des eaux usées sur la qualité physico-chimique et bactériologique de l'Oued Beni Aza (Blida, Algérie). *Lebanese science journal*, 15(2), 39-51.
16. **Benazia, A., & Maiassi, Z. (2021).** Contribution à la connaissance de la composition des eaux usées urbaines de la ville d'El Oued.
17. **Bensmina-Mimeche M., Debabeche L, Seghairi N and Benameur N. (2013).** Capacité De Filtres Plantes De Macrophytes Pour L'épuration Des Eaux Usées Dans Le Climat Semi-Aride. *Courrier du Savoir – No17*, pp.:33-37.
18. **Berland. (2014).** Traitement des eaux résiduaires des agglomérations Filières intensives Techniques de l'Ingénieur. Ref: C5222, pp:82-87.
19. **Besnault S and Martin S. (2011).** Etat de l'art sur les procédés de traitement des boues pour l'élimination de micropolluants. ARMISTIQ–Action D.
20. **Beveridge, T. J. (2001).** Use of the Gram stain in microbiology. *Biotechnic & Histochemistry*, 76(3), 111-118.
21. **Biedunkiewicz A and Ozimek T. (2009).** Qualitative and quantitative changes of potentially pathogenic fungi in a hydrophyte wastewater treatment plant. *Polish Journal of Environmental Studies*, 18(2), 161 pages.

22. **Boiron P ., Laurent F J and Provost F. (1999).** Rapid Identification of Clinically Relevant *Nocardia* Species to Genus Level by 16S rRNA Gene PCR. *Journal of clinical microbiology*, 37(1), pp: 99-102.
23. **Borrego A.F and Romero P.(1982).** Study of the microbiological pollution of a Malaga littoral area II. Relationship between fecal coliforms and fecal streptococci. *VIe journée étud. Pollutions*, Cannes, France, pp. 561-569.
24. **Bouchaib S., Messaad, S. A., Khallaf M., El Rhaouat O., & Belghyti D. (2014).** Caractérisation physicochimique et bactériologique des effluents liquides de deux grands hôpitaux de la région de Rabat Salé Zemmour Zaer (Physico-chemical and bacteriological characterization of liquid effluents of two large hospitals in the Rabat-Salé-Zemmour Zaer region). *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 9(4), 1949.
25. **Bouknana, D., Hammouti, B., Salghi, R., Jodeh, S., Zarrouk, A., Warad, I., ... & Sbaa, M. (2014).** Physicochemical characterization of olive oil mill wastewaters in the eastern region of Morocco. *J. Mater. Environ. Sci*, 5(4), 1039-1058.
26. **Bourouache, M., Mimouni, R., Alla, A. A., Hamadi, F., El Boulani, A., & Bihadassen, B. (2019).** Bacteriological and physicochemical quality of treated wastewater of the Mzar treatment plant. *Applied Water Science*, 9(4), 86.
27. **Bouslah, S., Tachi, S., & Soufi, A. (2012).** Impact of the Urbain and Industrial Rejection on the Environment « Annaba, North-Est Algeria ». *Energy Procedia*, 18, 581-586.
28. **Brechet C., Plantin J., Sauget M. (2014).** Wastewater treatment plants release large amounts of extended-spectrum β -lactamase-producing *Escherichia coli* into the environment. *Clinical Infectious Diseases*; No 58, pp:1658–1665.
29. **Brown LM. (2000).** *Helicobacter pylori*: epidemiology and routes of transmission. *Epidemiologic reviews*, 22(2), pp: 283-297.
30. **Campos, C. (2008).** New perspectives on microbiological water control for wastewater reuse. *Desalination*, 218(1-3), 34-42.
31. **Canler, J. P., Alary G., Perret J. M. and Racault Y.(1998).** Traitement biologique aérobie par bassins en série des effluents vinicoles. *Ingénieries-EAT*, (16), p:69.
32. **Canler J. P.(2005).** Dysfonctionnements biologiques des stations d'épuration: origines et solutions. Document technique FNDAE, (33).

33. **Canler J. P., Perret J. M., Duchène P and Cotteux, E. (2011).** Aide au diagnostic des stations d'épuration par l'observation microscopique des boues activées. Editions Quae.
34. **Canler J. P. and Juzan L. (2012).** Le groupement d'intérêt scientifique BioSTEP: contribution à la maîtrise des problèmes biologiques des stations d'épuration. *Sciences Eaux & Territoires*, (4), pp:104-107.
35. **Capblancq, J., & Dauta, A. (1990).** Spécificités de l'eutrophisation des lacs et des rivières. *Adour-Garonne*, 45, 20-23.
36. **Cébron A. (2004).** Nitrification, bactéries nitrifiantes et émissions de N₂O., Université Paris VI-Pierre et Marie Curie (Doctoral dissertation), pp:289.
37. **Chang AC., Pan G., Page AL. and Asano T. (2002).** Developing Human Health-related Chemical Guidelines for Reclaimed Water and Sewage Sludge Applications in Agriculture. World Health Organization. 105 pages.
38. **Chaouki, I., Mouhir, L., Souabi, S., Fekhaoui, M., & El Abidi, A. (2013).** Étude de la performance de la STEP du centre emplisseur de la société Salam Gaz–Skhirat, Maroc. *Afrique Science: Revue Internationale des Sciences et Technologie*, 9(3), 91-102.
39. **Chislock M.F., Doster E., Zitomer R.A., Wilson A.E. (2013).** Eutrophication: causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. National. Educational. Knowledge. 4 (4), 10 pages.
40. **Chudoba J., Ottova V., Madera V.(1973)** Control of activated sludge filamentous bulking — I. Effect of the hydraulic regime or degree of mixing in an aeration tank. *Water Research* 1973;7(9):1163–82.
41. **Cisterna-Osorio, P., & Arancibia-Avila, P. (2019).** Comparison of Biodegradation of Fats and Oils by Activated Sludge on Experimental and Real Scales. *Water*, 11(6), 1286.
42. **CNES. (2000).**
43. **Coquery M., Pomies M., Martin-Ruel S., Budzinski H., Miege C., Esperanza M., Soulier C., Choubert J-M.(2011).** Mesurer les micropolluants dans les eaux usées brutes et traitées. Protocoles et résultats pour l'analyse des concentrations et des flux, *Techniques Sciences Méthodes* No 1/2, pp: 25-43
44. **Cousin, S., Motreff, L., Gulat-Okalla, M. L., Gouyette, C., Spröer, C., Schumann, P. and Bizet, C. (2013).** *Lactobacillus pasteurii* sp. nov. and *Lactobacillus hominis* sp.

- nov. *International journal of systematic and evolutionary microbiology*, 63(Pt_1), 53-59.
45. **Crook, J., Mosher, J.J. and Casteline, J.M. (2005).** Status and role of water reuse. An international view. Global Water Research Coalition. United Kingdom, London.
 46. **Curtis, T. (2003).** Bacterial pathogen removal in wastewater treatment plants, in: *The handbook of water and wastewater microbiology*. CA: Academic. New York, Mara, D., Horan, N. (Eds.), pp. 477–490.
 47. **Dahamsheh, A. and Wedyan, M. (2017).** Evaluation and assessment of performance of Al-Hussein bin Talal University (AHU) wastewater treatment plants. *International journal in advance and applied sciences iz ez*, 4(1), 84-89.
 48. **Dèdjiho, C. A., Mama, D., Tomètin, L., Nougbodé, I., Chouti, W., Sohounhloué, C. K. D. and Boukari, M. (2013).** Évaluation de la qualité physico-chimique de certains tributaires d'eaux usées du lac Ahémé au Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, 70, 5608-5616.
 49. **Degrémont., S. A. 1989.** Mémento technique de l'eau/Dégrement. Vol. 1, 9th ed. France.
 50. **Degrémont, S. A. 2005.** Mémento technique de l'eau/Degrémont. Vol 2. 10th ed. France.
 51. **Delarras C. (2007).** Microbiologie pratique pour le laboratoire d'analyse ou de contrôle sanitaire. Edition Lavoisier. Tec & Doc. 276 p.
 52. **De Los Reyes FL.(2010).** Foaming In: Microbial Ecology of Activated Sludge. London: IWA Publishing, pp: 215-258.
 53. **Delpla, I., Jung, A. V., Baures, E., Clement, M. & Thomas, O. (2009).** Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environmental International* 35, 1225-1233.
 54. **Derradji, M., Souiki, L., Belaze, A. H., Alayat, A., Berrebbah, H., & Djebar, M. R. (2015).** Spatial and Temporal Variation of Raw Sewage of City of Annaba Major Discharge (Northeast Algeria). *Iranica Journal of Energy and Environment*, 6(2), 127-133.
 55. **Derwich, E., Beziane, Z., Benaabidate, L., & Belghyti, D. (2008).** Evaluation de la qualité des eaux de surface des Oueds Fès et Sebou utilisées en agriculture maraîchère au Maroc. *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, (7).

56. **Devaux, C. A. (2015).** The hidden face of academic researches on classified highly pathogenic microorganisms. *Infection, Genetics and Evolution*, 29, 26-34.
57. **De Los Reyes FL. (2010).** Foaming In: *Microbial Ecology of Activated Sludge*. London: IWA Publishing, pp: 215-258.
58. **DHW, ONA (2018)** Direction de l'hydraulique de la wilaya de Mascara, office national de l'assainissement.
59. **Diab AM., Al-Turk IM., Ibrahim MK. and Al-Zhrany KD. (2008).** Tracing of Gram-negative antibiotic-resistant bacteria in hospitals final effluent at Al-Madinah Al-Mounwwarah., *Journal of Taibah University for Science*, 1:1, pp: 24-33.
60. **Dimane F., Haboubi K., Hanafi I. and El Himri A. (2016).** Etude de la Performance du Dispositif de Traitement des Eaux Usées par Boues Activées de la ville d'Al-Hoceima, Maroc. *European Scientific Journal*, 12(17).
61. **Domańska, M., Boral, A., Hamal, K., Kuśnierz, M., Łomotowski, J., & Plaza-Ozóg, P. (2019).** Efficiency of municipal wastewater treatment with membrane bioreactor. *Journal of Water and Land Development*, 41(1), 47-54.
62. **Duchene, P. (1994).** Biological foams: the cause-effect relationship, test results and combat strategy. *Water Science and Technology*, 29(7), 239-247.
63. **Dunn B. E., Vakil N. B., Schneider B. G., Miller M. M., Zitzer J. B., Peutz T and Phadnis S. H., 1997.** Localization of *Helicobacter pylori* urease and heat shock protein in human gastric biopsies. *Infection and immunity*, 65(4), pp: 1181-118.
64. **Durban N. (2015).** Traitement du foisonnement filamenteux induit par *Microthrix parvicella* par ajout de sels métalliques: impact sur les boues activées (Doctoral dissertation, AgroParisTech, pp:6-33.
65. **Eddabra, R. (2011).** Evaluation de la Contamination bactériologique des eaux usées des stations d'épuration du grand Agadir: isolement, caractérisation moléculaire et antibioresistance des espèces du genre *Vibrio* (Thèse de Doctorat), page 92.
66. **Eddy, H. P., Metcalf, L., & Tchobanoglous, G. (1991).** *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse* (Vol. 4). New York: McGraw-Hill.
67. **Eikelboom D. H. (1975).** Filamentous organisms observed in activated sludge. *Water Research*, 9(4), pp: 365-388.
68. **Eikelboom D H. (1977).** Identification of filamentous organisms in bulking activated sludge. *Progress in Water Technology*; 8, pp: 153-62.

69. **Eikelboom, D. H. and Van Buijssen, H. J. J. (1983).** Microscopic sludge investigation manual. Ed. TNO Research Institute for Environmental Hygiene, Water and Soil Division, 81 p, Netherlands.
70. **Eikelboom D. H., Andreadakis A., & Andreasen K. (1998).** Survey of filamentous populations in nutrient removal plants in four European countries. *Water Science and Technology*, 37 (4-5), 281-289.
71. **Eikelboom D. H. (2000).** Process control of activated sludge plants by microscopic investigation. IWA publishing.
72. **Eikelboom D. H. (2006).** Filamentous Micro-organisms in Industrial Wastewater.
73. **Elahcene, O., El-Azim, H. A., Aidoud, A. and Jebari, S. (2020).** Assessment of physicochemical and bacteriological quality of raw water from the Boukourdane dam and treated water at the Sidi Amar drinking water treatment plant, Tipaza, Algeria. *international journal of Sciences and Research*, Vol 76 N°1/1.
74. **El Fanssi, S., Ouazzani, N., & Mandi, L. (2019).** Efficacité de l'épuration des eaux usées domestiques par filtres plantés et essais de réutilisation des eaux usées épurées en milieu rural marocain. *Geo-Eco-Trop*, 43(3), 385-393.
75. **El Oumlouki, K., Moussadek, R., Zouahri, A., 2014.** Parameters of water quality, Environmental Protection. *Materials About Science* 5, 133
76. **Ensign J. C., Normand P., Burden J. P and Yallop C A. (1993).** Physiology of some actinomycete genera. *Research in microbiology*, 144(8), pp: 657-660.
77. **Erkan HS., Turan NB., Engin GÖ.(2018).** Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment. *Comprehensive Analytical Chemistry Volume 81*, pp:151-200.
78. **Faby J. A and Brissaud F. (1997).** La réutilisation des eaux usées épurées dans les schémas directeurs d'assainissement et dans certains cas, pour économiser l'eau. *Environnement & technique*, (168), pp:35-39.
79. **Farré M J., Doménech X and Peral J. (2006).** Assessment of photo-Fenton and biological treatment coupling for Diuron and Linuron removal from water, *Water Res.*, vol. 40, No. 13, pp. 2533–2540.
80. **Gaid A. (2008).** Traitement des eaux usées urbaines. C 5 220 - 1, Ed. Techniques de l'Ingénieur, 30 pages.
81. **Garrido-Baserba, M., Rosso, D., Odize, V., Rahman, A., Van Winckel, T., Novak, J. T. and De Clippeleir, H. (2020).** Increasing oxygen transfer efficiency through sorption enhancing strategies. *Water Research*, 116086.

82. **Geldreich E., Best LC., Kenner BA and Van Donsel DJ. (1968).** The Bacteriological Aspects of Stormwater Pollution. Journal (Water Pollution Control Federation), Vol. 40, No. 11, Part I, pp:1861-1872.
83. **Georgantas D. A and Grigoropoulou H. P. (2007).** Orthophosphate and metaphosphate ion removal from aqueous solution using alum and aluminum hydroxide. Journal of Colloid and Interface Science, 315(1), pp: 70-79.
84. **Gernjak, W., Fuerhacker, M., Fernández-Ibañez, P., Blanco, J., & Malato, S. (2006).** Solar photo-Fenton treatment—process parameters and process control. Applied Catalysis B: Environmental, 64(1-2), pp: 121-130.
85. **Goodfellow M and Williams S. T. (1983).** Ecology of actinomycetes. Annual Reviews in Microbiology, 37(1), pp: 189-216.
86. **Goodfellow M and Maldonado L. A. (2006).** The families *dietziaceae*, *gordoniaceae*, *nocardiaceae* and *tsukamurellaceae*. In The prokaryotes (pp. 843-888). Springer, New York, NY.
87. **Goswami, G., Makut, B. B., & Das, D. (2019).** Sustainable production of bio-crude oil via hydrothermal liquefaction of symbiotically grown biomass of microalgae-bacteria coupled with effective wastewater treatment. *Scientific reports*, 9(1), 1-12.
88. **Graveleau, L., Cotteux, E., & Duchène, P. (2005).** Bulking and foaming in France: The 1999–2001 survey. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 33(3), pp: 223-231.
89. **Guillerm R. (2011).** Integration of operational safety in system engineering processes. Automatic/Robotic. Paul Sabatier University – Toulouse III, French.
90. **Guessennnd N K., Ouattara M B., Ouattara N D., Nevry R K., Gbanon V., Tiekoura K B., Dosso M. and Ger BMR. (2013).** Étude des bactéries multirésistantes des effluents hospitaliers d'un centre hospitalo-universitaire (CHU) de la ville d'Abidjan (Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, (69), pp:5456 – 5464.
91. **Hamaidi-Chergui F., Zoubiri, A., Hamaidi, M., Debib, A and Kais H. (2016).** Evaluating Effectiveness Of Wastewater Treatment Plant Of Medea (Algeria). *Larhyss Journal* Issn 1112-3680, (26), pp:113-128.
92. **Hamaidi F, Bengherbia A, Zahraoui R, Hamaidi MS et Megateli S (2014).** Impact des rejets des eaux usées sur la qualité physico-chimique et bactériologique de l'Oued Beni Aza (Blida, Algérie). *Lebanese science journal*, 15(2), 39-51.

93. **Hamaidi, M. et Kais, H. (2016).** Evaluation de la charge en pathogènes et de la microfaune dans les eaux de l'effluent brut et traité rejeté dans un milieu récepteur : cas de la station d'épuration de Médéa. *Larhyss Journal*, (26), 183-208.
94. **Hannachi A, Gharzouli R, Djellouli Tabet Y, Daoud A. (2016).** Wastewater Reuse In Agriculture In The Outskirts Of The City Batna (algeria). *Journal of Fundamental and Applied Sciences*, 8(3), pp:919-944.
95. **Hassoune, E., El Kettani, S., Kalouli, Y., Bouzidi, A. 2010.** Contamination bactériologique des eaux souterraines par les eaux usées de la ville Settat, Maroc. *Revue Microbiologie Industrielle, Sanitaire et Environnementale*, 4:1-21.
96. **Heckly, R. J. (1978).** Preservation of microorganisms. *Advances in applied microbiology*, 24, 1-53.
97. **Herau V., Loukiadis E., Sandrin Gabriel-Robez E., Kerouredan M and Brugère H. (2007).** Dangers microbiologiques potentiels liés aux effluents d'abattoirs. *Rencontres autour des recherches sur les ruminants*, 14, pp: 203-206.
98. **Hmama, Z., Fekhaoui, M., et Bahou, J. (1993).** Etude de la contamination bactériologique de l'Oued Sebou soumis aux rejets de la ville de F s. *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat*, 17, 47-55.
99. **Hurtrel, F., Beretz, L., Renard, V., et Hutt, A. (2012).** Analyse des risques liés au circuit de gestion et de dispensation des produits en expérimentation clinique par «AMDEC». *Risques & qualité*, 1, 22-30.
100. **Hwang, Y., and Tanaka, T. (1998).** Control of *Microthrix parvicella* foaming in activated sludge. *Water Research*, 32(5), pp:1678-1686.
101. **IPMED (Institut de Prospective Economique du monde Méditerranéen), 2014.** Le bassin méditerranéen à l'horizon 2030 : Quels défis à relever pour la mer Méditerranée ?
102. **Jansson, M., Olsson, H., & Pettersson, K. (1988).** Phosphatases; origin, characteristics and function in lakes. In *Phosphorus in Freshwater Ecosystems* (pp. 157-175). Springer, Dordrecht.
103. **Jenkins, D., Richard, M. G. and Daigger, G. T. (1984).** Manual of the Causes and Control of Activated Sludge Foaming and Bulking, 1st edn: Lewis Publishers.
104. **Jenkins D., Richard M.G., Daigger G.T. (1986).** Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming. RktgelinePres Lafayette, 165 p.

105. **Jenkins, D. R, Zegelin, S. J and White, I. (1989).** Improved field probes for soil water content and electrical conductivity measurement using time domain reflectometry. *Water Resour Res* , 25(11), pp:2367-2376.
106. **Jenkins, D., Richard, M. G. and Daigger ,G. T. (1993).** Manual of the Causes and Control of Activated Sludge Foaming and Bulking, 2nd Edition: Lewis Publishers. Michigan, USA.
107. **Jenkins, D., Richard, M. , Daiggert, G.T. (2003).** Manual on the causes and control of activated sludge bulking,foaming, and other solid separation problems., 3rd edn: Lewis publisher.
108. **Jenkins D., Richard, M.G., Daiggert, G.T. (2004).** Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, Foaming, and Other Solids Separation Problems. Lewis Publishers c/o CRC, co -published with IWA Publishing London.
109. **JORADP N° 26, (2006)** Décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels. PP 4-10.
110. **JORADP N°35, (2007)** Décret exécutif n° 07-149 du 20 mai 2007 fixant les modalités de concession d'utilisation des eaux usées épurées à des fins d'irrigation ainsi que le cahier des charges-type y affèrent. PP 8-12
- 111.**JORADP N° 41, (2012).** Arrêté interministériel du 2 janvier 2012 fixant la liste des cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées. P 21.
112. **Kantachote D., Rattanapan C, and Boonsawang P. (2009).** Removal of H₂S in down-flow GAC biofiltration using sulfide oxidizing bacteria from concentrated latex wastewater. *Bioresource Technology*, (100), pp: 125–130.
113. **Karen, S. M., Diane, B. F., Justine, D. H., Alain, K. Y., Pascal, A. D., Daouda, M., et Valentin, W. D. (2018).** Analyses physico-chimique et bactériologique des eaux usées de quelques hôtels de Cotonou. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 23(2), 227-234.
114. **Kauffmann-Lacroix, C.; Costa, D.; Bousseau, A. et Imbert, C. (2014).** Les champignons de l'eau: maîtrise du risque d'infection fongique lié à l'eau. *Rev. Francoph. des Lab.*, 2014: 69-75.
115. **Kirk M. P., Cannon P. F. and Davis J. C.(2008)** . Ainsworth and Bisby's Dictionary of the Fungi. 9th Ed., CABI Publishing. UK Center, Egham, UK and JA Stalpers, Centralbureau voor Schimmel cultures, Utrecht, the Netherlands, 624 pages.
116. **Kragelund C., Levantesi C., Borger A., Thelen K and al., 2007.** Identity, abundance and ecophysiology of filamentous *Chloroflexi* species present in activated

- sludge treatment plants. *FEMS Microbiology Ecology*, Volume 59, Issue 3, pp: 671–682.
117. **Kragelund C., Nilsson, B., Eskilsson, K., Bøgh, A. M., & Nielsen, P. H. (2010).** Full-scale control of Mycolata foam by FEX-120 addition. *Water Science and Technology Journal*, 61(10), pp: 2443-2450.
 118. **Kragelund, C., Mielczarek A. T., Eriksen, P. S and Nielsen, P. H.(2012).** Population dynamics of filamentous bacteria in Danish wastewater treatment plants with nutrient removal. *Water Reseach* , 46(12), pp: 3781-3795.
 119. **Kurek, K., Bugajski, P., Operacz, A., Śliz, P., Józwiakowski, K., & Almeida, A. (2020).** Reliability assessment of pollution removal of wastewater treatment plant using the method of Weibull. In *E3S Web of Conferences* (Vol. 171, p. 01007). EDP Sciences.
 120. **Lacroix, S. (2008).** Etude des mécanismes physiologiques et moléculaires de la filamentation de *Sphaerotilus natans*, bactérie modèle du foisonnement invasif en boues activées (Thèse de Doctorat, Agro ParisTech), 304 p.
 121. **Ladhari, T., Khoja, I., Msahli, F., & Sakly, A. (2019).** Parameter identification of a reduced nonlinear model for an activated sludge process based on cuckoo search algorithm. *Transactions of the Institute of Measurement and Control*, 41(12), 3352-3363.
 122. **Landy G.** AMDEC : Guide pratique. AFNOR, Paris, 2eédition, 2011, 227 pages.
 123. **Lebres E., Azizi D., Hamza A., Taleb F and Taouchichet B. (2002).** Manuel de travaux pratiques. Institut Pasteur d'Algérie. 20pages.
 124. **Le Clerc H. D. A. A., Mossel, D. A. A., Edberg, S. C., & Struijk, C. B. (2001).** Advances in the bacteriology of the coliform group: their suitability as markers of microbial water safety. *Annual Reviews in Microbiology*, 55(1), 201-234.
 125. **Levantesi C., Beimfohr C., Geurkink B., Rossetti S., Thelen K., Kroonema J., ... and Tandoi, V. (2004).** Filamentous Alphaproteobacteria associated with bulking in industrial wastewater treatment plants. *Systematic and applied microbiology*, 27(6), pp:716-727.
 126. **Lgourna Z., Warner N., Bouchaou L., Boutaleb S., Tagma T., Hssaisoune M., Ettayfi N., Vengosh A., (2015).**Physico-chemical quality of the waters of the Oued Seybouse (Northeastern Algeria): Characterization and Principal Component Analysis. *Journal of Materials and Environmental Science* 6 (5) (2015) 1417- 1425.

127. **Liu Y.(2003).** Chemically reduced excess sludge production in the activated sludge process, *Chemosphere*, 50, pp:1-7.
128. **Liu Y. N and Shen H. Y. (2018).** Effects of Streptomycin Wastewater on the Activity of GSH-PX in Zebrafish before and after Aerobic Biological Treatment. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science (Vol. 146, No. 1, p. 012057). IOP Publishing.
129. **Lotti T.(2016).** Developing Anammox for mainstream municipal wastewater treatment.(Doctoral dissertation. University van Florence, Italië).
130. **Madoni, P. (1994).** A sludge biotic index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analysis. *Water Research*, 28(1), 67-75.
131. **Madoni P., Davoli D and Gibin, G. (2000).** Survey of filamentous microorganisms from bulking and foaming activated-sludge plants in Italy. *Water Research*, 34(6), pp:1767-1772.
132. **Mahaffey, C., Palmer, M., Greenwood, N., & Sharples, J. (2020).** Impacts of climate change on dissolved oxygen concentration relevant to the coastal and marine environment around the UK. *MCCIP Science Review, 2002*, 31-53.
133. **Mamais D., Kalaitzi E. and Andreadakis A. (2011).** Foaming control in activated sludge treatment plants by coagulants addition, *Global NEST Journal*, 13, pp:237-245.
134. **Mamine, N., Khaldi, F., & Grara, N. (2020).** Survey of the Physico-chemical and Parasitological Quality of the Wastewaters Used in Irrigation (Souk Ahras, North-East of Algeria). *Iranian (Iranica) Journal of Energy & Environment*, 11(1), 86-95.
135. **Mathlouthi S. (2011).** Recherche des bactéries pathogènes et des bactériophages dans les résidus des stations d'épuration. Diplôme National d'Ingénieur en Sciences Appliquées et en Technologie. Université du 7 novembre à Carthage.
136. **Maurines-Carboneill, C., Pernelle, J. J., Morin, L., Sachon, G., & Leblon, G. (1998).** Relevance of the INT test response as an indicator of ETS activity in monitoring heterotrophic aerobic bacterial populations in activated sludges. *Water Research*, 32(4), 1213-1221.
137. **Metahri, M. S. (2012).** Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées par des procédés mixtes: cas de la STEP est de la ville de Tizi Ouzou (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).

138. **Meybeck M., Friedrich G., Thomas R., Chapman D. (1996).** Rivers, Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring, Chapman edition, 2 ed. E & FN Spon, London
139. **Mielczarek A. T., Kragelund C., Eriksen P. S and Nielsen P. H. (2012).** Population dynamics of filamentous bacteria in Danish wastewater treatment plants with nutrient removal. *Water Research* , 46(12), pp: 3781-3795.
140. **Miura, Y., Y. Watanabe, and S. Okabe. (2007a).** Membrane Biofouling in Pilot-Scale Membrane Bioreactors (MBRs) Treating Municipal Wastewater: Impact of Biofilm Formation. *Environmental Science & Technology* ,41 (2),pp: 632–38.
141. **Motta, M. D., Pons, M. N., Vivier, H., Roche, N., Amaral, A. L., Ferreira, E. C., & Mota, M. (2001).** Reconnaissance semi-automatique de la microfaune des boues activées des stations d'épuration des eaux usées: PROTOREC v 2.0.
142. **MRE (2018, 2020).** Ministère des Ressources en Eau.
143. **Narasiah, S., Shoiry, J., & Morasse, C. (1988).** Effets des variations des températures saisonnières sur les modifications des phosphates dans des eaux usées. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 1(4), 305-320.
144. **Nguyen, V. L., He, X., & de los Reyes III, F. L. (2016).** Quantifying in situ growth rate of a filamentous bacterial species in activated sludge using rRNA: rDNA ratio. *FEMS microbiology letters*, 363(22), fnw255.
145. **Nielsen P.H., Mielczarek A.T., Kragelund C., Nielsen J.L., Saunders A.M., Kong Y., Hanse A.A., Vollertsen J.(2010)** . A conceptual ecosystem model of microbial communities in enhanced biological phosphorus removal plants. *Water Research* 44 (17), pp:5070-5088.
146. **Nielsen PH and McMahon C., 2014.** Microbiology and microbial ecology of the activated sludge process. Chapter 4 (p. 53-75) in D. Jenkins and J. Wanner (eds): *Activated sludge - 100 years and counting*. IWA Publishing.
147. **Nierychlo, M., McIlroy, S. J., Kucheryavskiy, S., Jiang, C., Ziegler, A. S., Kondrotaite, Z., Stokholm-Bjerregaard, M.,& Nielsen, P. H. (2020).** *Candidatusamarolinea* and *Candidatusmicrothrix* are mainly responsible for filamentous bulking in Danish municipal wastewater treatment plants. *Frontiers in Microbiology*, 11, 1214.

148. **Noutsopoulos C., Mamais D., & Andreadakis A. (2006).** Effect of solids retention time on *Microthrix parvicella* growth. *water SA*, 32(3), 315-321.
149. **OMS (1977, 1989, 2006, 2012).** L'Organisation mondiale de la santé, est une institution spécialisée de l'Organisation des Nations unies pour la santé publique.
150. **ONA (2015,2018,2021),** office national de l'assainissement Algérie.
151. **Ould Mohamedou, E., 2006.** Deepened Evaluation of the physic-chemical and metal quality of water of the Senegal River: Case of the Delta Mauritanian located in the town of Rosso. Memory DESA Faculty of Science, University Ibn Tofail Morocco.
152. **Ouis S (2012).** Impacte des fluctuations climatiques sur la quantité et la qualité des eaux souterraines d'une region semi- aride:cas da la plaine de Ghriss(nord –ouest Algerien). *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, No 11, pp. 119-131.
153. **Ounoki S and Achour S. (2014).** Evaluation de la qualite physicochimique et bacteriologique des eaux usees brutes et epurées de la ville d'ouargla. possibilite de leur valorisation en irrigation. *Larhyss Journal* Issn 1112-3680, 20 pages.
154. **Ovez S, Ors C, Murat S. and Orhon D. (2006).** Effect of hypochloride on microbial ecology of bulking and foaming activated sludge treatment for tannery wastewater, *Journalof. Environmental. Sciences and Health, Part A*, 41,pp: 2163–2174.
155. **Pal P, Khairnar K and Paunikar WN.(2014).** Causes and remedies form filamentous foaming in activated sludge treatment plant. *Global Nest Journal*; 16,pp:1-11.
156. **Palm J. C., Jenkins D and Parker D. S.(1980).** Relationship between organic loading, dissolved oxygen concentration and sludge settleability in the completely-mixed activated sludge process. *Journal of Water Pollution Control Federation*,pp: 2484-2506.
157. **Pandolfi, D. (2006).** Caractérisation morphologique et physiologique de la biomasse des boues activées par analyse d'images (Doctoral dissertation, Institut National Polytechnique de Lorraine),pp:61-62.
158. **Paździor, K., &Bilińska, L. (2020).** Microscopic analysis of activated sludge in industrial textile wastewater treatment plant. *Autex Res. J*, 1-7.
159. **Petrovski S., Dyson A Z., Quill E S., McIlroy S J., Tillett D., Seviour R J. (2011).** An examination of the mechanisms for stable foam formation in 561 activated sludge systems. *Water Reseach*; 45, pp:2146-2154.

160. **Picão R. C., Cardoso J. P., Campana E. H., Nicoletti A. G., Petrolini F. V., Assis D. M and Gales A. C. (2013).** The route of antimicrobial resistance from the hospital effluent to the environment: focus on the occurrence of KPC-producing *Aeromonas* spp. and Enterobacteriaceae in sewage. *Diagnostic microbiology and infectious disease*, 76(1), pp:80-85.
161. **PNUE/OMS, 1977.** Le Programme des Nations unies pour l'environnement: une organisation dépendante de l'Organisation des Nations unies.
162. **PNUD, 2009.** Le Programme des Nations unies pour le développement, fait partie des programmes et fonds de l'ONU.
163. **Prescott L. M., Harley J. P., Klein D. A., Claire-Michèle B. C and Dusart J. (2007).** Microbiologie, chapitre 22. Les bactéries. Les protéobactéries. Ed. De Boeck Université, 492.
164. **Pujol R. (1987).** Maitrise du foisonnement des boues activées : biosorption et zones de contact. Approche méthodologique., pp. 154. Lyon: INSA.
165. **Rapilly F. (1968).** Les techniques de mycologie en pathologie végétale. Annales des Epiphytes. INRA. Vol. 19, 102 pages.
166. **Rassam A., Chaouch A., Bourkhiss B and Bourkhiss M. B. (2012).** Performances de la dégradation de la matière organique par lagunage aéré dans la station d'épuration des eaux usées de la ville d'Oujda (Maroc oriental). Bulletin de la . Société Royale des Science de Liège, 81, pp: 121-125.
167. **Rejsek F., 2002.** Analyse de l'eau : Aspects et règlementaire et technique .Ed CRDP.
168. **Rekrak, A. Z., & Fella, A. C. (2020).** Dependability and purification performance of a semi-arid zone: A case study of Algeria's wastewater treatment plant. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*.
169. **Richard M.G. (1989).** Activated Sludge Microbiology. Water Environment Federation, Alexandria, VA. 73 pp.
170. **Rodier J., Bazin C., Broutin J.P., Chambon P., Champsaur H. & Rodi L. (1996).** L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Dunod, 8ème édition, Paris, pp:1384.
171. **Roy P. (2005).** L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Colloque International sur les Ressources en Eaux Souterraines du Sahara (CIRESS), Ouargla (Algérie). 57 p.

172. **Sa'idi, M. (2010).** Experimental studies on effect of heavy metals presence in industrial wastewater on biological treatment. *International journal of environmental sciences*, 1(4), 666-676.
173. **Saye, R. (2019).** *Analyse du Cycle de Vie de la réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation des cultures: cas d'étude du site expérimental de Murvièl-Lès-Montpellier* (Doctoral dissertation, France. Université de Grenoble, FRA.).
174. **Scott, C. A., Faruqui, N. I., & Raschid-Sally, L. (Eds.). (2004).** Wastewater use in irrigated agriculture: Confronting the livelihood and environmental realities. CABI.
175. **Seviour, R. and Nielsen, P. H. (Eds.). (2010).** Microbial ecology of activated sludge. IWA publishing.
176. **Sezgin, M., Jenkins, D., & Parker, D. S. (1978).** A unified theory of filamentous activated sludge bulking. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 362-381.
177. **Sheik A R., El Muller E., Audinot J N., Lebrun L A., Grysan P., Guignard C and Wilmes P. (2015).** In situ phenotypic heterogeneity among single cells of the filamentous bacterium Candidatus *Microthrix parvicella*. *The ISME: Revue multidisciplinaire d'écologie microbien*, 10, pp 1274–1279.
178. **Shinta, F. R., Karnaningroem, N., & Mardiyanto, M. A. (2019).** Risk Management of Wastewater Treatment in the Wastewater Treatment Plant of PT. X. *IPTEK Journal of Proceedings Series*, (5), 140-149.
179. **Soddell, J and Seviour, R. (1996).** Growth of an activated sludge foam-forming bacterium, *Nocardia pinensis*, on hydrophobic substrates. *Water Science and Technology*, 34(5-6), pp:113-118.
180. **Soler Hernández A, García Hernández J, Zornoza-Zornoza AM, Alonso Molina JL., 2017.** Diversity of culturable nocardioform actinomycetes from wastewater treatment plants in Spain and their role in the biodegradability of aromatic compounds. *Environmental Technology*. 39(2):172-181.
181. **Strom P. F and Jenkins D. (1984).** Identification and significance of filamentous microorganisms in activated sludge *Journal Water Pollution Control Federation*, Vol. 56, No. 5, pp:449-459.
182. **Sukumaran D., & Hatha A. A. M. (2015).** Antibiotic resistance and virulence genes of extraintestinal pathogenic *Escherichia coli* from tropical estuary, south India. *The Journal of Infection in Developing Countries*, 9(05), 496-504.

183. **Szabo A., Takacs I., Murthy S., Daigger G.T., Licsko I., Smith S., 2008.** Significance of design and operational variables in chemical phosphorus removal. *Water Environ. Reseach*, 80, pp:407–416.
184. **Tamrabet L.(2011).** Contribution à l'étude de la valorisation des eaux usées en maraichage (Doctoral dissertation), Université de Batna 2.
185. **Tandoi V, Jenkins D and Wanner J.(2006).** Activated Sludge Separation Problems. In: IWA Publishing, London.
186. **Tijani M. N. (2009).** Contamination of shallow groundwater system and soil–plant transfer of trace metals under amended irrigated fields. *agricultural water management*, 96(3), pp: 437-444.
187. **Tran N. H., Reinhard M and Gin K. Y. H. (2018).** Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions-a review. *Water research*, 133,pp: 182-207.
188. **UNESCO (2021):**Publié le 22 Mars 2021 à l'occasion de la journée mondiale de l'eau sous le theme "la valeur de l'eau"
189. **USEPA (2004)** United States Environmental Protection Agency: agence indépendante du gouvernement des États-Unis.
190. **Van Der Waarde J., Snaidr J., Beimfohr C., Levantesi C., Rossetti S., Geurkink B., ... and Tandoi V. (2002).** Phylogenetic analysis and in situ identification of "Nostocoida limicola"-like filamentous bacteria in activated sludge from industrial wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 46(1-2), pp:99-104.
191. **Wang, J.; Li, Q.; Qi, R.; Tandoi, V.; Yang, M. (2014).** Sludge bulking impact on relevant bacterial populations in a full-scale municipal wastewater treatment plant. *Process Biochem.*, 49: 2258-2265.
192. **Wang, P., Yu, Z., Zhao, J. and Zhang, H. 2015.** Seasonal changes in bacterial communities cause foaming in a wastewater treatment plant. *Microbial Ecology*. DOI 618 10.1007/s00248-015-0700-x.
193. **Wanner J and Grau P. (1989).** Identification of filamentous microorganisms from activated sludge: a compromise between wishes, needs and possibilities. *Water research*, 23(7),pp: 883-891.
194. **Wanner, J. (1994).** Activated sludge population dynamics. *Water Science and Technology*, 30(11), 159.

195. **Westlund Å. D., Hagland E and Rothman M. (1996).** Bulking and foaming caused by *Microthrix parvicella* at three large sewage treatment plants in the Greater Stockholm area. *Water Science and Technology*, 34(5-6), pp:281-287.
196. **Wickerham L.J. (1951).** Technical Bulletin of the U. S. Department of Agriculture. No 1029, pp: 1-19.
197. **Williams S. T and Wellington E. M. H. (1982a).** Actinomycetes. *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties, (methods of soil an 2)*,pp: 969-987.
198. **WRI (2019):** Word Ressources Institute
199. **Wu, S.; Carvalho, P.N.; Müller, J.A.; Manoj, V.R.; Dong, R. (2016).** Sanitation in constructed wetlands: a review on the removal of human pathogens and fecal indicators. *Sci Total Environ.*, 541: 8-22.
200. **Xanthoulis, D., Breuer, A and Fonder, N. (2014).** Low Cost Wastewater Treatments And Reuse In Agriculture. Study Cases In Mediteranean Region. *Revue Journal De L'eau Et De L'environnement*.
201. **Youbi, A., Houilia, A., Soumati, B., Berrebbah, H., Djebar, M. R., & Souiki, L. (2018).** assessment of the physico-chemical and bacteriological quality of the surface waters of wadis" boukhmira, meboudja and seybouse" used in irrigation in the north-east of algeria. *Studia Universitatis Vasile Goldis Seria Stiintele Vietii (Life Sciences Series)*, 28(2).

ANNEXE 1

Milieu BCPL

Bouillon lactosé ou pourpre de bromocrésol

Composition	g/l
Peptone	5 g
Extrait de viande	2 g
Lactose	5 g
Pourpre de bromocrésol	25 mg
Eau Distillée	1000 ml

pH 6,9 : Autoclaver à 120 C° pendant 20 minutes.

Milieu de Rothe

Composition D/C	g/l
Peptone	40
Glucose	10
NaCl	10
Monohydrogenophosphate de potassium	5.4
Dihydrogenophospahte de potassium	5.4
Azide de sodium	0.4
Eau permutée	1000 ml

Autoclave à 120 C° pendant 20 minutes.

Milieu d'Eva Litsky

Composition	g/l
Peptone	20
Glucose	5
NaCl	5
Monohydrogenophosphate de potassium	2.7
Dihydrogenophosphate de potassium	2.7
Azide de sodium	0.3
Ethyl violet	0.0005

Gélose Chapman

Composition	g/l
Peptones	10
Extrait de viande de bœuf	1
D-mannitol	10
Chlorure de sodium	75
Rouge de phénol	0,025
Agar	15

Le pH final à 25 °C : $7.5 \pm 0,2$

Autoclave à 120 C° pendant 20 minutes.

Bouillon cœur-cerveille (BHIB)

Composition	g/l
Extrait cœur-cerveille	17,5
Peptone pancréatique de gélatine	10
Chlorure de sodium	5
Phosphate disodique	2,5
Glucose	2

Le pH final du milieu à 25 °C : $7,4 \pm 0,2$

Bouillon au sélénite acide de sodium S.F.B D/C

Composition	g/l
Peptones	5
Lactose	4
Phosphate de sodium	10
Sélénite acide de sodium	4

Le pH du milieu à 25 °C = 7

Bouillon de Giolitti Cantoni

Composition	g/l
Tryptone	10
Extrait de viande	5
Extrait de levure	5
Glycine	1,2
Mannitol	20
Pyruvate de sodium	3
Chlorure de sodium	5
Chlorure de lithium	5
Tween 80	1

Le pH à 25 °C : $6,9 \pm 0,2$

Gélose Mueller Hinton

Composition	g/l
Infusion de bœuf	2
Peptone	17,5
Amidon	1,5
Agar	17

Le pH final à 25 °C : $7,3 \pm 0,1$

Milieu OGA : (louis.J)

Formule Gélose glucosée à l'oxytétracycline

Composition	g/l
Peptone	10
Extrait de levure	5
Agar-agar	5

Autoclave à 120 C° pendant 20 minutes.

Gélose au cétrimide

Composition	g/l
peptone de gélatine	16,0 g
peptone de caséine	10,0 g
bromure de tétradonium (cétrimide)	0,2 g
acide nalidixique -sulfate de	15,0 mg
Potassium	10,0 g
Chlorure de magnésium	1,4 g
Agar	10.0 g

pH = 7,1 Autoclave à 120 C° pendant 20 minutes.

King_A

Composition	g/l
peptone dite "A"	20,0 g
glycérol	10,0 g
sulfate de potassium	10,0 g
chlorure de magnésium	1,4 g
agar purifié	12,0 g

pH = 7,2 ; Autoclave à 120 C° pendant 20 minutes.

King_B

Composition	g/l
peptone dite "B"	20,0 g
glycérol	10,0 g
hydrogénophosphate de potassium	1,5 g
sulfate de magnésium heptahydraté	1,5 g
agar purifié	12,0 g

pH = 7,2 ; Autoclave à 120 C° pendant 20 minutes.

Gèlose SS : Salmonella-Shigella

Composition	g/l
Peptone	5,0 g
extrait de viande	5,0 g
lactose	10,0 g
citrate de sodium	10,0 g
citrate de fer III	1,0 g
sels biliaires	8,5 g
vert brillant	3,3 mg
Rouge neutre	25 mg
thiosulfate de sodium	8,5 g
Agar	12,0 g

pH = 7,3 Autoclaver à 120 C° pendant 20 minutes.

Bouillon Nutritif

Composition	g/l
Extrait de viande	1g
Extrait de levure	2g
peptone	5g
Chlorure de sodium	5g

pH=7.5 ; Autoclave à 120 C° pendant 20 minutes.

Eau Physiologique

Composition	g/l
Chlorure de sodum	8.5g
peptone	0.5g
Eau distillée	1000ml

pH=7 ; Autoclave à 120 C° pendant 20 minutes.

Gélose nutritive

Composition	g/l
Extrait de viande	1g
Extrait de levure	2g
peptone	5g
Chlorure de sodium	5g
Agar	15g

pH=7.5 ; Autoclave à 120 C° pendant 20 minutes.

ANNEXE 2

- ❖ Valeurs limites des paramètres de rejet dans un milieu récepteur (**Journal Officiel de la République Algérienne, 2006**)

Paramètres	Unités	Valeurs Limites
Température	°C	30
PH	-	6,5 à 8,5
MES	mg/l	35
Turbidité	UTN	50
DBO5	mg/l	35
DCO	mg/l	120
Azote Kjeldahl	mg/l	30
Phosphates	mg/l	02
Phosphore total	mg/l	10
Cyanures	mg/l	0,1
Aluminium	mg/l	03
Cadmium	mg/l	0,2
Fer	mg/l	03
Manganèse	mg/l	01
Mercure total	mg/l	0,01
Nickel total	mg/l	0,5
Plomb total	mg/l	0,5
Cuivre total	mg/l	0,5

Zinc total	mg/l	03
Huiles et Graisses	mg/l	20
Hydrocarbures totaux	mg/l	10
Indice Phénols	mg/l	0,3
Fluor et composés	mg/l	15
Étain total	mg/l	02
Composés organiques chlorés	mg/l	05
Chrome total	mg/l	0,5
(*) Chrome III +	mg/l	03
(*) Chrome VI +	mg/l	0,1
(*) Solvants organiques	mg/l	20
(*) Chlore actif	mg/l	1,0
(*) PCB	mg/l	0,001
(*) Détergents	mg/l	2
(*) Tensioactifs anioniques	mg/l	10

(*) Valeurs fixées par le Décret exécutif n° 93-160 du 10 Juillet 1993

❖ Normes physico-chimiques de rejets de l'OMS (1989).

Paramètres	Unité	Normes
T°	C°	30
pH	-	6.5-8.5
02	mg/l	5

DB05	mg/l	30
DCO	mg/l	90
MES	mg/l	30
Zinc	mg/l	2
Chrome	mg/l	0.1
Azote total	mg/l	50
Phosphates	mg/l	2
Hydrocarbures	mg/l	10
Détergents	mg/l	1
Huiles et graisses	mg/l	20

❖ Synthèse des normes actuellement en application (Lazarova, 1999, OMS, 1989 cité par Massena, 2001).

Directives de l'OMS					Title 22
Catégorie	Conditions de réutilisation	Groupe exposé	Nématodes intestinaux	Coliformes fécaux	Coliformes totaux
A	Irrigation de cultures destinées à être consommées crues, terrains de sport et jardins publics	Ouvriers agricoles Consommateurs publics	≤1/1	≤1000/100ml	≤2,2/100ml
B	Irrigation des cultures céréalières, industrielles et fourragères	Ouvriers agricoles	≤1/1	Aucune norme n'est recommandée	
C	Irrigation localisée des cultures B, si les ouvriers ne sont pas exposés	Néant	Sans objet	Sans objet	

❖ Normes Bacteriologiques Selon OMS (2004)

Le genre	Les normes
Les coliformes fécaux et totaux	Absence /100ml
Streptocoques fécaux	Absence /100ml
flore aérobie mésophile	10 ² /ml
Les streptocoques fécaux	Absence /100ml
Staphylococcus aureus	Absence /100ml
Flore fongique	Absence /100ml

VALEURS LIMITES DES PARAMETRES DE REJETS D'EFFLUENTS LIQUIDES INDUSTRIELS

Décret exécutif n° 93-160 du 10 juillet 1993 et décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006
(JORADP n°26)

N°	PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITES	TOLERANCES AUX VALEURS LIMITES ANCIENNES INSTALLATIONS
1	Température	°C	30	30
2	PH	-	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5
3	MES	mg/l	35	40
4	Azote Kjeldahl	*	30	40
5	Phosphore total	*	10	15
6	DCO	*	120	130
7	DBO5	*	35	40
8	Aluminium	*	3	5
9	Substances toxiques bioaccumulables	*	0,005	0,01
10	Cyanures	*	0,1	0,15
11	Fluor et composés	*	15	20
12	Indice de phénols	*	0,3	0,5
13	Hydrocarbures totaux	*	10	15
14	Huiles et graisses	*	20	30
15	Cadmium	*	0,2	0,25
16	Cuivre total	*	0,5	1
17	Mercuré total	*	0,01	0,05
18	Plomb total	*	0,5	0,75
19	Chrome Total	*	0,5	0,75
20	Etain total	*	2	2,5
21	Manganèse	*	1	1,5
22	Nickel total	*	0,5	0,75
23	Zinc total	*	3	5
24	Fer	*	3	5
25	Composés organiques chlorés	*	5	7

PH : Potentiel d'hydrogène
DBO₅ : Demande biologique en oxygène pour une période de cinq (5) jours
DCO : Demande chimique en oxygène
MES : Matière en suspension

SPECIFICATIONS DES EAUX USEES EPUREES UTILISEES A DES FINS D'IRRIGATION

1. Arrêtés interministériels du 02 janvier 2012 prennent en application les dispositions de l'article 2 du décret exécutif n°07-149, publiés en Janvier 2012 par le ministère des ressources en eau. (JORADP n°41)

1.1. Paramètres microbiologiques

GROUPES DE CULTURES	PARAMETRES MICROBIOLOGIQUES	
	Coliformes fécaux (CFU/100ml) (moyenne géométrique)	Nématodes intestinaux (œufs/l) (moyenne arithmétique)
Irrigation non restrictive. Culture de produits pouvant être consommés crus.	<100	Absence
Légumes qui ne sont consommés que cuits. Légumes destinés à la conserverie ou à la transformation non alimentaire.	<250	<0,1
Arbres fruitiers (1). Cultures et arbustes fourragers (2). Cultures céréalières. Cultures industrielles (3). Arbres forestiers. Plantes florales et ornementales (4).	Seuil recommandé <1000	<1
Cultures du groupe précédent (CFU/100ml) utilisant l'irrigation localisée (5) (6).	pas de norme recommandée	pas de norme recommandée

(1) L'irrigation doit s'arrêter deux semaines avant la cueillette. Aucun fruit tombé ne doit être ramassé sur le sol. L'irrigation par aspersion est à éviter.

(2) Le pâturage direct est interdit et il est recommandé de cesser l'irrigation au moins une semaine avant la coupe.

(3) Pour les cultures industrielles et arbres forestiers, des paramètres plus permissifs peuvent être adoptés.

(4) Une directive plus stricte (<200 coliformes fécaux par 100 ml) est justifiée pour l'irrigation des parcs et des espaces verts avec lesquels le public peut avoir un contact direct, comme les pelouses d'hôtels.

(5) Exige une technique d'irrigation limitant le mouillage des fruits et légumes.

(6) A condition que les ouvriers agricoles et la population alentour maîtrisent la gestion de l'irrigation localisée et respectent les règles d'hygiène exigées. Aucune population alentour.

1.2. Paramètres physico-chimiques

PARAMETRES		UNITÉ	CONCENTRATION MAXIMALE ADMISSIBLE
Physiques	pH	—	$6.5 \leq \text{pH} \leq 8.5$
	MES	mg/l	30
	CE	ds/m	3
	Infiltration le SAR = 0 - 3 CE		0.2
	3 - 6		0.3
	6 - 12	ds/m	0.5
	12 - 20		1.3
	20 - 40		3
Chimiques	DBO5	mg/l	30
	DCO	mg/l	90
	CHLORURE (Cl)	meq/l	10
	AZOTE (NO ₃ - N)	mg/l	30
	Bicarbonate (HCO ₃)	meq/l	8.5

ANNEXE 3

Identification des bacteries pathogènes

Table 1: Caractères biochimiques des bacteries isolées "*Enterobacteriaceae*"

EN1: *Enterobacter aerogenes*. EN2: *Enterobacter sakazakii*. EN3: *Escherichia coli*. EN4: *Klebsiella oxytoca*. EN5: *Klebsiella pneumoniae*. EN6: *Salmonella enteritidis*. EN7: *Shigella flexnerii*. VBC1: *Vibrio parahaemolyticus*. ONPG: β -galactosidase

Testes	Isolats							
	EN1	EN2	EN3	EN4	EN5	EN6	EN7	VBC1
ONPG	+	+	-	+	+	-	-	-
ADH	-	+	-	-	-	+	-	-
LDC	+	+	+	+	+	+	+	+
ODC	-	+	+	-	-	+	+	+/-
CIT	+	+	-	+	+	+	-	-
H ₂ S	-	-	-	-	-	+	-	+
URE	-	+	-	+	+	-	-	+/-
TDA	-	+	-	+	-	-	-	-
IND	-	+	+	+	-	-	+	+
VP	-	+	-	-	+	-	+	-
GEL	+	+	-	-	-	-	+	+
GLU	-	+	+	+	+	-	-	+
MAN	+	+	+	+	+	+	-	+
INO	+	-	-	+	+	-	-	-
SOR	+	+	+	+	+	+	-	?
RHA	+	+	+	+	+	+	-	?
SAC	+	+	+	+	-	-	-	-
MEL	+	+	+	+	+	-	+	?
AMY	+	+	-	+	-	-	+	?
ARA	+	+	+	+	+	-	-	+

(Ortho nitrophenyl-galactoside degradation). **ADH:** Arginine dihydrolase. **LDC:** Lysine decarboxylase. **ODC:** Ornithine decarboxylase. **CIT:** Citrate assimilation. **H₂S:** H₂S production. **URE:** Urease. **TDA:** Tryptophane desaminase. **IND:** Tryptophane assimilation (indole production). **VP: Voges Proskauer test (Acetoin production).** **GEL:** Gelatin degradation. **GLU:** Glucose assimilation. **MAN:** Mannitol assimilation. **INO:** Inositol assimilation. **SOR:** Sorbitol assimilation. **RHA:** Rhamnose assimilation. **SAC:** Saccharose assimilation. **MEL:** Melibiose assimilation. **AMY:** Amygdaline assimilation. **ARA:** Arabinose assimilation.

Table 2: Caractères biochimiques des bacteries isolées "*Staphylococcaceae*"

Test	Isolates					
	ST1	ST2	ST3	ST4	ST5	ST6
GLU	+	+	+	-	-	+
FRU	+	+	+	-	-	+
MNE	+	+	+	-	+	+
MAL	+	+	+	+	+	+
LAC	+	+	-	-	+	+
TRE	+	+	+	-	+	-
MAN	+	+	-	-	-	-
XLT	-	-	-	-	-	-
MEL	-	+	+	-	+	-
NIT	+	+	+	+	+	+
PAL	+	-	-	-	-	+
VP	-	+	+	-	-	+
RAF	-	-	-	-	+	-
XYL	-	+	+	-	+	-
SAC	+	+	+	-	+	+
MDG	-	-	-	-	-	-
NAG	+	+	+	-	-	-
ADH	+	+	+	+	+	+
URE	-	+	+	+	+	+

ST1: *Staphylococcus aureus*. **ST2:** *Staphylococcus haemolyticus*. **ST3:** *Staphylococcus lugdunensis*. **ST4:** *Staphylococcus warneri*. **ST5:** *Staphylococcus xylosus*. **ST6:** *Staphylococcus epidermidis*. **GLU:** D-glucose assimilation. **FRU:** D-fructose assimilation. **MNE:** D-mannose assimilation. **MAL:** Maltose assimilation. **LAC:** Lactose assimilation. **TRE:** D-trehalose assimilation. **MAN:** D-mannitol assimilation. **XLT:** Xylitol assimilation. **MEL:** D-melibiose assimilation. **NIT:** Réduction of Nitrates to Nitrites. **PAL:** Alcaline phosphatase. **VP:** Voges Proskauer test (Acetoin production). **RAF:** Raffinose assimilation. **XYL:** Xylose assimilation. **SAC:** Saccharose assimilation. **MDG:** Methyl- α -D-glucopyranoside assimilation. **NAG:** N-acetylglucosamine assimilation. **ADH:** Arginine dihydrolase. **URE:** Urease.

Table 3: Caractères biochimiques des bacteries isolées "*Pseudomonaceae*" and "*Aeromonas*"

Testes	Isolats				
	PS1	PS2	PS3	PS4	AER1
DEN	D	D	NDi	D	D
TRP	-	-	-	-	-
GLU	-	+	-	-	+
ADH	+/-	+	+	+	+
URE	+/-	+	-	-	+
ESC	-	+	-	-	+
GEL	+	+	-	+	-
PNPG	-	+	-	-	+
GLU	+	+	+	+	+
ARA	-	-	-	+	+
MNE	-	+	-	+	+
MAN	+	+	-	+	+
NAG	+	-	-	+	+
MAL	-	+	-	-	-
GNT	+	+	+	+	+
CAP	+	-	+	+	-
ADI	+	-	-	-	-
MLT	+	+	+	+	-
CIT	+	-	+	+	+
PAC	-	-	-	-	-
OX	+	+	+	+	

PS1: *Pseudomonas aeruginosa*. **PS2:** *Pseudomonas fluorescens*. **PS3:** *Pseudomonas luteola*. **PS4:** *Pseudomonas putida*. **AER1:** *Aeromonas hydrophila/caviae*. **TRP:** Tryptophane assimilation. **GLU:** Glucose assimilation. **ADH:** Arginine dihydrolase. **URE:** Urease. **ESC:** Esculine (β -glucosidase hydrolysis). **GEL:** Gelatin degradation. **PNPG:** β -galactosidase (Para-nitrophenyl- β -D-galactopyranosidase degradation). **GLU:** Glucose assimilation. **ARA:** Arabinose assimilation. **MNE:** Mannose assimilation. **MAN:** Mannitol assimilation. **NAG:** N-acetylglucosamine assimilation. **MAL:** Maltose assimilation. **GNT:** Potassium gluconate assimilation. **CAP:** Capric acid assimilation. **ADI:** Adipic acid assimilation. **MLT:** Malate assimilation. **CIT:** Trisodiumcitrate assimilation. **PAC:** Phenylacetic acid assimilation. **OX:** Oxydase. **DEN:** Denitrification. **NDi:** Non-dissimilative. **D:** Putative denitrifiers.

Table 4: Caractères biochimiques des bacteries isolées "*Bacillus*"

LAC	-
MAL	+
SAL	-
ESC	-
ARB	-
AMY	-
NAG	-
MDG	-
MDM	-
SOR	-
MAN	-
INO	-
DUL	-
RHA	-
SBE	-
MNE	-
FRU	+
GLU	+
GAL	-
MDX	-
ADO	-
LXYL	-
DXYL	-
RIB	+
LARA	-
DARA	-
ERY	-
GLY	-
Test	BCI

BC1: *Bacillus subtilis*. Carbon assimilation profiles obtained: **GLY:** Glycerol. **ERY:** Erytrol. **DARA:** D-arabinose. **LARA:** L-arabinose. **RIB:** Ribose. **DXYL:** D-Xylose. **LXYL:** L-Xilose. **ADO:** D-Adonitol. **MDX:** Metil- β -D-xylopyranoside. **GAL:** Galactose. **GLU:** Glucose. **FRU:** Fructose. **MNE:** Manose. **SBE:** Sorbose. **RHA:** Rhamnose. **DUL:** Dulcitol. **INO:** Inozitol. **MAN:** Manitol. **SOR:** Sorbitol. **MDM:** Metil- α -D-manopyranoside, **MDG:** Metil-D-glucopyranoside. **NAG:** N-acetylglucosamine. **AMY:** Amygdaline. **ARB:** Arbutine. **ESC:** Esculin. **SAL:** Salicin. **MAL:** D-celobiose. **LAC:** D-maltose.

Table 5: Caractères biochimiques des bacteries isolées "*Streptococcaceae*"

Testes	VP	HIP	ESC	PYR	α HE	β GAL	ARG	RIB	ARA	β HE	MEL	SOR	LAC	INU
SMI	+	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	+

SMI: *Streptococcus mutans*. **VP:** Sodium pyruvate. **HIP:** Hippurate hydrolysis. **ESC:** Esculine hydrolysis. **PYR:** Pyrrolidonyl arylamidase (L-pyrrolidonyl- α -naphthylamide hydrolysis). **β GAL:** β -Galactosidase (P-nitrophenyl- β -D-galactopyranoside hydrolysis). **α HE:** α -Hemolysin. **β HE:** β -Hemolysin. **ARG:** Arginine dihydrolase. **RIB:** Ribose fermentation. **MEL:** Melibiose fermentation. **SOR:** Sorbitol fermentation. **LAC:** Lactose fermentation. **ARA:** Arabinose fermentation. **INU:** Inuline fermentation.

Table 6: Caractères biochimiques des levures isolées

Testes	Isolats			
	Y1	Y2	Y3	Y4
GLU	+	+	+	+
GAL	-	+	+	-
SAC	+	+	+	-
TRE	+	+	+	+
RAF	+	+	-	-
β MAL	-	-	+	-
α AMY	+	+	+	-
β XYL	+	+	+	-
β GUR	-	-	-	-
URE	+	-	-	-
β NAG	-	-	+	-
β GAL	-	+	+	-

Y1: *Cryptococcus neoformans*. **Y2:** *Trycosporon* sp. **Y3:** *Candida albicans*. **Y4:** *Candida glabra*. **GLU:** Glucose fermentation. **GAL:** Galactose fermentation. **SAC:** Saccharose fermentation. **TRE:** Trehalose fermentation. **RAF:** Rafinose fermentation. **β MAL:** β -Maltosidase. **α AMY:** α -Amylase. **β XYL:** β -Xylosidase. **β GUR:** β -Glucuronidase. **URE:** Urease. **β NAG:** N-acetyl- β -glucosaminidase. **β GAL:** β -Galactosidase.

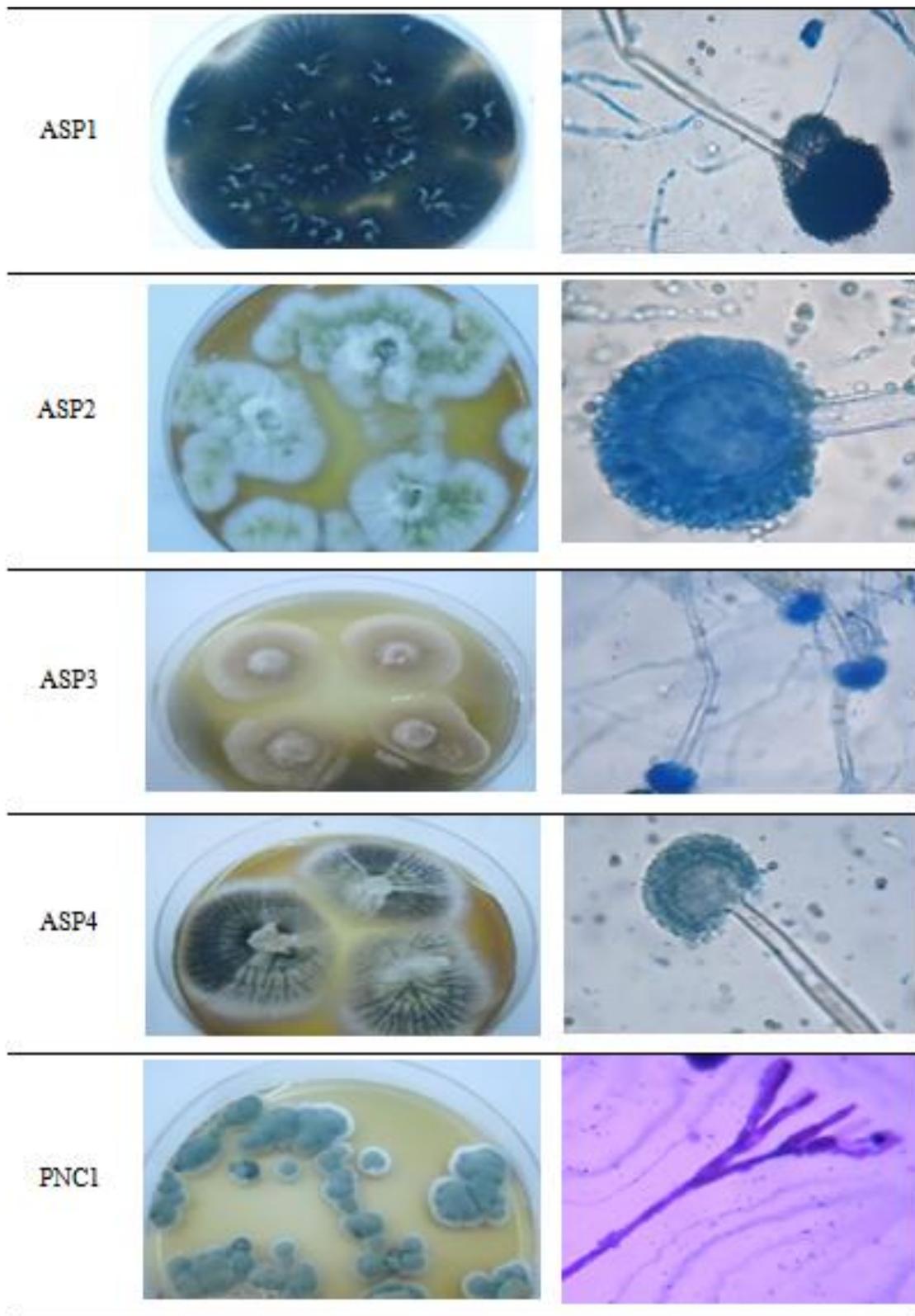


Figure 1: Caractères macroscopiques et microscopiques des isolats des champignons filamenteux (ASP1: *Aspergillus niger*, ASP2: *Aspergillus flavus*, ASP3: *Aspergillus ochrasus*, ASP4: *Aspergillus fumigatus*, PNC1: *Penicillium* sp)

ANNEXE 4

Table de *Mac Grady* (Franck, 2002).

Nombre de tubes positives			NPP par 100 ml
3 de 10 ml	3 de 1 ml	3 de 0,1 ml	
0	0	1	3
0	1	0	3
1	0	0	4
1	0	1	7
1	1	0	7
1	1	1	11
1	2	0	11
2	0	0	9
2	0	1	14
2	1	0	15
2	1	1	20
2	2	0	21
2	2	1	28
3	0	0	23
3	0	1	39
3	0	2	64
3	1	0	48
3	1	1	75
3	1	2	120
3	2	0	93
3	2	1	150
3	2	2	210
3	3	0	240
3	3	1	460
3	3	2	1100

ANNEXE 5

❖ **Table de lecture des résultats de la galerie *Api 20E***

Tests	Réactions/enzymes	Résultats négatifs	Résultats positifs
ONPG	β-galactosidase	Incolore	Jaune
ADH	Arginine dihydrolase	Jaune	Rouge/orange
LDC	Lysine decarboxylase	Jaune	Rouge/orange
ODC	Ornithine decarboxylase	Jaune	Rouge/orange
CIT	Citrate utilisation	Vert pâle/jaune	Bleu-vert/bleu
H ₂ S	H ₂ S production	Incolore/grisâtre	Dépôt noir/fin liseré
URE	Urease	Jaune	Rouge/orange
TDA	Tryptophane deaminase	<u>TDA/immédiat</u>	
		Jaune	Marron-rougeâtre
IND	Indole production	<u>JAMES/immédiat</u>	
		Incolore Vert-pâle/jaune	Rose
VP	Acetoin production	<u>VP 1+ VP 2 / 10 min</u>	
		Incolore	Rose/rouge
GEL	Gelatinase	Aucune diffusion	Diffusion du pigment noir
GLU	Glucose fermentation/oxidation	Bleu / bleu-vert	Jaune/ jaune gris
MAN	Mannitol fermentation/oxidation	Bleu / bleu-vert	Jaune
INO	Inositol fermentation/oxidation		
SOR	Sorbitol fermentation/oxidation		
RHA	Rhamnose fermentation/oxidation		
SAC	Sucrose fermentation/oxidation		
MEL	Melibiose fermentation/oxidation		
AMY	Amygdalin fermentation/oxidation		
ARA	Arabinose fermentation/oxidation		

❖ Table de lecture des résultats de la galerie *Api 20NE*

TABLEAU DE LECTURE

TESTS	COMPOSANTS ACTIFS	QTE (mg/cup.)	REACTIONS/ENZYMES	RESULTATS	
				NEGATIF	POSITIF
NO ₃	potassium nitrate	0,136	réduction des Nitrates en nitrites	NIT 1 + NIT 2 / 5 min incolore rose-rouge	
			réduction des Nitrates en azote	Zn / 5 min rose incolore	
TRP	L-tryptophane	0,2	formation d'indole (TRYptophane)	JAMES / immédiat incolore vert pâle / jaune rose	
GLU	D-glucose	1,92	fermentation (GLUCose)	bleu à vert	jaune
ADH	L-arginine	1,92	Arginine DiHydrolase	jaune	orange / rose / rouge
URE	urée	0,76	UREase	jaune	orange / rose / rouge
ESC	esculine citrate de fer	0,56 0,072	hydrolyse (β-glucosidase) (ESCuline)	jaune	gris / marron / noir
GEL	gélatine (origine bovine)	0,6	hydrolyse (protéase) (GELatine)	pas de diffusion du pigment	diffusion du pigment noir
PNPG	4-nitrophényl-β-D-galactopyranoside	0,22	β-galactosidase (Para-NitroPhényl-β-D-Galactopyranosidase)	incolore	jaune
[GLU]	D-glucose	1,56	assimilation (GLUCose)	transparence	trouble
[ARA]	L-arabinose	1,4	assimilation (ARABinose)	transparence	trouble
[MNE]	D-mannose	1,4	assimilation (MANnose)	transparence	trouble
[MAN]	D-mannitol	1,36	assimilation (MANnitol)	transparence	trouble
[NAG]	N-acétyl-glucosamine	1,28	assimilation (N-Acétyl-Glucosamine)	transparence	trouble
[MAL]	D-maltose	1,4	assimilation (MALtose)	transparence	trouble
[GNT]	potassium gluconate	1,84	assimilation (potassium GLUCONate)	transparence	trouble
[CAP]	acide caprique	0,78	assimilation (acide CAPrique)	transparence	trouble
[ADI]	acide adipique	1,12	assimilation (acide ADIrique)	transparence	trouble
[MLT]	acide malique	1,56	assimilation (MaLaTe)	transparence	trouble
[CIT]	trisodium citrate	2,28	assimilation (trisodium CITrate)	transparence	trouble
[PAC]	acide phénylacétique	0,8	assimilation (acide PhénylACétique)	transparence	trouble
OX	(voir notice du test oxydase)	-	cytochrome-oxydase	(voir notice du test oxydase)	

- Les quantités indiquées peuvent être ajustées en fonction des titres des matières premières.
- Certaines cupules contiennent des composants d'origine animale notamment peptone bovine/porcine.

❖ Table de lecture des résultats de la galerie *Api Strept*

TESTS	COMPOSANTS ACTIFS	QTE (mg/cup.)	REACTIONS/ENZYMES	RESULTATS			
				NEGATIF		POSITIF	
VP	sodium pyruvate	1,9	production d'acétoïne (Voges Proskauer)	VP 1 + VP 2 / Jusqu'à 10 min (3)			
HIP	acide hippurique	0,4	hydrolyse (acide HIPpurique)	Incolore/Bleu pâle Gris-bleuté		Bleu foncé/Violet	
ESC	esculine citrate de fer	1,16 0,152	hydrolyse β -glucosidase (ESCuline)	4 h	24 h	4 h	24 h
				Incolore Jaune pâle	Incolore Jaune pâle Gris clair	Noir Gris	Noir
PYRA	acide pyroglutamique- β -naphthylamide	0,0256	PYRrolidonyl Arylamidase	ZYM A + ZYM B / 10 min (PYRA à LAP) (1) au besoin décoloré par éclaircissement intense			
α GAL	6-bromo-2-naphthyl- α D-galactopyranoside	0,0376	α -GALactosidase	Incolore		Violet	
β GUR	acide naphthol-ASBI-glucuronique	0,0537	β -GIUouRonidase	Incolore		Bleu	
β GAL	2-naphthyl- β D-galactopyranoside	0,0306	β -GALactosidase	Incolore ou Violet très pâle		Violet	
PAL	2-naphthyl phosphate	0,0244	Phosphatase ALcaline	Incolore ou Violet très pâle		Violet	
LAP	L-leucine- β -naphthylamide	0,0256	Leucine AminoPeptidase	Incolore		Orange	
ADH	L-arginine	1,9	Arginine DiHydrolase	Jaune		Rouge	
				4 h	24 h	4 h	24 h
<u>RIB</u>	D-ribose	1,4	acidification (RiBose)	Rouge	Orange/ Rouge	Orange/ Jaune	Jaune
<u>ARA</u>	L-arabinose	1,4	acidification (ARAbinose)	Rouge	Orange/ Rouge	Orange/ Jaune	Jaune
<u>MAN</u>	D-mannitol	1,36	acidification (MANnitol)	Rouge	Orange/ Rouge	Orange/ Jaune	Jaune
<u>SOR</u>	D-sorbitol	1,36	acidification (SORbitol)	Rouge	Orange/ Rouge	Orange/ Jaune	Jaune
<u>LAC</u>	D-lactose (origine bovine)	1,4	acidification (LACtose)	Rouge	Orange/ Rouge	Orange/ Jaune	Jaune
<u>TRE</u>	D-tréhalose	1,32	acidification (TREhalose)	Rouge	Orange/ Rouge	Orange/ Jaune	Jaune
<u>INU</u>	inuline	5,12	acidification (INUline)	Rouge	Orange/ Rouge	Orange/ Jaune	Jaune
<u>RAF</u>	D-raffinose	3,12	acidification (RAFfinose)	Rouge	Orange/ Rouge	Orange/ Jaune	Jaune
<u>AMD</u>	amidon (2)	2,56	acidification (AMIDon)	Rouge	Orange/ Rouge	Orange/ Jaune	Jaune
<u>GLYG</u>	glycoogène	1,28	acidification (GLYcoGène)	Rouge ou Orange		Jaune franc	

(1) Lors d'une deuxième lecture après 24 heures d'incubation, on peut remarquer un dépôt dans les tubes où ont été ajoutés les réactifs ZYM A et ZYM B. Ce phénomène est normal et ne doit pas être pris en considération.

(2) L'acidification de l'amidon est fréquemment moins forte que celle des autres sucres.

(3) Une coloration rose pâle obtenue après 10 minutes doit être considérée négative.

- Les quantités indiquées peuvent être ajustées en fonction des titres des matières premières.
- Certaines cupules contiennent des composants d'origine animale, notamment des peptones.

❖ Table de lecture des résultats de la galerie *Api Staph*

TESTS	COMPOSANTS ACTIFS	QTE (mg/cup.)	REACTIONS / ENZYMES	RESULTAT	
				NEGATIF	POSITIF
0	Aucun		Témoin négatif	rouge	—
GLU	D-glucose	1,56	(Témoin positif) (D-GLUcose)		
FRU	D-fructose	1,4	acidification (D-FRUctose)		
MNE	D-mannose	1,4	acidification (D-ManNosE)		
MAL	D-maltose	1,4	acidification (MALtose)		
LAC	D-lactose (origine bovine)	1,4	acidification (LACtose)	rouge *	jaune
TRE	D-tréhalose	1,32	acidification (D-TREhalose)		
MAN	D-mannitol	1,36	acidification (D-MANnitol)		
XLT	xylitol	1,4	acidification (XyLITol)		
MEL	D-mélibiose	1,32	acidification (D-MELibiose)		
NIT	nitrate de potassium	0,08	Réduction des NITrates en nitrites	<u>NIT 1 + NIT 2 / 10 min</u> incoloro-rose pâle rouge	
PAL	β-naphtyl phosphate	0,0244	Phosphatase ALcaline	<u>ZYMA + ZYMB / 10 min</u> jaune violet	
VP	sodium pyruvate	1,904	production d'acétyl méthyl-carbinol (Voges Proskauer)	<u>VP 1 + VP 2 / 10 min</u> incoloro-rose pâle violet-rose	
RAF	D-raffinose	1,56	acidification (RAFFinose)		
XYL	D-xylose	1,4	acidification (XYLose)		
SAC	D-saccharose	1,32	acidification (SACcharose)		
MDG	méthyl-αD- glucopyranoside	1,28	acidification (Méthyl-αD- Glucopyranoside)	rouge	jaune
NAG	N-acétyl-glucosamine	1,28	acidification (N-Acétyl-Glucosamine)		
ADH	L-arginine	1,904	Arginine DiHydrolase	jaune	orange-rouge
URE	urée	0,76	UREase	jaune	rouge-violet

Les tests d'acidification doivent être lus comparativement aux témoins négatif (0) et positif (GLU).

* Les tests MNE et XLT peuvent être oranges, lorsqu'ils sont entourés ou précédés de tests positifs. On doit alors les considérer comme négatifs.

- Les quantités indiquées peuvent être ajustées en fonction des titres des matières premières.
- Certaines cupules contiennent des composants d'origine animale, notamment des peptones.

❖ Table de lecture des résultats de la galerie *Api Candida*

TESTS	COMPOSANTS ACTIFS	QTE (mg/cup.)	REACTIONS	RESULTATS	
				NEGATIF	POSITIF
1) <u>GLU</u>	D-glucose	1,4	acidification (GLUcose)	violet gris-violet	jaune vert / gris
2) <u>GAL</u>	D-galactose	1,4	acidification (GALactose)		
3) <u>SAC</u>	D-saccharose	1,4	acidification (SACcharose)		
4) <u>TRE</u>	D-trehalose	1,4	acidification (TREhalose)		
5) <u>RAF</u>	D-raffinose	1,4	acidification (RAFfinose)		
6) β MAL	4-nitrophényl- β D-maltopyranoside	0,08	β -MALtosidase	incolore	jaune pâle-jaune vif
7) α AMY	2-chloro-4-nitrophényl- α D-maltotrioside	0,168	α -AMYlase	incolore	jaune pâle-jaune vif
8) β XYL	4-nitrophényl- β D-xylopyranoside	0,095	β -XYLosidase	incolore-jaune très pâle / bleu / vert **	jaune pâle-jaune vif
9) β GUR	4-nitrophényl- β D-glucuronide	0,063	β -GIUcRonidase	incolore / bleu / vert	jaune pâle-jaune vif
10) <u>URE</u>	urée	1,68	UREase	jaune-orange pâle	rouge
11) β NAG (dans tube n° 8) *	5-bromo-4-chloro-3-indoxyl-N-acétyl- β D-glucosaminide	0,09	N-Acétyl- β -Glucosaminidase	incolore / jaune	bleu / vert **
12) β GAL (dans tube n° 9) *	5-bromo-4-chloro-3-indolyl- β D-galactopyranoside	0,0815	β -GALactosidase	incolore / jaune	bleu / vert

ANNEXE6

Tableau des Résultats des paramètres physico chimiques en période normale et période de dysfonctionnement à la station d'El Kouwaer

		Période de dysfonctionnement							
		Mars		Avril		Mai		Juin	
	Unitée	Brute	Epurée	Brute	Epurée	Brute	Epurée	Brute	Epurée
TP	(C °)	13.25	15.5	13	13	16.5	16.75	19	20
PH	mg/L	10.5	10.5	7.47	7.32	7.39	7.36	7.35	7.51
MES	mg/L	405	10	394	21	492	25	316	10
DBO5	mg/L	114	27	91	28	401	33	322	51
DCO	mg/L	626	48	852	147	1550	50	1214	80
NH4	mg/L	9.5	2	12.3	11.92	9.73	3.42	15.83	5
NO₂	mg/L	0.062	0.044	0.048	0.011	0.037	0.02	/	/
NO₃	mg/L	0.413	0.267	0.328	0.188	0.09	0.04	/	/
P	mg/L	0.95	0.3	0.71	0.62	0.8	0.5	1.05	1.15
PO₄	mg/L	2.92	0.875	2.16	1.9	2.4	1.8	3.25	3.26
O₂	mg/L	0.8	1.25	0.4	0.9	0.2	2.9	0.3	2.2
Conductivité	µs/cm	1829	931	2066	1965	2004	1656	2080	1825

		Période normale							
		Mars		Avril		Mai		Juin	
		Brute	Epurée	Brute	Epurée	Brute	Epurée	Brute	Epurée
TP	(C °)	13	13	14	14	14	14	13	13
PH	/	7.67	7.67	7.45	7.63	7.45	7.63	7.44	7.64
MES	mg/L	359	38	297	19	297	19	317	25
DBO5	mg/L	203	13	222	12	222	12	215	12
DCO	mg/L	1310	41	1247	40	1247	40	1268	40
NH4	mg/L	13	1	12	1	12	1	12	1
NO₂	mg/L	0.03	0.12	0.03	0.14	1.72	0.03	1.7	0.03
NO₃	mg/L	0.36	0.9	0.38	0.9	0.38	0.9	/	/
P	mg/L	1.12	1.05	1.18	1.15	1.18	1.15	1.1	1.1
PO₄	mg/L	3.16	2.99	3.23	3.20	3.23	3.20	3.21	3.13
O₂	mg/L	0.59	2.97	0.49	3.03	0.49	3.03	0.5	3.01
Conductivité	µs/cm	2316	1924	2325	1944	2325	1944	2322	1937

Résumé

Une étude a été menée dans une station d'épuration des eaux usées (El Kouwaer) située dans le Nord-Ouest de l'Algérie. Son objectif principal était de suivre la qualité microbiologique et physico-chimique de l'eau brute et traitée en période de dysfonctionnement et de d'estimer l'efficacité de l'opération de traitement pour une meilleure élimination de la pollution. L'objectif de cette étude est d'évaluer la qualité microbiologique de la station d'épuration pendant une période de dysfonctionnement par l'étude de la prolifération des bactéries filamenteuses au niveau des bassins d'aérations, l'identification des microorganismes pathogènes au niveau des eaux épurées, l'étude des paramètres physico-chimiques et la mise en évidence des paramètres de dysfonctionnements influençant la valorisation des eaux usées épurées dans le domaine de l'irrigation en agriculture.

Un total de 51 échantillons a été utilisé pour l'isolement et le dénombrement des bactéries, dont 17 échantillons d'eau brute, 17 échantillons d'eau traitées et 17 échantillons des bassins d'aérations. Le dénombrement de la flore totale (FT), des coliformes totaux (CT), coliforme fécaux (CF), streptocoques totaux (ST) et streptocoques fécaux (SF) a été effectué au niveau des eaux usées brutes et traitées, la fréquence (F) de toute la flore a été estimée, le taux d'élimination (TE) de la flore dénombrable a été calculé. L'isolement et l'identification des bactéries pathogènes et de la flore fongique a été effectué au niveau des eaux usées traitées. Au niveau des bassins d'aération les prélèvements ont servi à l'identification microscopique directe des bactéries filamenteuses à partir de l'observation des boues, 65% des échantillons présentaient un indice filamentaire (IF) maximal de 6. La valeur de l'indice de boue (IB) était supérieure à 400 mg/l dans 23% des échantillons. Les examens microscopiques montrent une grande diversité des bactéries filamenteuses dans les bassins d'aération (*Microthrix parvicella*, *Nostocoida Limicola I, II et III*, *Bogiotae sp* et *Sphaerotilus natans*).

Les résultats ont montré que la station d'épuration d'El Kouwaer est fréquemment affectée par un problème de colmatage. Cette étude confirme l'importance d'un suivi continu des paramètres du procédé tels que l'indice de biodégradabilité des eaux usées, l'oxygène dissous, la flore filamenteuse et l'indice de volume des boues diluées (IB). Plusieurs paramètres physico-chimiques ont été mesurés: Température, pH, Conductivité électrique, Matière en suspension (MES), demande biochimique en oxygène en 5 jours (DBO5), demande chimique en oxygène (DCO), ammonium (NH_4^+), Nitrate N ($N-NO_3$), Nitrite N ($N-NO_2$), Orthophosphate (PO_4^{3-}), Orthophosphate (PO_4^{3-}), Oxygène dissous (O_2). Principalement, les résultats des indicateurs de pollution ont révélé une réduction importante (DBO5, DCO et MES). En outre, l'étude des corrélations entre les paramètres de pollution attribués par l'application de l'analyse en composantes principales (ACP) a révélé diverses relations entre les paramètres physico-chimiques. L'Analyse des Modes de Défaillance et de Criticité (AMDEC) vient compléter l'étude et apporter des solutions aux dysfonctionnements graves au niveau de la STEP d'El Kouwaer. Selon les normes édictées par le journal officiel algérien, l'eau épurée de la station d'épuration d'El Kouwaer peut être classée dans la catégorie B. Cette eau peut être réutilisée pour l'irrigation des cultures telles que les céréales, les fourrages, les arbres fruitiers.

Mots clés : Eaux usées, boues activées, période de dysfonctionnement, bulking, paramètres microbiologiques, physico-chemical paramètres, treatment efficiency, irrigation.

ملخص

أجريت هذه الدراسة في محطة معالجة مياه الصرف الصحي (الكوير) الواقعة شمال غرب الجزائر. كان الهدف الرئيسي منها هو مراقبة الجودة الميكروبيولوجية والفيزيائية الكيميائية للمياه الخام والمعالجة خلال فترات الخلل الوظيفي وتقدير فعالية عملية المعالجة للتخلص بشكل أفضل من التلوث. الهدف من هذه الدراسة هو تقييم الجودة الميكروبيولوجية لمحطة معالجة مياه الصرف الصحي خلال فترة الخلل الوظيفي من خلال دراسة تكاثر البكتيريا الخيطية في أحواض التهوية، وتحديد الكائنات الحية الدقيقة المسببة للأمراض على مستوى المياه النقية، ودراسة الفيزياء-العوامل الكيميائية وتحديد معايير الخلل التي تؤثر على استعادة مياه الصرف الصحي النقية في مجال الري الزراعي. تم استخدام ما مجموعه 51 عينة لعزل وتعداد البكتيريا، بما في ذلك 17 عينة من المياه الخام، و 17 عينة من المياه المعالجة و 17 عينة من خزان التهوية. تم إجراء تعداد النباتات الكلية (FT)، والقولون الكلي (CT)، والقولون البرازي (CF)، والمكورات العقدية الكلية (ST) والمكورات العقدية البرازية (SF) على مستوى مياه الصرف الصحي الخام والمعالجة، وتكرار (F) من تم تقدير جميع النباتات، وتم حساب معدل القضاء (ET) للنباتات المعودة. تم عزل وتحديد البكتيريا المسببة للأمراض والنباتات الفطرية في مياه الصرف الصحي المعالجة.

على مستوى أحواض التهوية، تم استخدام العينات لتحديد المجهري المباشر للبكتيريا الخيطية من خلال ملاحظة الحماة، وكان الحد الأقصى لمؤشر الخيط (IF) في 65% من العينات هو 6. قيمة مؤشر الطين (DSVI) كان أكبر من 400 ملغم / لتر في 23% من العينات. تظهر الفحوصات المجهرية تنوعاً كبيراً من البكتيريا الخيطية في خزانات التهوية (*Microthrixparvicella*) و (*NostocoidaLimicola I و II و III Sphaerotilusnatans*).

أظهرت النتائج أن محطة معالجة مياه الصرف الصحي في الكوير تتأثر بشكل متكرر ومشكلة الانسداد. تؤكد هذه الدراسة على أهمية المراقبة المستمرة لبارامترات العملية مثل مؤشر التحلل البيولوجي لمياه الصرف الصحي، والأكسجين الذائب، والنباتات الخيطية، ومؤشر حجم الحماة المخففة (DSVI). تم قياس العديد من العوامل الفيزيائية والكيميائية درجة الحرارة، ودرجة الحموضة، والتوصيل الكهربائي، والمادة المعلقة (MES)، والطلب الكيميائي الحيوي للأكسجين في 5 أيام (BOD5)، والطلب الكيميائي للأكسجين (COD)، والأمونيوم (NH_4^+)، والنترات ($N-NO_3$)، نترات N ($N-NO_2$)، نترات N ($N-NO_3$)، أورثوفوسفات (PO4-3)، أورثوفوسفات (PO4-3)، أكسجين مذاب (O2). أظهرت نتائج مؤشرات التلوث انخفاضاً كبيراً (BOD5 و COD و SS) بالإضافة إلى ذلك، كشفت دراسة الارتباطات بين عوامل التلوث المحددة من خلال تطبيق تحليل المكونات الرئيسية (PCA) عن علاقات مختلفة بين العوامل الفيزيائية والكيميائية. يكمل تحليل أنماط الفشل والحرع (FMECA) الدراسة ويقدم حلولاً للاختلالات الخطيرة على مستوى محطة معالجة مياه الصرف الصحي بالكوير. وفقاً للمعايير الصادرة عن الجريدة الرسمية الجزائرية، يمكن تصفية المياه النقية لمحطة معالجة الكوير في الفئة ب. ويمكن إعادة استخدام هذه المياه لري المحاصيل مثل الحبوب والأعلاف وأشجار الفاكهة.

الكلمات المفتاحية: مياه الصرف الصحي، الحماة المشتملة، فترة الأعطال، التكتل، العوامل الميكروبيولوجية، العوامل الفيزيائية والكيميائية، كفاءة المعالجة، الري

Sammury

A study was conducted in a wastewater treatment plant (El Kouwaer) located in the northwest of Algeria. Its main objective was to monitor the microbiological and physicochemical quality of the raw and treated water treated during malfunctioning and to estimate the efficiency of the treatment operation for a better elimination of the pollution. The objective of this study is to evaluate the microbiological quality of the wastewater treatment plant during a period of malfunction by studying the proliferation of filamentous bacteria at the level of the aeration basins, the identification of pathogenic microorganisms at the level of the treated water, the study of the physico-chemical parameters and the highlighting of the malfunctioning parameters influencing the valorization of treated wastewater in the field of irrigation in agriculture.

A total of 51 samples were used for the isolation and enumeration of bacteria, including 17 raw water samples, 17 treated water samples and 17 samples from the aeration tanks. The enumeration of total flora (FT), total coliforms (CT), fecal coliforms (CF), total streptococci (ST) and fecal streptococci (SF) was carried out in raw and treated wastewater, the frequency (F) of all flora was estimated, the removal rate (TE) of countable flora was calculated. Isolation and identification of pathogenic bacteria and fungal flora was performed at the treated wastewater. In the aeration basins, samples were taken for direct microscopic identification of filamentous bacteria from the observation of the sludge. 65% of the samples showed a maximum filamentous index (FI) of 6. The sludge index value (DSVI) was higher than 400 mg/L in 23% of the samples. Microscopic examinations showed a high diversity of filamentous bacteria in the aeration basins (*Microthrix parvicella*, *Nostocoida Limicola I, II and III*, *Bogiotae sp* and *Sphaerotilus natans*).

The results showed that the El Kouwaer treatment plant is frequently affected by a clogging problem. This study confirms the importance of continuous monitoring of process parameters such as wastewater biodegradability index, dissolved oxygen, filamentous flora and diluted sludge volume index (DSVI). Several physico-chemical parameters were measured: Temperature, pH, Electrical conductivity, Suspended solids (SS), Biochemical oxygen demand in 5 days (BOD5), Chemical oxygen demand (COD), Ammonium (NH_4^+), Nitrate N ($N-NO_3$), Nitrite N ($N-NO_2$), Orthophosphate (PO4-3), Dissolved oxygen (O2). Mainly, the results of the pollution indicators revealed a significant reduction (BOD5, COD and TSS). In addition, the study of correlations between the pollution parameters assigned by the application of the Principal Component Analysis (PCA) revealed various relationships between the physico-chemical parameters. The Failure Modes and Criticality Analysis (FMECA) completes the study and provides solutions to serious malfunctions at the WWTP of El Kouwaer.

According to the standards set by the Algerian official journal, the purified water of the El Kouwaer WWTP can be classified in the B category. This water can be reused for the irrigation of crops such as cereals, fodder, fruit trees.

Keywords : wastewater, activated sludge, malfunction period, bulking, microbiological parameters, physico-chemical parameters, treatment efficiency, irrigation.