

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
UNIVERSITE DES SCIENCES ET DE LA TECHNOLOGIE HOUARI BOUMEDIENE



Faculté de CHIMIE

THESE

Présentée pour l'obtention du diplôme de Doctorat d'Etat

En : CHIMIE

Spécialité : Chimie des eaux

Par

Mme GHOUALEM-SAOULI Hafida

Thème :

**EVALUATION DE LA CHARGE POLLUANTE, TRAITEMENT
BIOLOGIQUE DES EAUX URBAINES DE LA COMMUNE DE
ZERALDA. CONCEPTION D'UN PILOTE.**

Soutenue le 24/12/ 2007, devant le jury composé de :

Mr Mr KESSAISSIA Zoubir	Professeur	USTHB	Président
Mr KHOUIDER Ali	Professeur	USTHB	Directeur de thèse
Mme NEDJAROUI Dalila	Professeur	USTHB	Examinatrice
Mme SADI-HASSAINE Fatma	Professeur	USTHB	Examinatrice
Mr CHELGHOUM Chabane	Professeur	USTHB	Examineur
Mr SAHNOUNE Amar	Professeur	UMMTO	Examineur

Dédicaces

Je dédie ce travail :

A la mémoire de :

- ma grand-mère Aicha – Moucheikh.

- mon père Djillali qui a manifesté un grand intérêt à mon égard, concernant mes études. Il a toujours été fier de moi et a toujours pensé que j'y arriverais.

- mon frère Ahmed.

Un grand Merci à :

- ma mère pour son aide, son soutien inconditionnel et indéfectible.

-Yanis

- Sarah, et Zeyneb.

- mon frère Abdelkader, sa femme et leurs enfants.

- mon frère Djamal-kamal et sa femme.

- mon frère Khaled, sa femme et leurs enfants.

- mon frère Karim.

- ma sœur Meriem, son mari et leurs enfants.

- ma sœur chahra et à Oumeyma.

-ma famille et belle famille, Bensaid, Ghoualem et Saouli.

- mon beau fils Koceila.

Remerciements

REMERCIEMENTS

Ce travail a été effectué au laboratoire d'Electrochimie - Corrosion, Métallurgie et Chimie Minérale, Faculté de chimie, Université des Sciences et de la Technologie Houari - Boumediene sous la direction du Professeur Ali Khouider. Qu'il me soit permis de lui exprimer toute ma gratitude pour m'avoir accueillie dans son laboratoire et avoir suivi ce travail.

Monsieur Z. Kessassia, Professeur à l' USTHB me fait un grand honneur en présidant ce jury de thèse, qu'il trouve ici l'expression de mon profond respect.

J'exprime mes profonds remerciements à Mesdames D. Nedjraoui et F. Sadi, Professeurs à l' USTHB, à Messieurs C. Chelghoum et A. Sahmoun, Professeurs à l'USTHB et l'UMMTO respectivement pour l'honneur qu'ils me font en acceptant d'examiner ce travail et de participer à ce jury.

Mes remerciements s'adressent à tous les membres du Laboratoire de l'Environnement de Ben-Aknoun et tout particulièrement à Monsieur Yaala, Inspecteur à l'Environnement.

J'adresse également mes remerciements à Madame Salem , Responsable du laboratoire de l'EPEAL, Kouba, aux membres du Laboratoire d'analyse du HCR, Frantz-Fanon, aux membres du Laboratoire de l'Environnement de l'INA.

Je tiens à remercier, Monsieur Hirsch, Chargé de cours, du laboratoire d' Ecologie Végétale, Faculté de Biologie, USTHB.

Enfin, mes remerciements à tous les membres de notre laboratoire en particulier, M^{elles} H. Bouchabou, N. Idir, Z. Boukhmikhem, M^{mes} L. Saadoun, R. Maachou et Mr. Boufatit pour l'ambiance et l'atmosphère amicale que j'ai trouvé auprès d'eux.

Je n'oublierai pas le soutien de mon amie, Mme C. Rabia, enseignante à la Faculté de Chimie, pour m'avoir encouragée tout au long de travail. Qu'elle trouve ici ma profonde gratitude.

Sommaire

Introduction.....	1
 Chapitre 1 : Monographie de Zéralda	
I) Caractéristiques physiques.....	4
I.1) Situation géographique.....	4
I.2) Population.....	4
I.3) Topographie.....	4
I.3.1) Géomorphologie.....	4
I.3.1.1) Le sahel.....	4
I.3.1.2) La plaine de la Mitidja.....	4
I.3.1.3) Les piedmonts.....	5
I.3.1.4) Le massif Montagneux.....	5
I.3.2) Géologie.....	5
I.3.2.1) Le sahel.....	5
I.3.2.2) La plaine de la Mitidja.....	6
I.3.2.3) Les piedmonts et l'Atlas.....	6
I.3.3) Pédologie.....	6
I.4) Milieu végétal.....	7
I.4.1) La végétation du sahel.....	7
I.4.2) La végétation riveraine de la Mitidja.....	7
I.4.2.1) Groupement à tamarix africana.....	7
I.4.2.2) Groupement à Iridi foetidissima – Populetum albae.....	8
I.4.2.3) Les forêts à Frêne (Fraxinus augustifolia) et à Orme (Ulmus campestris)	8
I.4.3) Végétation du piedmont et de l'atlas blidéen.....	9
II) Conditions climatiques.....	9
II.1) Pluviométrie.....	9
II.2) Température.....	10
II.3) Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen.....	10
II.4) Climagramme d'Emberger et Sauvage.....	11
II.5) Indice d'aridité de De Martonne.....	12
II.6) Vent.....	13
III) Ressources en eau.....	13
III.1) Alimentation en eau potable.....	13
III.2) Origine des eaux du bassin versant de Mazafran.....	13
III.2.1) Eaux souterraines.....	14
III.2.2) Eaux superficielles.....	14
III.2.2.1) Oued Bouroumi.....	14
III.2.2.2) Oued Chiffa.....	15
III.2.2.3) Oued Djer.....	15
III.2.2.4) Oued Mazafran.....	15
IV) Mobilisation des ressources hydriques.....	18
V) Origine des eaux usées de la région de Zéralda.....	18
VI) Réseau d'assainissement.....	18
VII) Conclusion.....	18

Chapitre 2 : Etude bibliographique

I) Caractéristiques et origine des eaux usées.....	20
I.1) Nature et origine des eaux usées.....	20
I.1.1) Eaux usées pluviales.....	20
I.1.2) Eaux usées domestiques.....	20
I.1.3) Eaux usées industrielles.....	20
I.2) Caractéristiques des eaux usées.....	20
I.3) Paramètres de rejet.....	21
I.3.1) Paramètres physiques.....	21
I.3.1.1) Potentiel hydrogène (pH)	21
I.3.1.2) Température.....	21
I.3.1.3) Agitation.....	21
I.3.1.4) Temps de séjour.....	22
I.3.1.5) Matières en suspension (MES), matières volatiles sèches (MVS) et matières minérales (MN)	22
I.3.1.6) Turbidité.....	22
I.3.1.7) Conductivité.....	22
I.3.1.8) Couleur.....	23
I.3.1.9) Odeur.....	23
I.3.2) Paramètres chimiques.....	23
I.3.2.1) Demande biologique en oxygène (DBO ₅)	23
I.3.2.2) Demande chimique en oxygène (DCO)	23
I.3.2.3) Oxygène dissous.....	24
I.3.2.4) Substances nutritives.....	24
I.3.2.4.1) Azote et phosphore.....	24
I.3.2.4.1-a) Azote ammoniacal (N-NH ₄ ⁺).....	24
I.3.2.4.1-b) Nitrites (N-NO ₂ ⁻).....	24
I.3.2.4.1-c) Nitrates (N-NO ₃ ⁻).....	24
I.3.2.4.1-d) Orthophosphates (PO ₄ ⁻³)	25
I.4) Paramètres toxiques et inhibiteurs.....	25
I.5) Normes de rejets.....	25
I.6) Différentes classes de la qualité des eaux.....	26
II) Impact de la pollution des eaux usées sur les écosystèmes.....	28
II.1) Effets sur les écosystèmes.....	28
II.2) Procédé d'évaluation de l'impact écologique.....	28
II.3) Impact de la pollution des eaux sur la composante biologique.....	29
II.3.1) Pollution mécanique.....	29
II.3.2) Pollution organique.....	29
II.3.3) Pollution minérale.....	30
II.3.4) Pollution par les métaux lourds.....	30
II.3.4.1) Le Plomb.....	31
II.3.4.2) Le mercure.....	33
II.3.4.3) Le zinc, le cuivre et le cadmium.....	34
II.4) Etude de l'impact de la pollution des eaux sur la composante physico-chimique.....	36
II.5) Etude de l'impact de la pollution des eaux sur la composante socio économique.....	37

III) Procédés d'épuration des eaux usées.....	38
III.1) Procédés d'élimination de pollutions spécifiques des eaux usées urbaines.....	38
III.2) Différentes techniques d'épuration.....	39
III.2.1) Prétraitements physiques.....	39
III.2.2) Traitement primaire.....	39
III.2.3) Traitement secondaire ou épuration biologique.....	40
III.2.3.1) Principe de l'épuration biologique.....	40
III.2.3.2) Rôle des micro-organismes.....	41
III.2.3.3) Métabolisme de l'épuration biologique.....	41
III.2.3.3.1) Métabolisme aérobie.....	41
III.2.3.3.2) Métabolisme anaérobie.....	42
III.2.3.4) Technique d'épuration biologique.....	42
III.2.3.4.1) Autoépuration.....	42
III.2.3.4.2) Épuration biologique artificielle.....	43
III.2.3.5) Lagunage.....	43
III.2.3.6) Boues activées.....	43
III.2.3.6.1) Epuration sur support.....	43
III.2.3.6.2) Disques biologiques.....	43
III.2.3.6.3) Lits bactériens.....	44
III.2.4) Traitement tertiaire.....	44
 IV) Traitement biologique par lagunage.....	 46
IV.1) Lagunage ou épuration biologique.....	46
IV.1.1) Lagunes aérobies.....	47
IV.1.2) Lagunes anaérobies.....	47
IV.1.3) Lagunes facultatives.....	48
IV.2) Principe de l'épuration par lagunage.....	48
IV.2.1) Besoins en oxygène.....	50
IV.2.2) Besoins en éléments nutritifs.....	51
IV.2.3) Production de boues.....	51
IV.3) Paramètres agissant sur le lagunage.....	51
IV.3.1) Paramètres climatiques.....	51
IV.3.1.1) La lumière.....	52
IV.3.1.2) La pluviométrie.....	52
IV.3.1.3) L'évaporation.....	52
IV.3.1.4) Le vent.....	52
IV.3.2) Paramètres physiques.....	52
IV.3.2.1) Le potentiel d'Hydrogène.....	52
IV.3.2.2) La température.....	52
IV.3.2.3) L'oxygène dissous.....	53
IV.3.3) Paramètres chimiques.....	53
IV.3.3.1) Les nutriments.....	53
IV.3.3.2) Les matières azotées.....	54
IV.3.3.2.1) La nitrification.....	54
IV.3.3.2.2) La dénitrification.....	54
IV.3.3.3) les matières phosphorées.....	54
IV.3.3.4) Le Carbone.....	55
IV.3.4) Paramètres biologiques.....	56
IV.3.4.1) Les bactéries.....	56

IV.3.4.2) Les algues.....	56
IV.3.4.3) Le zooplancton.....	56
IV.3.4.4) Le phytoplancton.....	56
IV.3.4.5) Mécanismes mis en jeu.....	57
IV.3.4.6) Les organismes pathogènes.....	58
IV.4) Les paramètres inhibant le lagunage.....	59
IV.5) Produits issus d'un lagunage.....	60
IV.5.1) Effluent traité.....	60
IV.5.2) Sédiments.....	60
IV.6) Implantation d'une lagune.....	60
IV.7) Avantages et inconvénients du lagunage.....	60
IV.8) Conclusion.....	61

Chapitre 3 : Evaluation de la charge polluante

I) Zone d'études	62
I.1) Baie de Zéralda	62
I.2) Caractérisation de la zone d'étude	62
I.3) Choix des sites	63
II) Caractéristiques de la zone d'étude	67
II.1) caractéristiques écologiques	67
II.2) Caractéristiques physico-chimiques des eaux.....	
II.2.1) Analyses.....	70
II.2.2) Paramètres mesurés et analysés.....	70
II.2.3)Prélèvements.....	71
II.2.4) Mode de prélèvements	71
II.3) Analyse des eaux de la région de Zéralda	71
III) Résultats des analyses	72
III.1) Caractères organoleptiques	72
III.1.1) Couleur.....	72
III.1.2) Odeur.....	72
III.2) Paramètres physiques.....	72
III.2.1) Température.....	72
III.2.2) Potentiel d'Hydrogène (pH).....	73
III.2.3) Conductivité électrique	73
III.2.4) Matières en suspension (MES).....	74
III.2.5) Demande chimique en oxygène (DCO).....	75
III.2.6) Demande Biochimique en Oxygène (DBO ₅).....	75
III.2.7) Nitrates (NO ₃ ⁻).....	76
III.2.8) Azote Ammoniacal (NH ₄ ⁺).....	76
III.2.9) Nitrites (NO ₂ ⁻).....	77
III.2.10) Orthophosphates (PO ₄ ³⁻)	78
III.2.11) Chlorures (Cl ⁻).....	79
III.2.12) Bicarbonates (HCO ₃ ⁻)	79

III.2.13) Calcium (Ca^{2+}) et Magnésium (Mg^{2+}).....	80
IV) Evaluation des paramètres physico-chimiques dans la région de Zéralda	81
IV.1) Paramètres physiques.....	81
IV.1.1) Potentiel d'hydrogène (pH)	81
IV.1.2) Température (T).....	82
IV.1.3) Conductivité(C)	82
IV.1.4) Turbidité (Tu)	82
IV.1.5) Matières en suspension (MES).....	83
IV.2) Paramètres chimiques.....	83
IV.2.1) Oxygène dissous (OD)	83
IV.2.2) Demande biochimique en oxygène (DBO)	84
IV.2.3) Demande chimique en oxygène (DCO)	84
IV.2.4) Matière organique.....	85
IV.2.5) Carbonates	85
IV.2.6) Chlorures.....	85
IV.2.7) Calcium et Magnésium.....	86
IV.2.8) Matières azotées.....	87
IV.2.9) Matières phosphatées.....	87
V) Qualité des eaux.....	88
V.1) Classification des eaux en classes d'eau.....	88
V.2) Répartition des sites de la région de Zéralda en classes de qualité.....	88
V.2.1) Matières minérales (MM)	89
V.2.2) Matières organiques et oxydables (M.O.X)	89
V.2.3) Matières azotées (M.A)	90
V.2.4) Matières phosphorées.....	91
V.3) Conclusion.....	91

Chapitre 4 :Essais de traitement par lagunage des eaux usées de la région de Zéralda

I) Traitement biologique par lagunage.....	92
I.1) Matériel utilisé et méthodes.....	92
I.1.1) Dispositif expérimental.....	92
I.1.2) Analyses préliminaires.....	93
II) Evaluation des paramètres physico-chimiques de pollution au cours du traitement.....	94
II.1) Paramètres physico-chimiques.....	94
II.1.1) Température.....	94
II.1.2) Potentiel hydrogène (pH)	95
II.1.3) Matières en suspension (MES)	95
II.1.4) Demande chimique en oxygène (DCO)	96
II.1.5) Orthophosphates.....	96
II.1.6) Azote ammoniacal.....	96
II.1.7) Nitrates et nitrites.....	97
II.2) Traitement biologique (cas de 3 lagunes).....	98
II.2.1) Evaluation des paramètres physico-chimiques dans la phase aqueuse.....	98
II.2.1.1) Caractéristiques de l'eau usée brute.....	98
II.2.1.2) Les paramètres physico-chimiques.....	99

Sommaire

II. 2.1.2.1) Température.....	99
II. 2.1.2.2) Potentiel hydrogène (pH)	99
II. 2.1.2.3) Conductivité.....	100
II. 2.1.2.4) Turbidité.....	100
II. 2.1.2.5) Oxygène dissous	101
II. 2.1.2.6) Matières en suspension et les matières volatiles	101
II. 2.1.2.7) Orthophosphates.....	101
II. 2.1.2.8) Azote ammoniacal.....	102
II. 2.1.2.9) Nitrites et nitrates.....	102
II. 2.1.2.10) Demande biologique en oxygène.....	103
II. 2.1.2.11) Demande chimique en oxygène.....	103
II. 2.1.2.12) Ions Na ⁺ et K ⁺	104
III) Paramètres biologiques.....	105
III.1) Etude du plancton	105
III.1.1) Phytoplancton ou plancton végétal.....	105
III.1.2) Zooplancton ou plancton animal.....	106
III.2) Biomasse algale.....	107
IV) Etude de la phase sédiments	109
IV.1) Caractéristiques des sédiments dans les bassins.....	109
IV.1.1) Formation du sédiment.....	109
IV.1.2) Composition du sédiment.....	109
IV.1.3) Prélèvements.....	109
IV.1.4) Conservation	109
IV.1.5) Description des sédiments.....	109
IV.1.6) Digestion du sédiment.....	110
IV.2) Détermination des paramètres physico-chimiques	110
IV.3) Caractéristiques physico-chimiques des sédiments	111
IV.3.1) Saison estivale.....	111
IV.3.2) Saison automne + hiver.....	113
IV.4) Evolution des MES et MVS dans les sédiments.....	116
IV.5) Conclusion.....	118
Conclusion générale.....	119
Références bibliographiques.....	121

Introduction

Une partie de l'eau douce de la planète est sous forme liquide (30%) et le reste sous forme solide. Cette eau est un bien précieux qu'il faut préserver et sauvegarder. L'approvisionnement en eau douce devient de plus en plus difficile sous l'effet de la croissance démographique, de l'urbanisation et des développements agricole et industriel. L'accroissement de la consommation en eau se traduit par d'importantes quantités d'eaux résiduelles qui se déversent dans les milieux récepteurs. L'urbanisation, le développement agricole et industriel consomment une quantité considérable des ressources hydriques et la majorité des rejets ne subissent pas de traitement avant leur déversement dans le milieu naturel récepteur (lac, mer, oued, rivière) ce qui pourrait causer de graves préjudices à l'environnement. L'épuration des eaux résiduelles avant leur rejet dans la nature s'avère nécessaire et constitue de ce fait une solution adéquate pour l'environnement.

Une attention particulière est donnée à l'eau à travers le Conseil Mondial de l'Eau et les ONG (Rabat 1997, La Haye 2000 et Bonn 2001). De même la protection de l'environnement est devenue un enjeu politique majeur comme en témoignent les sommets et les rencontres des chefs d'états (Rio de Janeiro 1992 et Kyoto 1995) [1].

Actuellement les plus hauts responsables politiques du monde décident d'agir ensemble pour au moins atténuer les menaces qui pèsent sur notre planète (Bali 2007). La sauvegarde des ressources en eau est au premier rang des priorités et des préoccupations. Tous les pays y sont concernés, ceux qui en manquent et ceux qui la polluent.

L'eau participe par l'érosion, le transport et la sédimentation des matériaux à la modification de la terre. Elle est un facteur écologique important et souvent déterminant pour les peuplements humains, animaux et végétaux.

Dans ce troisième millénaire l'eau prend de plus en plus de l'importance avec une population mondiale en constante augmentation.

Pour le tiers monde en l'an 2020, il faut plus de vingt milliards de dollars comme investissement dans le domaine de l'eau pour éviter des catastrophes humaine et naturelle [2]. La quasi-totalité des pays en développement seront concernés par ces pénuries à partir de l'an 2025, soit 4.5 milliards de personnes selon les projections mondiales de la population "Action International" (1993), qui tient compte des tendances démographiques et des données relatives à l'approvisionnement en eau [3].

Dans les pays en voie de développement, la consommation globale en eau est inférieure à 520m^3 /habitant/an, elle qu'elle est de 1200m^3 /habitant/an pour les pays développés [4].

L'hydrologue Suédois Malin Falkenmark (1993) [5] a introduit un indice de mesure de carence en eau et estime que si dans un pays le volume d'eau disponible par personne diminue à moins de 500m^3 / an, le pays en question est considéré en pénurie absolue.

Vu la rareté de l'eau en Algérie et la sécheresse prolongée, notre pays est en situation de stress hydrique. Pour cela il faut non seulement quantifier les ressources hydriques, mais les préserver d'une pollution certaine. Un suivi dans le temps de la qualité de l'eau est nécessaire pour prévenir et palier à tout imprévu.

La majorité des effluents industriels et urbains ne subissent aucun traitement avant leur déversement dans le milieu. L'épuration des eaux résiduaires avant leur rejet s'avère nécessaire et constitue de ce fait une sauvegarde, une préservation du milieu récepteur et un moyen de lutte contre la pollution [6].

Pour atteindre ce but plusieurs types de traitement des eaux peuvent être appliqués selon la qualité d'eau usée brute à traiter et l'objectif de traitement à atteindre.

Dans le cadre de ce travail, une attention particulière est donnée à l'eau et surtout à sa qualité.

Notre travail consiste à caractériser et à traiter les eaux résiduaires de la région de Zeralda qui sont déversées dans la mer sans aucun traitement au préalable. Ce qui engendre de sérieuses nuisances, une importante pollution du site et une dégradation des propriétés physico-chimiques du récepteur. Les eaux usées sont donc susceptibles de perturber l'écologie du milieu récepteur et de dégrader l'environnement. Les eaux de la région de Zeralda provenant des collecteurs sont rejetées directement dans la mer où parfois les distances les séparant sont à peine de quelques mètres. En général, c'est l'oued Mazafran qui véhicule ces rejets vers la mer.

L'étude consistera dans une première étape à déterminer la charge polluante à l'aide de bilans hebdomadaires puis dans une seconde étape, un traitement biologique dit par lagunage lui sera appliqué. Ce procédé permettrait de diminuer la pollution, sauvegarder et de maintenir par ailleurs la qualité du milieu récepteur.

Il est à noter que la plupart des régions côtières ne sont pas dotées de station d'épuration et la majorité des effluents urbains et industriels sont rejetés dans les milieux récepteurs tels que la mer, les lacs et les cours d'eau. Afin de sauvegarder la qualité des récepteurs il est impératif d'envisager des solutions qui permettent de diminuer cette pollution.

Cette étude sera composée :

- d'une présentation du site qui constituera le chapitre 1.
- d'une étude bibliographique qui fera l'objet du chapitre 2.

-l évaluation de la charge polluante où les paramètres tels que pH, Température(T), oxygène dissous, turbidité, conductivité, M.E.S, M.V.S, DCO, DBO₅, PO₄³⁻, NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺ seront déterminés, cette partie fera l'objet du chapitre 3.

- le chapitre 4 portera sur la simulation de traitement des eaux usées à l'échelle pilote de laboratoire

- le travail se terminera par une conclusion finale et quelques perspectives.

Chapitre 1 :

Monographie de Zéralda

L'étude consiste à caractériser les eaux rejetées par la région de Zéralda. La monographie de cette région est présentée dans ce chapitre.

I) Caractéristiques physiques

I.1) Situation géographique

La commune de Zéralda d'une superficie d'environ 3146Ha est située dans la frange littorale du sahel et distante de la wilaya d'Alger d'une trentaine de km. Elle est limitée au Nord par la mer méditerranée, à l'ouest par la wilaya de Tipaza et au Sud par la wilaya de Blida.

I.2) Population

La population de la commune de Zéralda est estimée à 32995 habitants. Elle a connu une croissance rapide le nombre d'habitants est passé de 15000 en 1977 à 20487 en 1987 (un taux de 3,165%) [7].

I.3) Topographie

La commune de Zéralda se situe à un niveau altimétrique d'environ cinquante mètres. C'est un relief de plaines et de collines de faible pente, où les sols sont à majorité fertiles argilo sablonneux. La description physique de la région et plus précisément celle du bassin versant de mazafran concerne les aspects géomorphologique, géologique et pédologique.

I.3.1) Géomorphologie

La zone d'étude comprend quatre grands ensembles géomorphologiques : le sahel, la plaine de la Mitidja, les piedmonts et le massif montagneux.

I.3.1.1) Le sahel

D'Ouest en Est se développe l'anticlinal du Sahel que l'oued Mazafran traverse, cet anticlinal sépare la plaine de la Mitidja du littoral.

I.3.1.2) La plaine de la Mitidja

C'est une vaste plaine de subsidence, séparée de la mer par les collines du Sahel et s'étend sur une superficie de 1400 km² et dont le bassin versant de l'oued Mazafran occupe 150 km². Quelques oueds tels que Djer, Chiffa et Bouroumi dont l'ensemble constituent le Mazafran, traversent la plaine du Sud au Nord avant de franchir le Sahel par la cluse du Mazafran.

I.3.1.3) Les piedmonts

C'est une zone située à l'interface de la plaine et du pied du massif montagneux où la délimitation est difficile, car on note la présence d'un plateau très disséqué s'interposant entre la plaine et le massif montagneux. C'est une zone qui est relativement sensible aux phénomènes d'érosion et la majorité des terrains est couverte de sols accidentés. La pente varie entre 12 et 20 % et peut atteindre 25 %. On note l'importance du réseau hydrographique (réseau de drainage) et son impact sur l'érosion des sols.

I.3.1.4) Le massif Montagneux

L'Atlas apparaît comme une véritable barrière difficilement franchissable, les seules gorges existantes ont été creusées par les oueds Djer et Chiffa. Les pentes accentuées (comprises entre 15 et 25 %) confèrent au relief Atlasique une morphologie très abrupte. L'érosion joue un rôle très important en raison de la pente, qui atteint dans la partie centrale de l'Atlas 35 % et en raison de la nature lithologique tendre (argile et marne).

I.3.2) Géologie

Une description géologique de la zone d'étude peut fournir une idée sur la nature et la structure des terrains, sur l'influence de la circulation des eaux superficielles et souterraines et par conséquent sur les polluants présents dans les eaux de surface. Sur le plan géologique le bassin versant Mazafran est subdivisé en trois parties :

I.3.2.1) Le sahel

L'ensemble des terrains observés dans le sahel est composé par :

- l'argile bleue du sahel.
- les marnes bleues ou jaunes plus ou moins fossilifères de l'Atlas.
- les marnes grises sableuses fossilifères.
- les grès, les calcaires gréseux, la molasse.
- les grès jaunes ou grès marins ou éoliens.
- l'argile, les marnes et les cailloutis à l'élément de l'Atlas.

I.3.2.2) La plaine de la Mitidja

La partie marécageuse de la Mitidja présente une pente très faible du Nord au Sud, elle est recouverte d'alluvions fines vaseuses et limoneuses, son épaisseur au niveau de la cluse Mazafran est de 50 m. On distingue du bas en haut la formation suivante :

- marnes et argiles bleues.
- calcaires gréseux, calcaires construits, marnes jaunes et sables.
- formation à prédominance argileuse du quaternaire.
- argiles et cailloutis du Villafranchien.
- limons de faible perméabilité.
- alternance d'argiles et de graviers.
- sable consolidé à lumachelle.
- limons et argiles limoneuses.

I.3.2.3) Les piedmonts et l'Atlas

Les Alluvions anciennes du piedmont se sont déposées durant une période de plissement et de subsidence, ont une allure synclinale très nette. La succession des terrains observés de l'Atlas jusqu'aux piedmonts est comme suit :

- roches éruptives du primaire
- grès micacés, poudingues à matrice argileuse et marnes.
- argiles noires, schistes grès, calcaires siliceux autochtones.
- schistes quartzites, calcaires schisteux jaunes du crétacé inférieur.
- calcaires marneux jaunes et très schisteux et marno-calcaires du crétacé moyen.
- faciès monotones et marnes schisteuses et marno-calcaires du crétacé supérieur.
- marnes et argiles du miocène.

I.3.3) Pédologie

Les sols de la basse plaine de Mazafran sont généralement des sols hydromorphes avec une teneur importante en argile et en limons fins qui varient d'une

région à une autre. Tous les sols du bassin à l'exception des sols brunifiés et calcimagnésiques présentent des fentes de retrait, faces de glissement surtout dans la partie inférieure des profils, ce qui permet de penser que l'argile est de type montmorillonite.

Le pH de la plupart des sols est légèrement basique. Ce sont des sols érodés avec une faible ou moyenne teneur en matière organique. Les sols sont plus poreux dans les 40 premiers centimètres de profondeur.

I.4) Milieu végétal

La végétation est un facteur déterminant de la rapidité du ruissellement d'eau, du taux d'évaporation et de la capacité de rétention du bassin. La présence de végétation joue le rôle de régulateur dans le régime d'écoulement [10]. Le bassin versant est caractérisé par les principales formations botaniques suivantes [11-14].

I.4.1) La végétation du sahel

Le sahel est dominé par une végétation xérothermophile à base d'olivier *Olea europea*, de thuya, *Tetraclinis articulata* et de genévrier rouge *juniperus phenicea*. La flore est pyrophytique. Cette rusticité lui confère un intérêt considérable pour le maintien des sols et la lutte contre l'érosion.

I. 4.2) La végétation riveraine de la Mitidja

Avec sa grande fertilité, la plaine de la Mitidja a toujours été exposée à l'exploitation humaine, ce qui explique l'implantation de diverses cultures (vergés d'agrumes, arbres fruitiers, cultures maraîchères et céréalières), au dépend de la végétation naturelle zonale, qui ne présente que des restes de groupements sous forme de fragments de *fraxinus angustifolia* et quelques galeries forestières à ormes *ulmus campestris*, entourant les marécages et les bordures des ravins, dont les plus importants sont les suivants :

I. 4.2.1) Groupement à tamarix africana

Le tamarix africana, une des espèces des plus pionnières se trouve dans le lit des oueds et supporte les plus fortes crues. La structure de ce groupement se distingue par une strate herbacée bien dense avec *arum italicum* et *oxalis cernua*, accompagnée généralement d'un groupe d'espèces héliophiles, accidentelles, d'origine diverses ; *cirsium scabrum*, *cirsium giganteum*, dont la hauteur dépasse les 2 m *rubus ulmifolius* qui avec le temps en crée une

strate arbustive impénétrable par la lumière, causant ainsi une diminution de la richesse floristique du groupement.

Les arbres des forêts riveraines *populus alba* et *fraxinus angustifolia* s'installent dans ces fourrées avec de grandes difficultés.

I. 4.2.2) Groupement à *Iridi foetidissimae* – *Populetum albae*

Les fragments les plus naturels de *Iridi* – *populetum albae* se caractérisent par une bonne stratification. On y trouvera une strate lianescente, parfois très dense, qui donne un aspect particulier à cette association. Les lianes (*Rosa sempervirens*, *smilax altissima*, *aristolochia altissima*, *rubia peregrina*, *tamus communis*, *bryonia dioica*, *climatis flammula*, et *climatis cirrhosa*) grimpent généralement jusqu'aux couronnes des arbres et forment un fourré impénétrable.

Les ronces (arbustes) *rubus ulmifolius* forment des faciès dans deux strates de la forêt, le premier faciès en forme de lianes et le deuxième en forme de fourrées extrêmement denses, absolument inaccessibles. L'invasion de *rubus ulmifolius* est due à l'intervention humaine (coupe de bois et pâturage).

On y trouve également, la forêt à peuplier blanc dans le faciès à *arundo donax*. Cette graminée gigantesque, très répandue dans toute la vallée de la Mitidja, est sous forme d'un fourré dense. Elle atteint une hauteur de plus de 6 m. Dans son ombre peu de plantes trouvent une possibilité de vie. On trouve ce faciès dans les forêts riveraines avec une strate lianescente, dans les forêts dégradées et même dans les plantations d'eucalyptus, introduites par l'homme.

En plusieurs endroits, les forêts naturelles à peuplier blanc ont été remplacées par l'eucalyptus *camaldulensis*. Sur les sols alluviaux, on y trouve une végétation de sous bois avec des faciès de lianes qui grimpent sur les troncs d'eucalyptus.

I.4.2.3) Forêts à frêne (*Fraxinus angustifolia*) et à Orme (*Ulmus campestris*)

Des forêts à frêne et à Orme peuplent les vallées des oueds de la plaine de la Mitidja. Dans les petites vallées, très humides, une forêt à frêne *fraxinus angustifolia* avec une dominance absolue de *carex pendula* s'installe le long des cours d'eau. Par endroits un faciès à *quisetum maximum* remplace celui de *carex pendula*. Cependant l'action anthropique des cours d'eau se manifeste par une invasion des plantes nitrophyles telles que *geranium robertianum* et *torilis neglecta*.

Les forêts à Orme *ulmus campestris* forment le long des oueds de vraies galeries forestières de différentes largeurs, constituées principalement d'espèces dominantes telles que *ulmus campestris* et *ficario ulmetum*.

I.4.3) Végétation du piedmont et de l'atlas blidéen

La dominance des sols à texture argilo-sableuse ainsi que l'importance des précipitations au niveau du piedmont et de l'atlas blidéen du bassin versant de Mazafran favorise le développement d'une végétation forestière dont on y trouve :

- le cèdre *cedrus atlantica* limité essentiellement dans le massif de Chréa.
- le pin d'alep *pinus halipensis*.
- le chêne vert *quercus ilex*.
- le chêne liège *quercus suber*.
- l'olivier *olea europea*.

Malgré la diversité du couvert végétal, ce dernier subit des incendies, un déboisement et une urbanisation croissante. La dégradation et la disparition de la végétation entraîneront une diminution du volume d'eau retenu.

II) Conditions climatiques

Le climat est un facteur écologique d'une très grande importance c'est l'agencement et la combinaison de plusieurs paramètres tels que température, précipitations, vent, humidité et ensoleillement. Le climat joue un rôle important dans la répartition des espèces animales et végétales. A chaque type de climat, correspond un type de groupement végétal et des espèces animales qui se sont adaptées.

II.1) Pluviométrie

D'après les données météorologiques de la station de Dar el Beida (tableau I, porté en Annexe), la région de Zeralda reçoit une précipitation moyenne de l'ordre de 51mm avec des minimums de 3 mm (juillet) et des maximums de 94 mm (novembre), les mois de novembre et janvier sont les plus pluvieux. La répartition des pluies au cours des dix années (1995-2005) est représentée sur la figure 1[15].

II.2) Température

La température est un paramètre important en climatologie. Elle joue un rôle dans la vie de l'être humain, des micro-organismes et des végétaux.

La moyenne annuelle des températures relevée sur une période de 10 ans (figure 2, tableau I porté en annexe) est de l'ordre de 17,85°C. Les températures moyennes atteignent leur minimum au mois de février (5°C) et leur maximum au mois de juillet (32°C). L'amplitude thermique est très forte, elle est de 27°C entre ces deux mois.

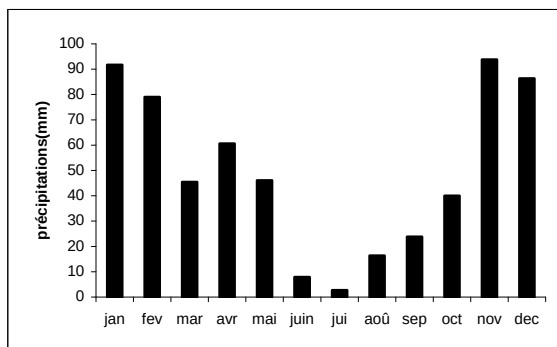


Figure 1 : Répartition des précipitations moyennes en fonction des mois.

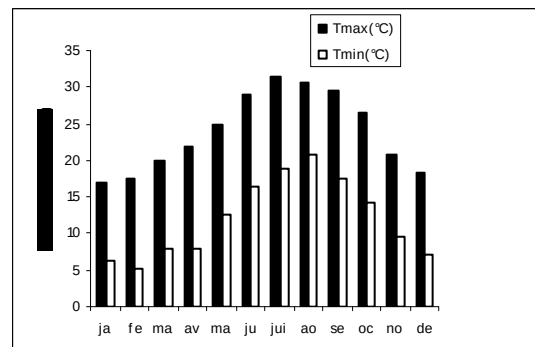


Figure 2 : Répartition des températures moyennes en fonction des mois.

II.3) Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen

Bagnouls et Gaussen (1953) [16] ont proposé un modèle de diagramme qui permet de déterminer à partir des précipitations et de la température le climat d'une région donnée.

La méthode du diagramme ombrothermique permet de visualiser et de quantifier la période sèche et la période humide par la relation $P \leq 2T$, où P est la moyenne mensuelle des précipitations et T est la moyenne mensuelle des températures.

Le climat de la région relevé de 1995 à 2005 est représenté sur la figure 3, il se caractérise par une période sèche estivale allant de mai à septembre et par une saison humide qui s'étale de septembre à mai, qui est une caractéristique du climat méditerranéen. Les mois de janvier et de novembre sont les mois les plus pluvieux.

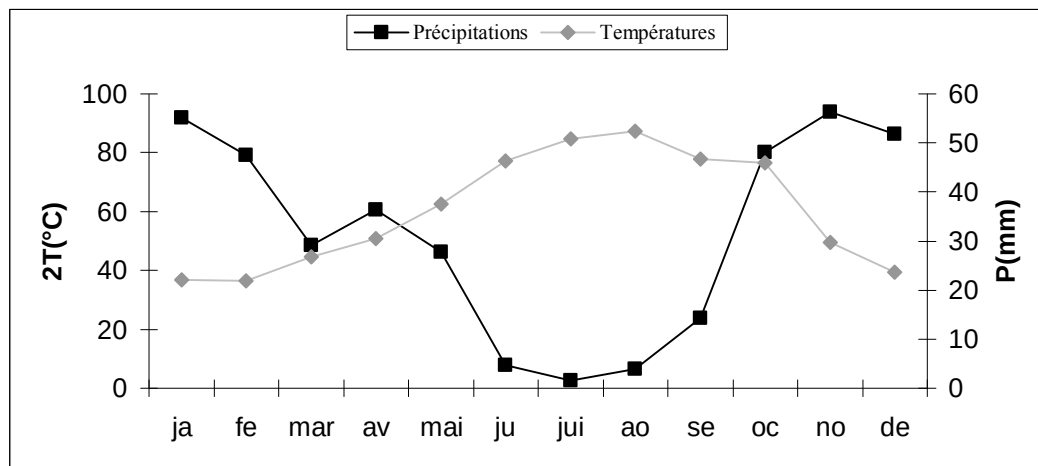


Figure 3 : Répartition des précipitations et températures en fonction des mois.
(1995-2005)

II.4) Climagramme d'Emberger et Sauvage

L'étage bioclimatique de la zone d'étude ainsi que sa variante peuvent être déterminés par le climagramme d'Emberger et Sauvage [17]. Le diagramme prend en considération l'intersection du quotient bioclimatique Q_2 et la variante thermique minimale m . Le quotient bioclimatique Q_2 peut être calculé à partir de la relation suivante :

$$Q_2 = 2000 P / (M^2 - m^2)$$

P : moyenne des précipitations annuelles (mm)

M : température maximale (°C) du mois le plus chaud

m : température minimale (°C) du mois le plus froid.

Le climagramme est représenté sur la figure 4.

Les valeurs calculées sont de 78,4 pour Q_2 et de 4,6°C pour m . La région de Zeralda appartient à l'étage bioclimatique subhumide où les étés sont chauds et secs et de variante hiver tempéré à frais.

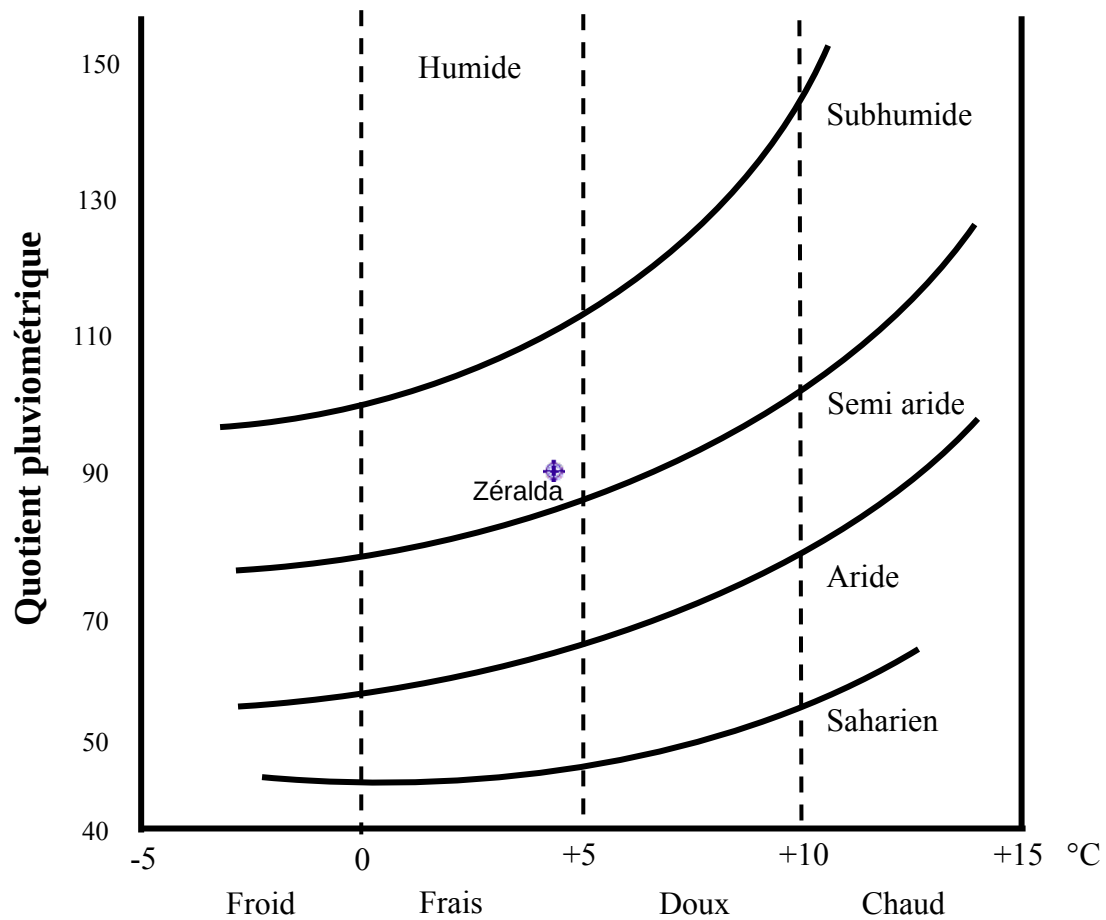


Figure 4 : Climagramme d'Emberger et Sauvage des stations météorologiques.

II.5) Indice d'aridité de De Martonne

L'indice de De Martonne noté I permet de déterminer le degré d'aridité d'une région donnée. Il peut être calculé en utilisant la formule suivante [18] :

$$I = P / (T + 10)$$

P : précipitations totales annuelles (mm)

T : températures moyennes annuelles (°C)

D'après les données climatiques du tableau porté en Annexe (tableau I) et le tableau 1 présentant les indices d'aridité, le degré d'aridité calculé est égal à 20,66, la région de Zéralda est une région semi-humide.

Région	Hyper-aride	Aride	Semi-aride	Semi-humide	Humide
Indice	00 - 05	05 - 10	10 - 20	20 - 30	30 – 55

Tableau 1 : Indice d'aridité.

II.6) Vent

Le vent influe sur la distribution des masses d'eaux polluées. Les données précises sur le vent de la région de Zeralda n'existent pas. Cependant, il existe deux périodes bien distinctes sur la côte algérienne, la première s'étend de novembre à mars, caractérisée par une dominance (55%) des vents de direction Ouest et Nord - Ouest et la seconde s'étend de fin mars à octobre avec une fréquence (30%) venant de l'Est et du Nord -Ouest. La vitesse de ces vents dépasse rarement les 20 à 25m/s.

III) Ressources en eau

La région de Zeralda est alimentée en eau par des eaux souterraines et superficielles.

III.1) Alimentation en eau potable.

L'alimentation en eau potable est insuffisante pour la commune de Zeralda. Elle est alimentée par diverses ressources [7].

- trois réservoirs de capacité de stockage de 1000, 1000 et 3000 m³.
- un château d'eau de capacité 150 m³.
- une cinquantaine de puits de type traditionnel.

III .2) Origine des eaux du bassin versant de Mazafran

Selon la nouvelle politique de l'eau en Algérie, le territoire algérien est découpé en cinq régions de bassins hydrographiques qui sont : Oranie-Chott-Chergui(I), Chellif-Zahrez(II), Algérois-Hodna-Soummam(III), Constantinois-Seybousse-Méllèque(IV) et le Sud(V).

La région de Zeralda fait partie du bassin versant Algérois-Hodna- Soummam[19].

Un bassin versant est une surface drainée par un cours d'eau et ses effluents. Il est généralement délimité par une ligne de relief ou de partage des eaux, on dit aussi bassin hydrographique, bassin d'alimentation ou bassin fluvial [20].

Selon la définition de Meybeck et Purriot (1995) [21], un bassin versant est un secteur géographique qui collecte les eaux d'un plan d'eau ou d'un cours d'eau, soit par

écoulement de surface (ruissellement), soit par écoulement souterrain (infiltration, percolation et résurgence de la nappe phréatique), il est délimité par une ligne de crête, appelée aussi ligne de partage des eaux, au-delà de laquelle celles-ci sont drainées vers d'autres milieux aquatiques.

Le bassin versant de Mazafran est l'un des plus importants sous bassins du grand bassin côtier Algérois, d'une superficie totale de 1900 km² et de longueur 92km. Il se situe entre 36° 41' et 36° 12' latitude Nord et 02° 59' et 02° 13' longitude Est [22]. Le bassin versant de Mazafran s'étend sur cinq wilayas, Ain-Defla, Alger, Blida, Médéa et Tipaza.

Il est subdivisé en quatre sous bassins : les sous bassins versants Djer, Bouroumi, Chiffa, et le sous bassin intermédiaire du Mazafran. Le bassin versant de Mazafran est limité au Nord par le Sahel, au Sud par l'atlas Téléen, à l'Ouest par le lac Halloula et les collines de Hadjout et à l'Est par l'oued El Harrach (figure 5). Sa situation géographique et ses conditions climatiques sont considérées comme riches sur le plan hydrographique. Les potentialités en eaux superficielles du bassin versant sont estimées à 186.6hm³ qui se répartissent sur des barrages, retenues collinaires et des Oueds. Ces derniers sont les plus importants et se présentent sous forme d'un réseau dont l'oued Mazafran est le collecteur principal (figure 6).

III.2.1) Eaux souterraines

La plaine de la Mitidja constitue avec ses aquifères un important réservoir dont les potentialités sont estimées à 328hm³/an. Parmi ces aquifères on retrouve des alluvions du quaternaire (gréso- calcaire) [22].

III.2.2) Eaux superficielles

Le bassin versant de Mazafran contient un nombre limité en barrages et en retenues collinaires. La faible capacité de ces dernières à retenir l'eau conduit la majeure partie des eaux des oueds à s'écouler vers la mer sans avoir jamais été utilisées. Les eaux retenues, sont exploitées directement ou indirectement (par transfert) pour être utilisées dans l'alimentation en eau potable, dans l'irrigation et dans l'industrie. La région de Zeralda est traversée par quatre oueds Mahelma, ravin des voleurs (azur), Sidi-menif et Mazafran, qui est le plus important cours d'eau de la région. Il est alimenté par un important réseau hydrographique dont les principaux oueds sont :

III.1.2.1) Oued Bouroumi

Jusqu'à une époque récente, l'oued occupait un lit pouvant être celui de l'actuel Bouchaoui. Il contournait au plus près le cône de Mouzaia, Chiffa pour terminer près du point où la Chiffa prend le nom de Mazafran.

III.1.2.2) Oued Chiffa

Oued Chiffa prend sa source dans les monts de l'atlas, son lit est relativement large d'environ 100 à 200m. Il traverse la plaine de la Mitidja du sud au nord, pour terminer dans la cluse de Mazafran. Le débit moyen annuel est de $3.61 \text{ m}^3/\text{s}$ et peut atteindre parfois un débit de $8.55 \text{ m}^3/\text{s}$ au mois de février [22].

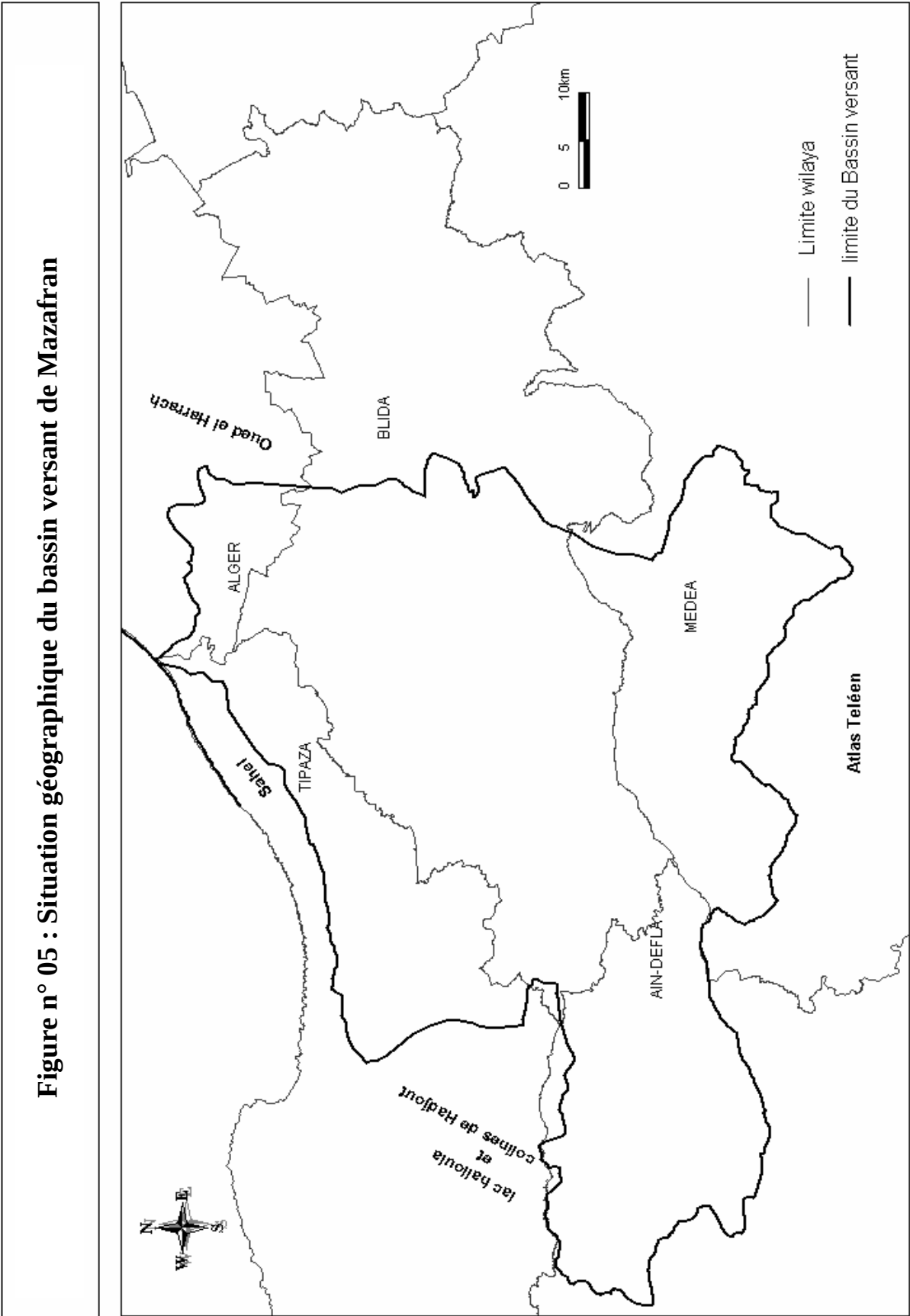
III.1.2.3) Oued Djer

Il prend sa source dans le massif du Zaccar (Miliana) à plus de 1000 m d'altitude. Dans la plaine de la Mitidja, son lit est relativement étroit d'une largeur de 30-40m avec un débit moyen annuel de $1.30 \text{ m}^3/\text{s}$ avec un maximum au mois de Mars où il peut atteindre $3.76 \text{ m}^3/\text{s}$ [22]. L'oued Djer prend deux directions, qui se rejoignent au niveau de l'oued Mazafran.

III.1.2.4) Oued Mazafran

L'oued Mazafran tire son nom de la couleur de ses eaux *el ma-essafra* (eau jaune) de longueur 36 Km et s'étendant sur une superficie de 730 Km^2 . C'est le cours d'eau le plus important dans le bassin versant, formé par l'union des trois oueds précédents. L'oued Mazafran charrie chaque année une grande masse de matériaux à l'atlas Blidéen. En période de crues, le débit le plus élevé est de l'ordre de $4\,000 \text{ m}^3/\text{s}$.

Il est le principal exutoire du bassin versant et traverse le Sahel par une cluse dite du Mazafran avant de se jeter dans la mer par son embouchure (plage khalloufi) qui est distante de 4 km à l'ouest du chef lieu de la commune de Zéralda. D'une manière générale on peut dire que tous les oueds du bassin versant de Mazafran sont des torrents dirigés perpendiculairement à la côte. Les cours d'eau prennent leur source au niveau de l'Atlas Blidéen puis traversent la plaine de la Mitidja par la cluse de Mazafran qui se déverse dans la mer.



IV) Mobilisation des ressources hydriques

Le bassin versant de Mazafran a des potentialités considérables en eaux superficielles ($186,6 \text{ hm}^3$) et souterraines (328 hm^3) soit un total de $514,6 \text{ hm}^3$. Cependant leur mobilisation reste faible et se fait par captage. Le captage des eaux superficielles s'effectue par des barrages et des retenues collinaires et celui des eaux souterraines se fait par forages, puits et sources.

Le tableau 2 représentant la mobilisation des eaux du bassin versant montre que le volume d'eau retenu dans le bassin versant est de $129,73 \text{ hm}^3$, soit un taux de mobilisation de 25%.

Nature des eaux	Ouvrage	Nombre	Destination	Capacité (hm^3)
Eaux superficielles	Barrages	01	Irrigation	98
	Retenues collinaires	06	Irrigation	0,83
Eaux souterraines	Forages	404	Alimentation, Irrigation	16,46
	Puits	30	Alimentation, Irrigation	2,862
	Sources	47	Alimentation	11,572

Tableau 2 : Mobilisation des eaux du bassin versant [22-23].

V) Origine des eaux usées de la région de Zeralda

Les eaux issues des différentes activités industrielles existant dans le bassin versant de Mazafran déversées dans la baie de Zéralda sont de type , industries agro-alimentaires, abattoirs, aluminium, aromatiques, bois, chimiques, fromagerie, menuiserie, minoterie, papier, peinture, textile, transformation de plastique, etc.. La répartition des différentes activités industrielles est représentée en Annexe (tableau II). A ces rejets, s'ajoutent ceux issus de l'urbanisation.

VI) Réseau d'assainissement

La ville de Zeralda est dotée d'un réseau de collecte de type unitaire qui reçoit les eaux résiduaires et les eaux de pluie. Ces eaux sont drainées vers la mer suivant une pente naturelle moyenne évaluée à 20%. L'écoulement se fait par une gravité sur la quasi totalité des tronçons avec un taux de raccordement de 80%. Il existe trois collecteurs principaux un à

l'est, un autre à l'ouest et le troisième au centre. Ce dernier a fait l'objet de notre étude. Ce collecteur rejette ses eaux au niveau du champ de tir, qui se trouve à quelques mètres d'une zone de baignade, ce qui représente un réel danger pour les estivants. Le rejet au niveau de ce site s'effectue directement de la côte, en surface et sans diffuseur, il y donc épandage direct de l'égout à la surface de la mer.

VII) Conclusion

Le bassin versant de Mazafran a des potentialités importantes en ressources hydriques seuls 25% sont exploitables. La pollution en eau dans la région de Zeralda a pour origine des rejets agricoles, industriels et urbains. L'insuffisance du nombre de stations d'épuration qui n'est que de 4 sur un bassin versant de superficie 1900km², ne fera qu'aggraver le problème de pollution et détériorer la qualité du récepteur (mer).

Vu la vocation de la commune de Zeralda comme étant une région agricole et touristique, l'insuffisance de la mobilisation des ressources en eau et l'épuration des eaux usées s'avèrent nécessaires et indispensables.

Le traitement de ces eaux polluées une fois traitées pourrait permettre leur réutilisation en irrigation.

Chapitre 2 :

Etude bibliographique

I) Caractéristiques et origine des eaux usées

La pollution des eaux est due à l'introduction de substances indésirables capables de modifier les caractéristiques physico-chimiques ou biologiques de l'eau. L'eau étant un récepteur de rejets urbain, industriel et agricole, il est donc inévitable qu'elle soit souillée.

Les eaux usées peuvent dégrader la qualité des eaux de surface (lac, mer, oued et rivière) ou s'infiltrer et contaminer les eaux souterraines. Les ressources en eau utilisable se trouvent ainsi réduites. Une eau polluée nuit à la santé de l'homme, de la faune et de la flore aquatique et terrestre.

I.1) Nature et origine des eaux usées

Les eaux usées proviennent de diverses activités de part leur origine. Elles peuvent être classées en trois catégories :

I.1.1) Eaux usées pluviales

Les eaux de pluie sont relativement pures et douces au moment de leur chute. Mais actuellement, elles sont souillées par la pollution atmosphérique et lorsqu'elles s'écoulent sur les différentes surfaces (toits, cours, rues, etc.), elles se chargent de matières en suspension.

I.1.2) Eaux usées domestiques

Ce sont généralement des eaux ménagères provenant principalement des agglomérations.

I.1.3) Eaux usées industrielles

Elles proviennent des industries et contiennent des brutes finies et des sous produits industriels. Les caractéristiques de ces eaux varient en fonction de la nature de l'activité industrielle, des matières premières utilisées et de la technologie appliquée pour la fabrication du produit final.

I.2) Caractéristiques des eaux usées

Les eaux usées renferment des matières organiques solubles, colloïdales et des matières en suspension. L'intérêt croissant porté à la qualité de l'eau, conduit à définir pour les eaux usées un certain nombre de paramètres spécifiques qui l'a caractérise.

Le degré de pollution d'une eau résiduaire est apprécié en déterminant les paramètres regroupés dans le tableau 3 suivant :

Caractéristiques	Maximale	Moyenne	Minimale
pH	7.5	7.2	6.8
Matières décantables (mg/L)	6.1	3.3	1.8
Matières solides totales (mg/L)	640	453	322
Matières volatiles totales (mg/L)	388	217	118
Matières en suspension (mg/L)	258	145	83
Matières volatiles en suspension (mg/L)	208	120	62
Demande chimique en oxygène (mg/L)	436	288	159
Demande biologique en oxygène (mg/L)	276	147	75
Chlorures (mg/L)	45	35	25

Tableau 3: Caractéristiques moyennes de rejets urbains d'après Hunter et Heukelekian[24].

I.3) Paramètres de rejet

La détermination des paramètres physiques et chimiques caractéristiques d'une eau polluée conditionnent le choix du procédé épuratoire le plus adapté.

I.3.1) Paramètres physiques

I.3.1.1) Potentiel hydrogène (pH)

La valeur du pH donne un aperçu sur l'efficacité de l'épuration de l'effluent. Une équation biologique ne peut se faire qu'à pH légèrement basique. Une autre valeur de pH entraînerait une diminution de la dégradation de la matière organique.

I.3.1.2) Température

La température est un des facteurs les plus importants dans le choix d'un procédé d'épuration, car elle influe sur la vitesse de dégradation et la nature des micro-organismes présents dans les eaux usées.

I.3.1.3) Agitation

Elle a pour effet d'assurer un bon contact entre le substrat et les micro-organismes, d'éviter les gradients de température entre les zones chauffées et la masse de la culture et d'empêcher la formation d'une couche superficielle.

I.3.1.4) Temps de séjour

L'efficacité d'un traitement par lagunage dépend étroitement du temps de séjour. Dans un grand nombre d'études ce temps est égal au temps théorique moyen défini par le rapport du volume du bassin et du débit moyen. En réalité, le temps de séjour varie avec le type d'écoulement, lequel dépend des facteurs géométriques et des conditions climatiques [25].

Temps de séjour = volume du bassin / débit moyen.

I.3.1.5) Matières en suspension (MES), matières volatiles sèches (MVS) et matières minérales (MN)

Les matières en suspension représentent la quantité de particules solides de natures minérale et organique véhiculées par les eaux usées.

Les MES sont définies par la relation suivante [26] :

$$\text{MES} = 70\% \text{ MVS} + 30\% \text{ MN}$$

où les MVS représentent la fraction organique des MES et MN la matière minérale. La quantité des MES est déterminée après séchage à 105°C et celle des MVS est déterminée par calcination à 525°C pendant 2 heures.

Les MN représentent la différence entre les matières en suspension et les matières volatiles. La matière minérale correspond à la présence de sel de silice et de poussière.

I.3.1.6) Turbidité

C'est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matière non dissoute. La turbidité des effluents résiduels et des eaux polluées est en général très élevée. Elle donne une première indication sur la teneur en matières colloïdales d'origine minérale ou organique.

I.3.1.7) Conductivité

Sa mesure renseigne sur la salinité de l'eau. Elle varie en fonction du degré d'impureté. Sa détermination est nécessaire car au-delà d'une salinité limite, la biodégradation de la matière organique peut se trouver freinée et les rendements d'épuration affectés.

I.3.1.8) Couleur

Elle dépend de la nature des composants rejetés dans l'eau et renseigne également sur la fraîcheur du rejet. En effet une eau urbaine présente une coloration grisâtre et une eau sceptique une couleur noirâtre.

I.3.1.9) Odeur

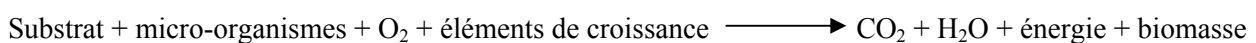
Les odeurs et les saveurs sont causées par les dégagements de gaz de fermentation anaérobie tels que H_2S et CH_4 et l'augmentation de la température surtout en saison estivale.

I.3.2) Paramètres chimiques

Les paramètres chimiques susceptibles d'affecter la qualité d'une eau sont la demande biologique et chimique en oxygène, oxygène dissous et les substances nutritives [25].

I.3.2.1) Demande biologique en oxygène (DBO₅)

Elle représente la quantité d'oxygène consommée par l'eau usée pendant une durée estimée à cinq jours. Elle correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour décomposer par oxydation et avec l'intervention des bactéries, la matière organique de l'eau usée que l'on représente par l'équation suivante :



I.3.2.2) Demande chimique en oxygène (DCO)

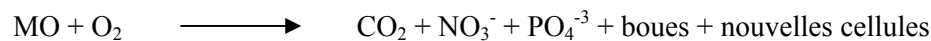
Elle correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder chimiquement les matières organiques dans l'effluent. La DCO est une mesure des matières organiques contenues dans les eaux, qu'elles soient biodégradables ou non biodégradables.

La valeur du rapport DCO/DBO_5 oriente sur le type de traitement à appliquer [26-27] :

- ▶ Si $DCO/DBO_5 < 2$ un traitement biologique est favorisé.
- ▶ Si $2 < DCO/DBO_5 < 2,5$ l'effluent est biodégradable, il y a possibilité de traitement biologique.
- ▶ Si $DCO/DBO_5 > 2,5$ l'effluent est surtout d'origine industrielle, le choix se portera sur un traitement physico-chimique.

I.3.2.3) Oxygène dissous

Le taux d'oxygène dissous détermine directement la nature de l'écosystème aquatique et constitue le paramètre le plus sensible à la pollution organique, c'est un élément important pour le bon déroulement de l'auto épuration. Sa teneur dans l'eau décide du mécanisme, donc de la vitesse d'épuration selon l'équation suivante:



I.3.2.4) Substances nutritives

Les principaux éléments nutritifs requis pour la survie des populations bactériennes sont l'azote et le phosphore, d'autres éléments peuvent intervenir mais leur importance n'est pas aussi grande que celle de la teneur en azote et phosphore [28].

I.3.2.4.1) Azote et phosphore

L'azote et le phosphore sont des constituants essentiels de la matière vivante et leur présence est indispensable pour assurer un traitement biologique.

I.3.2.4.1-a) Azote ammoniacal (N-NH_4^+)

L'ion ammonium noté azote ammoniacal (N-NH_4^+) est le produit de la biodégradation de l'azote organique des protéines, acides aminés, urée, etc. L'azote ammoniacal consomme une demande d'oxygène importante lors de son déversement dans le milieu récepteur.

I.3.2.4.1-b) Nitrites (N-NO_2^-)

L'élimination biologique de l'azote consiste en une oxydation de l'ammoniac en nitrite par les nitrosomonas. D'autres organismes tels que les nitrosococcus, nitrosospina, nitrosocytis oxydent également l'ion ammonium en nitrite.

I.3.2.4.1-c) Nitrates (N-NO_3^-)

Les nitrates sont le produit final de l'oxydation des dérivés azotés, sous l'action des bactéries du type nitrobacter.

I.3.2.4.1-d) Orthophosphates (PO_4^{3-})

Ce sont les produits de décomposition de la matière vivante, des engrais, etc.

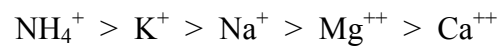
L'ion orthophosphate joue un rôle important dans le stockage et le transfert d'énergie dans la cellule vivante. Il est le facteur limitant principal du développement algal en zone tempérée.

I.4) Paramètres toxiques et inhibiteurs

La présence d'acides, de substances minérales ou organiques, de métaux lourds et d'huile, dans les eaux usées à traiter, peut inhiber totalement l'action des bactéries.

La toxicité des métaux lourds dans les eaux usées s'étend à certains ions alcalins ou alcalino-terreux en fortes concentrations comme K^+ , Na^+ et NH_4^+ [29].

D'après M.C. Carty et Kiney[30], l'échelle de toxicité des ions NH_4^+ , K^+ , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} de même concentration s'établit selon le classement suivant :



I.5) Normes de rejets

Le but d'un traitement d'une eau usée est d'obtenir un effluent épuré pour que la pollution soit limitée à une certaine norme telle que le rejet ne crée aucune nuisance à la faune et à la flore du milieu récepteur naturel (lac, mer, oued et rivière).

Le tableau 4 présente les normes de rejet dans le milieu récepteur des effluents urbains à atteindre après traitement.

Paramètres	Valeurs limites maximales	Paramètres	Valeurs limites maximales
Température (°C)	30	Nickel (mg/L)	5
pH	5.5 à 8.5	Plomb (mg/L)	1
MES (mg/L)	30	Cuivre (mg/L)	3
DBO ₅ (mg/L)	40	Zinc (mg/L)	5
DCO (mg/L)	120	Huiles et graisse (mg/L)	20
DCO/DBO	3	Hydrocarbures (mg/L)	20
Azote kjeldah (mg/L)	40	Phénols (mg/L)	0.5
Phosphates (mg/L)	2	Solvants organiques (mg/L)	20
Cyanures (mg/L)	0.1	Chlore actif (mg/L)	1
Aluminium (mg/L)	5	PCB (mg/L)	0.001
Cadmium (mg/L)	0.2	Détergents (mg/L)	2
Chrome : Cr (III)(mg/L)	3	Tensioactifs anioniques (mg/L)	10
Chrome :Cr (VI) (mg/L)	0.1	Fer (mg/L)	5
Manganèse (mg/L)	1	Mercure (mg/L)	0.01

Tableau 4: Valeurs limites, maximales des paramètres de rejet [31].

I.6) Différentes classes de la qualité des eaux

La pollution de l'eau est une altération de la qualité de l'eau. Le tableau 5 présente les classes de la qualité de l'eau et leur domaine d'utilisation.

Qualité décroissante	Excellente	Bonne	Passable	Médiocre	Polluée
Classe de qualité	1 A	1 B	2	3	4
Température (°C)	< 20	de 20 à 22	de 22 à 25	de 25 à 30	> 30
pH	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	5,5 - 9,5	$\leq 5,5$ ou $\geq 9,5$
O ₂ dissous (mg/L) (% saturation)	≥ 7 (≥ 90 %)	5 à 7 (de 70 à 90%)	3 à 5 (de 50 à 70%)	< 3 (<50%)	
Matières en suspension (mg/L)	-	≤ 30	-	de 30 à 70	> 70
DBO ₅ eau brute (mg d'O ₂ /L)	≤ 3	de 3 à 5	de 5 à 10	de 10 à 25	> 25
DCO eau brute (mg d'O ₂ /L)	≤ 20	de 20 à 25	de 25 à 40	de 40 à 80	> 80
Nitrates (mgNO ₃ ⁻ /L)	-	≤ 44	-	de 44 à 100	> 100
Ammonium (mgNH ₄ ⁺ /L)	$\leq 0,1$	de 0,1 à 0,5	de 0,5 à 2	de 2 à 8	> 8
Fer total (mg/L)	$\leq 0,5$	de 0,5 à 1	de 1 à 1,5	> 1,5	-
Bactéries coliformes/10ml)	-	< 5000	-	-	-
Eau potable	←	Traitement simple	Traitement poussé →		Aucun usage Possible sauf Navigation
Loisirs	←	Baignade	Contact Exceptionnel avec l'eau →		
Poissons	←		Reproduction aléatoire →		
Abreuvement des animaux	←		Tolérable →		
Irrigation	←			Tolérable →	
Industries	←	Industries alimentaires	Eaux industrielles	Eaux de refroidissement →	

Tableau 5: Classe et utilisation des eaux [31].

II) Impact de la pollution des eaux usées sur les écosystèmes

En Algérie, la majorité de la population est installée sur le littoral et la plupart des activités socio-économiques sont également situées sur la frange côtière. Cette dernière subit directement l'influence d'une pression démographique sans cesse croissante, une concentration industrielle importante, un trafic maritime et des activités portuaires intenses. A tout cela s'ajoute l'apport des bassins versants des plus importants cours d'eau, drainant vers la mer les eaux usées engendrées par les activités urbaines, agricoles et industrielles. D'une manière générale, la principale source de pollution qui affecte la qualité des eaux marines reste les rejets sans traitement des eaux usées domestiques et industrielles, situation observée sur la baie de Zeralda.

II.1) Effets sur les écosystèmes

Les rejets d'eaux usées domestiques et industrielles ont des effets écologiques sociaux et économiques. Des études ont révélé que les hydrocarbures liquides ou les insecticides organochlorés peuvent s'insérer dans les biocénoses limniques ou marines et y causer de multiples désordres [32].

La pollution des eaux est causée par des polluants, biologiques (microorganismes et matières organiques fermentescibles), chimiques (diverses substances toxiques qui modifient les facteurs écologiques dans le milieu aquatique) et physiques (radioactivité) [33].

Chaque type de pollution a un impact sur les différentes composantes des écosystèmes.

Un écosystème est un ensemble formé de composantes biologiques, physicochimiques et socioéconomiques.

II.2) Procédé d'évaluation de l'impact écologique

Les stratégies courantes de l'impact écologique sont les suivantes :

- Evaluation de la toxicité.

- Evaluation écologique de l'effet, cette stratégie consiste en l'utilisation de différents paramètres écologiques (par exemple la diversité des espèces, la présence ou l'absence d'organismes indicateurs) pour évaluer l'impact du polluant sur les écosystèmes variés.

Ceci permettra d'étudier toutes les modifications éventuelles qui surviendront au sein de l'espèce. La dynamique des populations a pour objet de décrire ces modifications, d'en chercher les causes. Ceci étant, l'étude de la dynamique des populations est donc un moyen de connaître les impacts de ces modifications sur les écosystèmes (pour les composantes

biologiques). Des analyses physicochimiques sont nécessaires pour en déduire l'impact sur la deuxième composante. Pour la composante socioéconomique, des enquêtes sur le terrain et des études statistiques en sont déterminantes.

II.3) Impact de la pollution des eaux sur la composante biologique

II.3.1) Pollution mécanique

La pollution mécanique constitue un préjudice d'ordre écologique et économique, elle est néfaste pour les poissons et provoque le colmatage des branchies respiratoires et l'asphyxie des oeufs de poissons. Les sachets en plastique, les morceaux de bois et de verre, les seringues usagées ont des conséquences néfastes eux aussi s'ils sont rejetés en mer. Ces rejets transportés par les courants océaniques terminent leur parcours dans des zones où ils s'accumulent et constituent de véritables décharges sous-marines créant des zones d'accumulation allant jusqu'à 2000 m de profondeur [34]. Les nuisances écologiques qui en résultent ont un effet nocif sur la faune et la flore. Les écosystèmes s'en trouvent parfois modifiés. Pour l'homme la pollution mécanique est surtout d'ordre visuelle elle porte préjudice aux plages, baies et sites.

II.3.2) Pollution organique

La pollution engendrée par les matières organiques permet à de nombreuses espèces de germes pathogènes de se multiplier dans des proportions incommensurables par rapport à ce qu'ils auraient pu faire dans des eaux propres. L'action d'une pollution organique sur un cours d'eau se traduit par des modifications physicochimiques de la qualité de l'eau telles que l'abaissement de la teneur en oxygène dissous, l'augmentation des matières en suspension et des modifications biologiques tels que le développement de bactéries et de champignons [35]. Une série d'expériences a été réalisée au cours de laquelle l'eau enrichie en matières organiques par une distribution aux écrevisses d'une ration excédentaire, a montré que cet enrichissement s'accompagne d'une forte multiplication d'agents bactériens dans le milieu, en particulier d'enterobacteriaceae et de pseudomonadaceae. Ces deux familles de micro-organismes renfermant des agents potentiellement pathogènes pour les astacidae, ces crustacés sont alors exposés à des risques élevés d'infections bactériennes [36].

.

.

II.3.3) Pollution minérale

Les polluants minéraux véhiculés par les eaux issues des activités agricoles, industrielles et urbaines sont rejetées sans traitement dans le milieu récepteur. Ces polluants provoquent une eutrophisation des cours d'eau. Selon l'importance de la pollution minérale, le milieu peut parvenir à se rééquilibrer (autoépuration) ou au contraire peut devenir anaérobique et même abiotique.

II.3.4) Pollution par les métaux lourds

Les métaux lourds déversés dans la mer proviennent des effluents industriels ou des oueds qui les véhiculent pour aller rejoindre la mer. La masse volumique des métaux est de l'ordre de 5g/cm^3 excepté pour l'aluminium elle est de $2,7\text{g/cm}^3$. Les métaux sont présents naturellement dans la croûte terrestre, mais ce sont les activités humaines qui provoquent leur dissémination dans l'environnement, principalement via les rejets industriels et urbains (Genevieve Deviller, 2003) [36].

Dans les eaux usées, on trouve les métaux lourds sous forme soluble ou particulaire. Les formes particulières sont retenues par filtration. Les formes solubles sont éliminées d'une part par précipitation sous forme d'oxydes et de sulfites métalliques par l'intermédiaire des bactéries métallo-oxydantes dans les zones aérobies et sulfito-réductrices dans les zones anaérobies. A l'interface racine/sédiment les métaux précipitent aussi sous forme d'hydroxydes ferriques qui s'accumulent dans le rhizosphère formant une sorte de gaine autour des racines. Cette dernière constitue une barrière contre l'assimilation végétale et favorise la co-précipitation avec d'autres métaux lourds dans la plaque d'hydroxydes ferrique. La toxicité attribuée aux métaux vis-à-vis des poissons peut être aigue ou chronique. La toxicité aigue est surtout observée avec les métaux sous forme ionique, très soluble, capable de se lier aux enzymes et ainsi de modifier les processus biologiques [37-39].

Les effets toxiques des métaux observés chez les poissons sont liés à une perturbation des systèmes de régulation des gènes qui touchent notamment les ouïes et peut aboutir dans ce cas à une détresse respiratoire (Westfall, 1945) [40].

Mushiake et al. (1985) [41] ont observé une réduction des lymphocytes et des agranulocytoses qui aboutit à une baisse de la phagocytose. D'une manière générale, les recherches sur une ligne et une augmentation de la sensibilité des poissons aux infections (Austin, 1999) [42].

Dans les organismes marins les métaux sont bio accumulés à travers la chaîne alimentaire et se concentrent dans les tissus des mollusques, des crustacés et des poissons. Parmi les métaux on peut citer :

II.3.4.1) Le Plomb

Deux chercheurs américains J.E. Schenz et P.G. Meier (1972) [43] ont étudié l'influence des rejets de bateaux à moteurs sur l'écosystème marin, ils ont montré d'abord que les algues sont des bios accumulateurs de plomb. Les concentrations de ce métal dans les algues sont trois fois supérieures à celles dans l'eau. Ceci a des conséquences sur la dynamique des populations algales avec une diminution de la diversité, de la biomasse et de la productivité.

R.O. MacLan (1974) [44] a étudié la distribution d'une algue d'eau douce *Stigeoclonium tenue*, en relation avec une pollution métallique. Les résultats obtenus ont montré une concentration en plomb dans les algues de l'ordre de 0,3 - 0,6 mg/L (Figure 7).

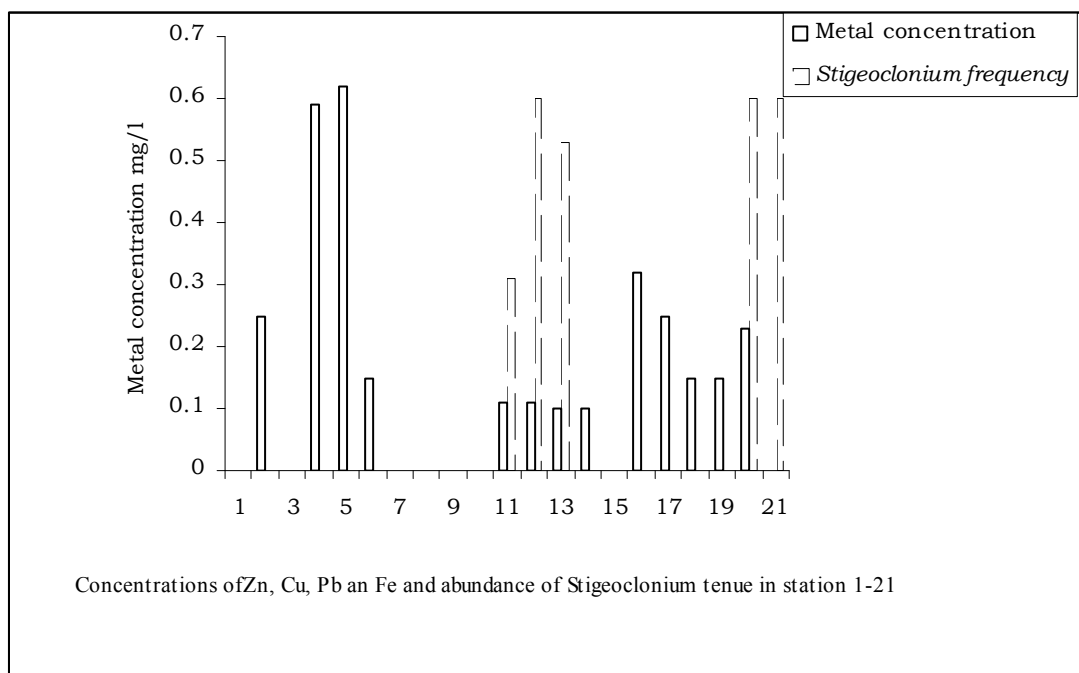


Figure 7 : Effet de la pollution par les métaux lourds sur les populations de *Stigeoclonium tenue*.

Des expériences ont été réalisées sur des œufs de *Biomphalaria glabrata* (gastéropode) maintenus à 20°C jusqu'à la fin de leur développement dans des solutions de nitrate de plomb à diverses concentrations (Tableau 6). Le nombre d'œufs arrivant à maturité est réduit de

moitié pour une concentration en plomb de 0,1ppm, est nul pour une concentration de 0,5ppm. De plus le temps de maturation des œufs de la solution contenant 0,1ppm de plomb est 4,5 fois plus élevé que celui des œufs de la solution contrôle.

Solution de Pb (NO ₃) ₂ (ppm)	0,1	0,5	1	Contrôle
% d'éclosion	40	0	0	80
Temps de développement (jours)	50	/	/	14

Tableau 6 : Effet du plomb sur les oeufs de *Biomhalaria glabrata*.

Le plomb est absorbé par les poissons au niveau des branchies d'une part et par voie intestinale. Des études ont montré que dans une eau contenant des sels de plomb, il se formait de mucus coagulé, sur les branchies et puis sur tout le corps du poisson, due probablement à une réaction entre le plomb et un constituant organique du mucus. La mort du poisson résulte d'une asphyxie (Peres et al, 1975) [45].

Dans les cas de toxicité chronique, il y'a, outre la cautérisation de l'épithélium, résorption du plomb causant une diminution graduelle de la fonction du foie, des reins et de la rate, une anémie et des lésions métaboliques dans l'intestin entraînant une mauvaise utilisation des aliments et donc une diminution de la croissance.

Peres et al (1975) [45] ont étudié l'influence du plomb sous forme (CH₃COO)₂Pb sur l'absorption intestinale du glycolle chez la truite arc-en-ciel. De nombreux essais ont été effectués et tous ont concordé à ne reconnaître au plomb aucun effet d'activateur ou d'inhibiteur. Un contrôle de l'activité respiratoire du tissu intestinal s'est de plus révélé négatif chez des truites intoxiquées pendant 21 jours par l'acétate de plomb. L'effet toxique principal du plomb ne se situe donc pas à ce niveau. Ces mêmes auteurs ont étudié également le métabolisme glucidique et divers paramètres biologiques chez le rotengle, petit cyprinidé d'eau douce. Une mortalité de 22% de la population testée a été constatée après 28 jours d'intoxication, les troubles engendrés par la présence de plomb étant essentiellement respiratoire. Les troubles de l'oxygénation provoquent aussi des changements métaboliques, caractérisés essentiellement par un ralentissement des processus oxydatifs, en particulier de la néoglucogenèse. Les perturbations du métabolisme glucidique sont réversibles et disparaissent rapidement lorsque l'animal est placé dans une eau normale.

Le plomb ne se présente donc pas comme un agent d'intoxication provoquant une mort rapide chez les poissons, mais il peut engendrer des troubles métaboliques importants capables de mettre en danger de façon certaine la faune piscicole.

Des expériences réalisées par Davies et Everhart (1973) [46] sur les truites arc-en ciel, ont montré qu'une exposition prolongée des poissons de l'ordre de deux à trois mois, à de faibles concentrations en plomb provoquait une déformation de la colonne vertébrale, un noircissement de la colonne caudale suivie d'hémorragies de cette région et finalement perte de la nageoire caudale (phénomène de blacktail).

II.3.4.2) Le mercure

D'après B. Festy (1973) [47] l'ion méthylmercure et d'autres composés contenant du mercure sont responsables de l'inhibition de la croissance et de la photosynthèse du phytoplancton pour des concentrations de l'ordre de 0,1 µg/g.

D'autres chercheurs R.C.Harriss et D.B. White (1971) [48] ont montré qu'une concentration en méthylmercure ou phénylmercure de 1ppb (ng/g) seulement entraîne une inhibition de la photosynthèse du phytoplancton d'eaux douces de 40 à 50%. D'autres études ont montré que les composés à base de mercure inhibent la synthèse de la chlorophylle. La toxicité due au mercure dépend des paramètres physicochimiques de l'eau en particulier la température, le pH, la dureté, le taux d'oxygène dissous et la charge en matière organique [49].

Une exposition à une forte concentration en mercure administrée dans le milieu expérimental provoque par asphyxie la mort très rapide des poissons.

Une exposition prolongée ne provoque pas le même effet mais aboutit seulement à l'accumulation du mercure dans les organes internes (muscles, foie, rein) donc il est véhiculé le long de la chaîne trophique. La mort des poissons contaminés de manière chronique par le mercure résulterait d'une altération des cellules rénales.

Des travaux ont montré que des taux de méthylmercure dans l'eau de 10ppb (ng/g) entraîneraient une perturbation de l'équilibre statique des poissons. Un taux de 1ppb (ng/g) en acétate de phénylmercure, entraînerait une régression du taux de reproduction des poissons, par diminution du nombre d'oeufs pondus ainsi qu'une diminution de leur probabilité d'éclosion [50].

II.3.4.3) Le zinc, le cuivre et le cadmium

Des concentrations en ions métallique de 7mg/L pour le zinc et 1mg/L pour le cuivre provoquent la réduction de la croissance des chlorelles *Chlorella sorokiniana* de 50% après trois jours d'exposition [51].

Les concentrations algales pour *Selanastrum capricornutum*, algue verte unicellulaire, sont respectivement 0,70 mg/L pour le zinc et, 65 mg/L pour le cuivre (Bartlett, 1974) [52].

L'activité inhibitrice du cuivre sur la croissance de cette algue se manifeste à une concentration de 0,05mg/L, pour devenir maximale à 0,08mg/L, les valeurs correspondantes pour le zinc étant respectivement de 0,03 et 0,12 mg/L.

D'après des études effectuées il a été déterminé que le zinc, à des concentrations de l'ordre de 50ppb, réduisaient notablement l'activité hétérotrophique de la microflore des cours d'eau sans toute fois réduire le nombre de microorganismes [53]. D'autre part, il a été constaté que le zinc et le cuivre avaient un effet synergique sur l'inhibition de cette activité.

Une concentration de zinc de 62,5 mg/L diminue de 50% la DBO₅ des cours d'eau. Pour une concentration de l'ordre de 1 mg/L, le zinc présente un effet stimulant vis-à-vis des bactéries nitrifiantes, alors qu'il présente un effet d'inhibition pour une concentration de 10 mg/L [54].

Mechan et Holliman (1975) [55] ont montré que le zinc à une concentration de 1ppb tuait les cercaires de *Schistosoma mansoni* en 46 heures, pour une température de 21 à 22°C. Pour une concentration de zinc de 57,6ppm, on constate une immobilisation de tous les organismes tests dans un délai de 6 heures pour la même température.

Reish et al (1974) [56] ont étudié l'effet du zinc et du cuivre sur les populations du polychète *Capitella capitata*. Les résultats obtenus sont résumés dans le tableau7. On remarque que les larves anormales commencent à apparaître (17%) pour une concentration de zinc de 0,1mg/L.

Boyden et al (1975) [57] ont analysé les effets toxiques du zinc sur l'huître *Crassostrea gigas*. Après une exposition de 5 jours à différentes concentrations du zinc, une mortalité notable a été constatée parmi les larves et les œufs, pour une concentration de zinc de 125µg/L, 16% de mortalité pour les œufs, 14% pour les larves ; pour une concentration de 250µg/L, 48% de mortalité pour les œufs, 28% pour les larves et enfin pour une concentration de zinc de 500µg/L, 90% de mortalité pour les œufs et 30% de mortalité pour les larves.

Concentration mg/L	Nombre d'œufs de femelles	Nombre total de larves	Nombre total de larves anormales	Pourcentage
Cuivre				
0.011	7	1752	17	0.9
0.03	8	1927	12	0.6
0.05	4	1071	10	0.9
Contrôle				
Zinc				
0.05	30	5410	19	0.35
0.1	14	3399	6	0.17
Contrôle	26	9117	0	0

Tableau 7 : Pourcentage d'une larve anormale *Capitella capitata* cultivée à concentrations variables en cuivre et zinc (Reish, 1974).

Une étude faite sur un escargot, *Biomphalaria glabrata*, a montré que la mort de tous les individus est obtenue en six heures pour une concentration de 2mg/L de chlorure de cadmium. Le temps de survie pour 50% des animaux est de 31 heures pour une concentration de 0,5 ppm. Les adultes se déplacent lentement, ne mangent pas et sécrètent un mucus abondant lorsqu'ils sont traités à de concentrations sublétales de cadmium. La fécondation est diminuée de 25% et les embryons ne peuvent se développer pour une concentration de cadmium de 0,5 ppm. De tous les organismes aquatiques, ce sont sans doute les poissons les plus sensibles au cadmium et au zinc. La sensibilité des poissons varie selon l'espèce, l'âge et la condition des organismes, ainsi que les caractéristiques physicochimiques de l'eau (pH, O₂ dissous, dureté). Pour la plupart des poissons testés, la concentration létale se situe entre 0,1 et 10mg/L, tant pour le zinc que pour le cadmium [58-59].

Le tableau 8 ci-dessous donne les concentrations létales du cadmium pour diverses espèces de poissons [60].

Espèces de poissons	50-d LC50 (mgCd/L)
Roach	>9.0
Stone Loach	2
Bream	>0.5
Perch	≈0.5
Rainbow trout	≈0.01

Tableau 8: Toxicity of cadmium to various species of fish in water of hardness 250 mg/L as CaCO₃

Birge et Just (1974-1975) [61] ont soumis les embryons de poissons chats à une contamination cadmique pendant 8 jours. Le pourcentage d'individus survivants était de 1-41-80 et 100% pour des concentrations respectives de cadmium de 1-0,1-0,01-0,001mg/L. Des expériences similaires sur les embryons de truite ont montré qu'une concentration de 1mg/L de cadmium entraînait une mortalité totale. Pour des concentrations de cadmium de 0,1, 0,05 et 0,01 mg/L, la fréquence de survie des individus était respectivement de 59-91 et 98%.

Ils ont également comparé la toxicité de chlorure de zinc et de cadmium vis-à-vis d'embryons de poisson rouge. D'après leurs résultats le zinc serait légèrement moins toxique que le cadmium pour cette même espèce. En effet une concentration de cadmium de 0,5 mg/L entraîne la mort de tous les embryons exposés pendant quatre jours alors que le zinc, dans les mêmes conditions, n'entraîne la mort que de 80% de la population.

Des études ont été réalisées sur le gardon rouge exposé pendant plusieurs mois à une contamination en cadmium et zinc, il a été trouvé que pour des concentrations de 5 et 0,005mg/L pour le zinc et le cadmium respectivement, une diminution du poids des gardons est observée et devient plus importante lorsque les concentrations du zinc et du cadmium augmentent. Cette diminution du poids s'accompagne d'une mortalité importante [62].

Cairns et Sparks (1971) [63] ont étudié les effets toxiques de ces contaminants et ont constaté, une accélération des mouvements respiratoires des poissons, un désordre de leurs mouvements diurnes et nocturnes, des lésions au niveau des reins et du foie, une nécrose et une hyperplasie de l'épithélium branchial suite aux concentrations sublétales du zinc et du cadmium.

II. 4) Etude de l'impact de la pollution des eaux sur la composante physico-chimique.

Les composantes physicochimiques susceptibles d'être influencées par la pollution des eaux sont, l'eau, le sol et l'air. L'eau de mer de densité 35g/L a des caractéristiques propres. La modification des caractéristiques physiques et chimiques de l'eau de mer est un signe de pollution provoqué par le rejet d'eaux usées. Le tableau 9 suivant représente la composition des différents sels contenus dans l'eau de la mer méditerranée.

Sels	NaCl	MgCl ₂	MgSO ₄	CaSO ₄	KCl	CaCO ₃
Composition (g/L)	27.3	3.4	2	1.3	0.6	0.1

Tableau 9 : Composition des différents sels contenus dans l'eau de la mer méditerranée.

Le chlorure de sodium (NaCl) est en grande proportion (78%) tandis que le carbonate de calcium (CaCO_3) est en faible proportion (0,28%). L'introduction d'eaux usées en mer peut modifier la concentration de ces sels. L'apport de la matière organique a pour effet de changer l'ordre physico-chimique de l'environnement tel que la diminution du pH, diminution du taux d'oxygène, augmentation du taux de gaz carbonique et augmentation importante des produits de décomposition de la matière organique.

II.5) Etude de l'impact de la pollution des eaux sur la composante socio économique

La pollution organique est responsable de nombreuses maladies qui affectent particulièrement les populations dans les pays en voie de développement. Cette pollution a pour conséquence la recrudescence d'affections telles que les colibacilloses, les hépatites virales, le choléra ou la poliomyélite. D'autres graves affections pathogènes sont ainsi favorisées par la pollution biologique des eaux tels que la typhoïde, les dysenteries et les virus entériques.

Le tableau 10 résume les différentes maladies liées à la pollution biologique de l'eau.

Agents étiologiques	Maladies	
Bactéries		
Vibrio cholerea	Cholera	
Escherichia coli (sérotypes pathogènes)	Gastroentérite	
Salmonella typhi	Fièvre typhoïde	
Shigella dysenteriae, Sh.Flexneri	Shigellose	
Shi.bodyli, Shi.sonnei	(dysenterie bacillaire)	
Protozoaires		
Entamoeba histolytica	Dysenterie amibienne	
Helminthes		
Shistosoma haematobium	Parasites du sang	Schistosomiase
S. Japonicum		(bilharziose)
S. mansoni		
Fasciolapsis buski (parasite intestinal)		Fasciolopsiase (diarrhée non dysentérique)
Virus		
Inconnu		Hépatite infectieuse

Tableau 10 : Différentes maladies liées à la pollution de l'eau.

III) Procédés d'épuration des eaux usées

La question d'épuration des eaux usées a revêtu une croissance depuis les années soixante dix, compte tenu de la préoccupation générale exprimée partout dans le monde face aux problèmes de plus en plus importants de la pollution. Aujourd'hui, on s'intéresse à un niveau de traitement poussé parce que l'effluent final est destiné à être réutilisé [64-66].

III.1) Procédés d'élimination de pollutions spécifiques des eaux usées urbaines

Il existe un grand nombre de procédés de traitement des eaux usées dont l'application dépend à la fois des caractéristiques des eaux à traiter et du degré d'épuration désiré. Les mécanismes d'élimination sont régis par des processus physiques, chimiques, physico-chimiques ou biologiques qui sont résumés dans le tableau 11 [67-70].

Polluants	Mécanismes d'élimination
Matières organiques biodégradables (DBO ₅)	Procédés biologiques aérobies (boues activées, lagunes aérées, lits ou filtres bactériens et bassins de stabilisation). Procédés biologiques anaérobies (lagunes, digesteurs anaérobies).
Matière en suspension (MES)	Décantation, filtration, flottation, tamisage.
Matières organiques (DCO, COT)	Absorption sur charbon actif, dégradation aérobie, dégradation anaérobie.
Composés azotés	Lagunage, ammonification suivie d'une nitrification et d'une dénitrification, échange d'ions, assimilation végétale.
Phosphore	Lagunage, précipitation à la chaux aux sels de fer ou d'aluminium, assimilation végétale, échange d'ions.
Métaux lourds	Adsorption et échange de cations, précipitation, complexation, assimilation végétale.

Tableau 11 : Principaux mécanismes d'élimination des différents types de pollution.

III.2) Différentes techniques d'épuration

Le traitement des eaux usées peut s'effectuer par divers procédés en se basant sur des phénomènes physiques, chimiques et biologiques. Les eaux usées urbaines passent généralement par différentes étapes de traitement dans les stations d'épuration. Ces étapes sont présentées sur la figure 8.

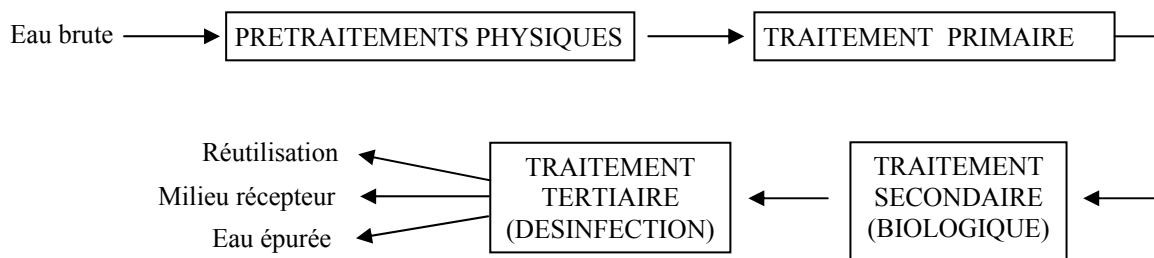


Figure 8 : Différents procédés d'épuration des eaux usées.

III.2.1) Prétraitements physiques

Les eaux usées véhiculent des matières en suspension très hétérogènes et souvent volumineuses. Pour des raisons techniques et esthétiques, les prétraitements servent à éliminer la partie de la pollution la plus visible. Ils sont constitués de :

- ◆ dégrillage permettant l'élimination des matières volumineuses.
- ◆ dessablage permettant de retenir le sable entraîné avec l'eau.
- ◆ déshuilage permettant de retenir les liquides moins denses que l'eau.
- ◆ écumage permettant de retenir les matières flottantes grossières.
- ◆ tamisage permettant de retenir les déchets solides.

III.2.2) Traitement primaire

Il consiste en une décantation des eaux traitées. C'est un procédé de séparation solide liquide basée sur la pesanteur. Les particules en suspension dont la densité est supérieure à celle de l'eau sont éliminées. La décantation s'effectue dans des ouvrages pouvant avoir des formes rectangulaires, carrés ou circulaires.

III.2.3) Traitement secondaire ou épuration biologique

L'épuration biologique est un phénomène naturel qui transforme et minéralise les déchets organiques par l'action des micro-organismes, notamment les bactéries. Ce processus peut être accéléré artificiellement en favorisant le développement des bactéries par ajouts de sels nutritifs (N, P, K...). L'épuration biologique naturelle se produit dans les eaux stagnantes ou courantes.

III.2.3.1) Principe de l'épuration biologique

Les eaux usées domestiques constituent un excellent milieu de culture, dans lequel un apport d'oxygène suffit pour obtenir un intense développement de micro-organismes. Une bactérie peut être considérée comme un système utilisant un substrat pour produire de l'énergie, fabriquer de nouvelles cellules et rejeter des produits du métabolisme. Dans une station d'épuration biologique, on fait intervenir des micro-organismes, des substances nutritives et de l'oxygène. La majeure partie de la matière organique dissoute est transformée en matière organique vivante (constituant les cellules bactériennes) que l'on recueille par décantation sous forme de boues (figure 9).

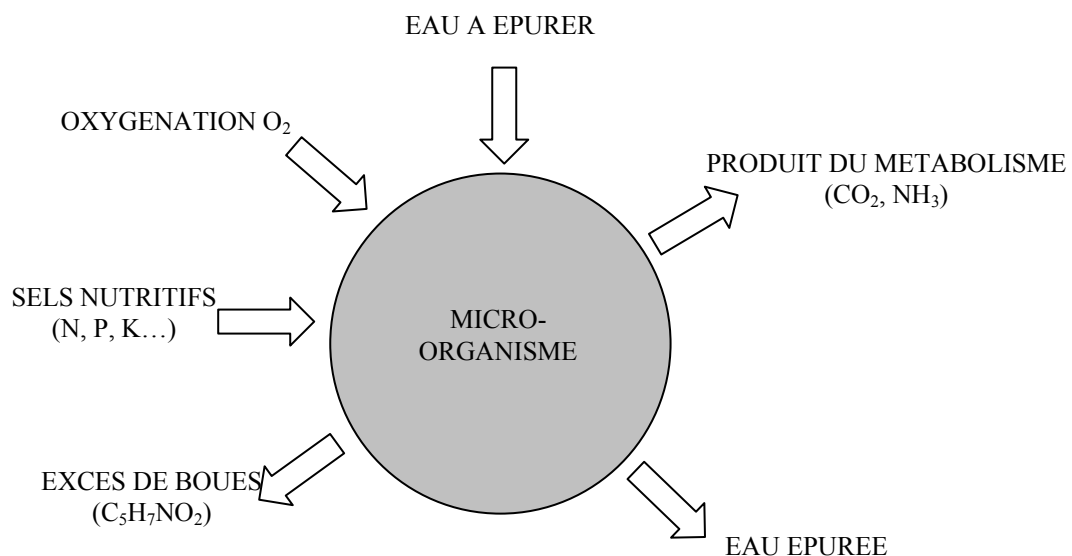


Figure 9 : Schéma simplifié d'une installation d'épuration biologique.

Les micro-organismes assurant la dégradation de la matière organique sont classés en :

- ♦ germes aérobies qui exigent de l'oxygène pour assurer leur métabolisme.
- ♦ germes anaérobies qui tiennent leur besoin énergétique de la matière organique en absence d'oxygène et permettent ainsi de récupérer du méthane.
- ♦ germes aérobies facultatifs qui ont un métabolisme aérobie en présence de l'oxygène et un métabolisme anaérobie en absence d'oxygène.

III.2.3.2) Rôle des micro-organismes

Le principal rôle des micro-organismes est la dégradation de la matière organique. Les micro-organismes assurent les différents processus d'oxydation et de réduction. Ils génèrent grâce à la dégradation de la matière organique l'énergie nécessaire à la biosynthèse. Ils minéralisent les composés azotés et phosphorés et les rendent assimilables par les plantes. Ils assurent également les réactions de nitrification et de dénitrification. La dégradation de la matière organique par les micro-organismes est productrice de biomasse bactérienne qui doit être à son tour dégradée pour éviter le colmatage.

III.2.3.3) Métabolisme de l'épuration biologique

III.2.3.3.1) Métabolisme aérobie

Schématiquement, les mécanismes de métabolisation aérobie peuvent être présentés selon le schéma de la figure 10.

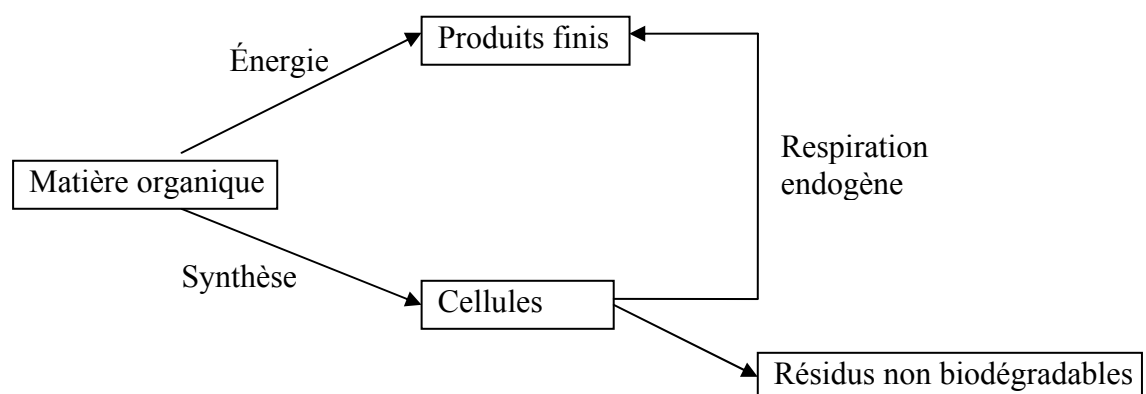


Figure 10 : Mécanisme de la métabolisation aérobie.

III.2.3.3.2) Métabolisme anaérobie

Les procédés sont utilisés pour la stabilisation des boues organiques ou des substrats solubles. Ces derniers sont transformés en gaz comme l'indique la figure 11. Comme la vitesse de fermentation mécanique contrôle la cinétique globale de la digestion, il est essentiel d'approfondir les conditions que réclame cette fermentation [71].

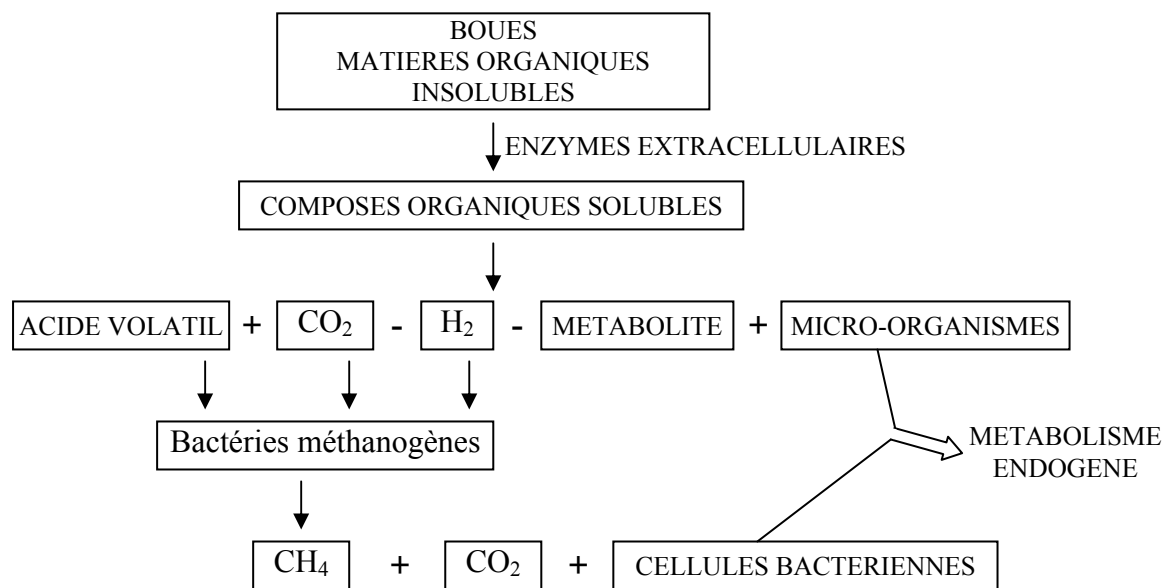


Fig11 : Mécanismes de la digestion anaérobie

III.2.3.4) Technique d'épuration biologique

L'épuration biologique se subdivise en deux types [72].

III.2.3.4.1) Autoépuration

Un grand nombre de micro-organismes de types variés intervient dans l'autoépuration qui est un processus biologique normal apparaissant dans les milieux aquatiques.

Les micro-organismes utilisent et minéralisent les substances organiques apportées au cours de la pollution. Après leur transformation, ces dernières s'élimineront dans l'atmosphère.

III.2.3.4.2) Épuration biologique artificielle

Il existe différents types de procédés d'épuration par voie biologique qui font intervenir des micro-organismes en aérobie et en anaérobie. Les principaux procédés intervenant dans l'épuration biologique artificielle sont [73].

III.2.3.5) Lagunage

Il consiste à retenir les effluents dans des bassins pendant une période plus ou moins longue au cours de laquelle une succession de micro-organismes permet d'éliminer 20 à 60 kg DBO₅/hectare /j. Dans le cas d'une lagune non aérée, les bassins sont de faible profondeur (0,5 à 1,2 m) et les rendements peu élevés, limités par les teneurs en oxygène, c'est pourquoi on réalise dans les lagunes aérées de profondeur de 3 à 40 mètres une aération par agitation mécanique ou par diffuseur.

III.2.3.6) Boues activées

Le procédé consiste en une agitation d'un mélange d'eau d'égout avec environ 15 % de son volume de boue liquide bactériologiquement active en présence d'oxygène atmosphérique et pendant un temps suffisant pour coaguler une grande partie de substances colloïdales, qu'une sédimentation ultérieure entraînera avec le dépôt des flocons de boues.

III.2.3.6.1) Epuration sur support

Pour le cas de l'épuration sur support celle-ci repose sur les deux principaux procédés :

III.2.3.6.2) Disques biologiques

Dans une installation d'épuration à disques biologiques, l'effluent préalablement décanté est admis dans un bassin où des disques sont partiellement immergés. Ceux-ci tournent à la vitesse de 1 à 2 tours par minute toujours dans le sens de circulation de l'eau.

Les disques sont généralement en polystyrène expansé, et ont 2 à 3 mètres de diamètre. Ils sont regroupés sur des axes et espacés de 2 à 4 cm sur chacun deux.

Lors de la décantation de l'eau, il se forme une culture biologique riche en bactéries aérobies sur les disques. Pendant l'émersion, les bactéries absorbent les matières organiques dans le décanteur secondaire, les boues déposées étant recerclées en tête de station.

III.2.3.6.3) Lits bactériens

C'est le premier procédé développé et installé en Angleterre par J. Korbe (1983) [74]. Ce traitement a pour but d'éliminer les matières organiques biodégradables et la nitrification de l'azote contenu dans une eau usée. Le procédé consiste à alimenter en eau préalablement décantée un ouvrage contenant une masse de matériaux servant de support aux micro-organismes épurateurs qui y forment un film biologique. On peut distinguer deux types de lits bactériens selon la charge, lits à faible charge et lits à haute charge. Les deux catégories se différencient par l'épaisseur de la membrane biologique qui se développe sur le matériau granulé.

III.2.4) Traitement tertiaire

Il s'agit des traitements visant à obtenir une qualité d'eau particulièrement épurée. Ces traitements consistent à éliminer les matières polluantes qui n'ont pas pu être retenues par les procédés biologiques conventionnels. Parmi ces traitements nous citerons [75] :

- ◆ la désinfection des eaux usées épurées (chlore, ozone, rayonnement ultraviolet, KMnO_4 , H_2O_2 ...)
- ◆ la coagulation, la floculation, la précipitation chimique, l'adsorption sur charbon actif.

L'épuration tertiaire n'était jusqu'à présent pratiquée que dans des cas particuliers en vue de la régénération des eaux usées.

Le choix d'un procédé de traitement des eaux usées dépendra de plusieurs critères qu'il convient de prendre en compte lors de l'étude de la station d'épuration.

Nous citerons les critères suivants :

- ◆ caractéristiques des eaux usées.
- ◆ qualité du milieu récepteur et devenir de cette eau après traitement (finalité du traitement).

- ◆ caractéristiques du terrain : situation géographique, étude topographique, disponibilité de terrains, coût d'acquisition, étude du sol etc.
- ◆ coût de l'exploitation (coût du m³ d'eau épurée).
- ◆ rendements épuratoires nécessaires.
- ◆ évolution des normes de rejet.

Pour un problème d'épuration donné, plusieurs possibilités de traitement sont possibles pour obtenir l'effluent souhaité. Le lagunage se révèle être le plus économique.

Le choix de traitement des eaux urbaines de la commune de Zeralda a été porté sur le procédé de traitement par lagunage.

IV) Traitement biologique par lagunage

Il y a des siècles que les bassins sont employés pour accumuler et traiter les déchets d'origine animale ou domestique. Cependant la pratique du traitement des eaux usées par lagunage naturel ne date que d'un siècle environ.

Les pionniers de cette technique sont les Américains, qui déjà en 1901 ont conçu leur première lagune. Le succès de ce procédé a entraîné son utilisation par plusieurs pays, avec des climats très divers [76]. En Alaska, des installations ont fonctionné à des températures de -46 °C, l'oxygénation des lagunes sous la couche de glace est assurée par des aérateurs submergés [77]. Au Canada, en 1966 il a été recensé environ 500 bassins [78]. En France, le procédé a commencé à se développer, depuis les années 60, une dizaine de lagunes a été construite (traitement principal ou tertiaire) [79].

Dans les pays maghrébins, très peu d'études y font référence. En Tunisie, le nombre de stations d'épuration s'est élevé en 1989 à vingt quatre, dont le nombre de lagunes s'élève à quatre dont sont deux aérées [80-81]. Cette technique extrêmement simple n'est malheureusement pas du tout exploitée dans notre pays. L'Algérie connaît un fort développement de petites industries dont les eaux usées, non toxiques, sont fortement chargées en matières organiques. Ces rejets, dans les conditions climatiques locales (climat méditerranéen chaud et ensoleillé) et la disponibilité de terrains, offrent de meilleures conditions pour l'application de ce procédé. A notre connaissance les travaux sur le lagunage ont été très peu étudiés [82].

IV.1) Lagunage ou épuration biologique

L'épuration par lagunage consiste à faire séjourner pendant un temps adéquat des effluents d'eaux usées dans des étangs où la pollution est dégradée par les effets conjugués de l'activité bactérienne, l'activité photosynthétique de la lumière et de l'assimilation de substances minérales. Les effluents admis dans les étangs sont soit des :

- ◆ effluents bruts
- ◆ effluents ayant subi un prétraitement physique plus ou moins poussé (dégrillage, déshuilage, dessablage).
- ◆ effluents ayant subi un traitement physico-chimique.
- ◆ effluents ayant subi des traitements secondaires (le lagunage dans ce cas est considéré comme traitement tertiaire).

L'épuration par lagunage peut se faire :

- ♦ par voie naturelle sans consommation d'énergie autre que celle nécessaire aux éventuels relevages (lagunage naturel).
- ♦ par aération des effluents à l'aide d'aérateurs de surface qui assurent l'oxygénation du milieu (lagunage aéré).

Ce processus peut être accéléré artificiellement en favorisant le développement de bactéries.

Généralement, les lagunes sont classées en trois catégories :

IV.1.1) Lagunes aérobies

C'est un ensemble de bassins de profondeur 0,2 à 0,3 m où l'épuration des effluents est réalisée essentiellement par des bactéries aérobies, en utilisant l'oxygène fourni par l'activité photosynthétique des algues. Le maximum de rendement de croissance algale est obtenu pour 15 à 30cm. Le temps de séjour est inférieur à celui exigé dans les lagunes facultatives et anaérobies, mais la charge appliquée est faible (inférieure à 50 kg DBO₅/ habitant/j). Ce type de lagunage est limité aux traitements des eaux non toxiques pour les algues. La figure 12 représente une lagune aérobie.

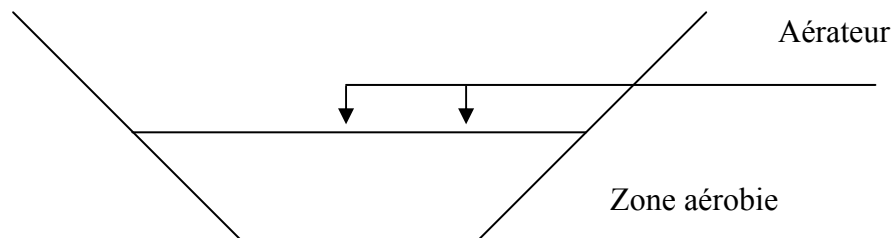


Figure12: Schéma d'une lagune aérobie

IV.1.2) Lagunes anaérobies

La profondeur des bassins varie de 3 à 4 m, le traitement est applicable pour des effluents à forte concentration. Ce type de lagunage est caractérisé par une absence d'oxygène (figure 13). La dégradation des matières organiques est assurée par des micro-organismes anaérobies. En effet comme la lumière n'atteint pas le fond de la lagune, il se crée alors des conditions anaérobies dans ce fond. La décantation et l'accumulation des boues au fond des lagunes favorisent le processus de digestion qui se traduit par la formation et le dégagement

de gaz CO_2 et CH_4 . Le lagunage anaérobie est utilisé pour le traitement des eaux usées à forte charge, allant jusqu'à 2000 kg /hab/j [83]. Ce procédé convient également pour le traitement des effluents industriels.

IV.1.3) Lagunes facultatives

Le lagunage facultatif est le résultat d'une combinaison des deux lagunages précédents. La profondeur de ces lagunes définit deux zones. La première éclairée et riche en oxygène appelée zone aérobie, de profondeur 1 à 1,5 m permet l'élimination de la matière organique qui est due à l'action des bactéries aérobies et des algues. L'oxygène nécessaire provient de la diffusion de l'air à travers l'interface gaz-liquide et de la photosynthèse des algues. Dans la seconde zone mal éclairée et plus profonde, allant jusqu'à 3 m, l'élimination de la matière organique se fait par l'intermédiaire des bactéries anaérobies et des bactéries dites facultatives (figure 13). Ce type de lagune plus répandu est en général hétérogène [84].

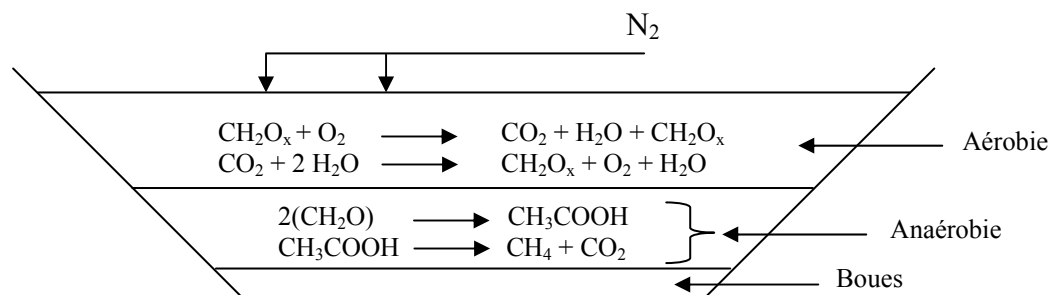


Figure13 : Schéma d'une lagune facultative

IV.2) Principe de l'épuration par lagunage

L'ensemble des phénomènes d'autoépuration s'articule autour de quatre éléments, carbone, oxygène, azote et phosphore constitutifs de la matière vivante. Le principe de lagunage représenté sur la figure 14 englobe l'interface algues-bactéries et l'évolution de ces quatre éléments (C, O, N et .P).

La réaération par le vent est faible, l'oxygène provient essentiellement de la photosynthèse, qui est faible la nuit mais augmente pendant la journée. Le carbone est essentiellement sous forme de carbone organique issu de la pollution admise. On peut aussi le rencontrer sous forme de carbone inorganique tels que, le CO_2 et les ions (CO_3^{2-} et HCO_3^-) provenant de l'atmosphère et de la dégradation du carbone organique par les bactéries.

L'azote, peut se trouver sous forme organique et sous forme de sels nutritifs tels que les ions ammonium et nitrites.

Le phosphore peut se trouver sous forme d'orthophosphates (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}) ou de phosphore organique. Ces ions participent à la synthèse de la biomasse algale. Le carbone et l'azote sont des éléments constitutifs de la biomasse, alors que le phosphore permet d'emmagasiner de l'énergie sous forme d'adénosine triphosphate (ATP) [85].

Lorsque l'oxygène vient à manquer, le système passe en anaérobiose qui se traduit par des émanations mal odorantes et des remontées de boues.

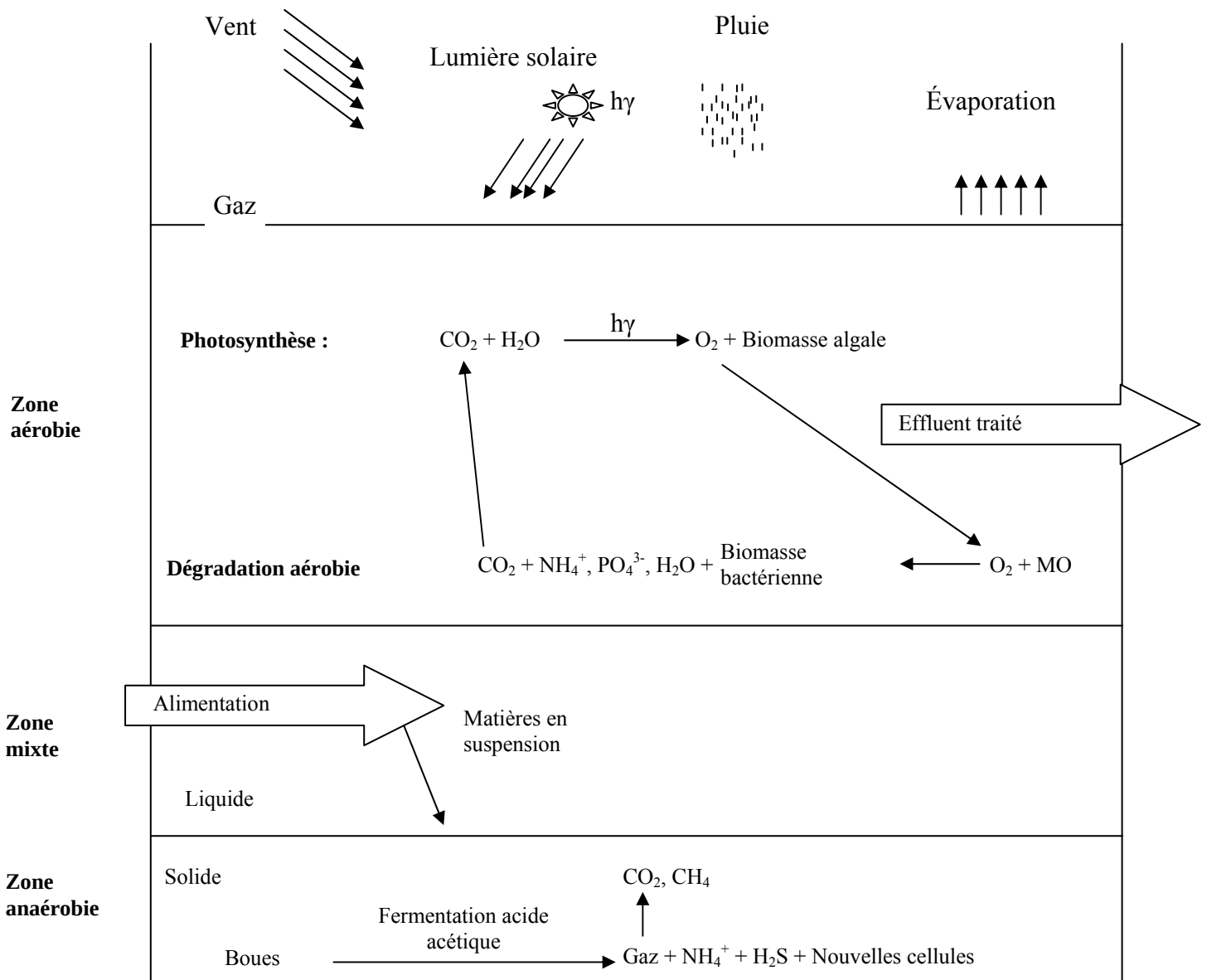


Figure14 : Principaux mécanismes mis en jeu dans une lagune.

IV.2.1) Besoins en oxygène

En ce qui concerne les besoins en oxygène, on peut considérer que la consommation en oxygène est réduite à ce qui est nécessaire pour détruire la pollution.

IV.2.2) Besoins en éléments nutritifs

Un grand nombre de micro-organismes est capable de métaboliser la matière organique et par conséquent, de conduire à l'épuration des eaux chargées en matières organiques biodégradables. Les micro-organismes qui composent la faune et la flore des

boues activées exigent comme les êtres humains, une alimentation équilibrée, c'est-à-dire répondant à une formule globale identique ou au moins très voisine de leur composition. Tous les composés azotés ne sont pas également utilisés dans la synthèse de nouvelles cellules ainsi la matière azotée se subdivise en deux catégories :

-1/3 est estimé par les végétaux

-2/3 est accumulé dans les vases.

Les besoins varient selon les micro-organismes, de 6 à 15 % pour l'azote et de 2 à 5 % pour le phosphore sur le poids sec des matières vivantes pendant la phase de croissance. Il importe donc d'assurer une alimentation suffisante en azote et en phosphore, on estime généralement que le rapport $DBO/N/P = 100/5/1$ est nécessaire au bon fonctionnement du traitement biologique [86].

IV.2.3) Production de boues

L'eau traitée contient une quantité de matières en suspension égale à la concentration de ces matières dans le bassin. Cette production de boue sera la différence entre la quantité de matières vivantes synthétisées à partir de la pollution organique et endogène des bactéries.

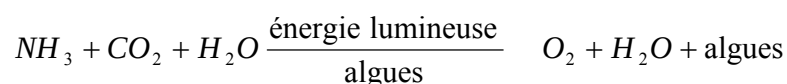
IV.3) Paramètres agissant sur le lagunage

Le traitement par lagunage dépend des paramètres climatiques, physico-chimiques et biologiques.

IV.3.1) Paramètres climatiques

IV.3.1.1) La lumière

La lumière est un facteur essentiel de la photosynthèse, elle intervient sur la production des algues. Ces dernières étant des plantes aquatiques microscopiques qui utilisent l'énergie lumineuse pour transformer le gaz carbonique, l'ammoniac et les matières minérales en de nouvelles cellules dégageant de l'oxygène selon l'équation suivante :



Les algues consomment la nuit l'oxygène nécessaire à leur survie. L'éclairement joue aussi un rôle important dans l'élimination des germes pathogènes et ce grâce aux rayons UV. D'une

manière générale, les rendements d'épuration sont fonction de la température. Ils augmentent en été et diminuent en hiver.

IV.3.1.2) La pluviométrie

Les pluies vont entraîner une modification de la répartition du temps de séjour et inévitablement du rendement épuratoire si la perturbation persiste.

IV.3.1.3) L'évaporation

Elle résulte à la fois d'une élévation de température et d'un vent de forte intensité qui va augmenter le temps de séjour, concentrer tous les contaminants dans les bassins et dérégler la quantité des effluents. L'évaporation peut être dans certaines régions très intense en période estivale (10 à 15 mm/ jour).

IV.3.1.4) Le vent

Le vent est un paramètre déterminant, car il joue un rôle important dans la répartition de la température et de l'oxygène dissous dans la tranche d'eau ainsi, il évite la stratification des eaux. En d'autres termes, le brassage crée des conditions aérobies sur toute la profondeur du bassin.

IV.3.2) Paramètres physiques

IV.3.2.1) Le potentiel d'Hydrogène

Il dépend essentiellement du système tamponné carbonaté, au cours de l'activité photosynthétique de nombreuses variations du pH sont observées. Les algues influencent la composition chimique de l'eau, car plus l'activité photosynthétique est intense, plus les pH sont basiques. Le jour, elles utilisent continuellement le CO₂ de l'eau, ce qui modifie les quantités d'acide carbonique et de bicarbonates dissous. En lagunage naturel, des valeurs du pH proches de 10 sont atteintes et les taux d'oxygène dissous les plus élevés sont enregistrés. Les valeurs de pH les plus favorables à la vie aquatique se situent entre 6,5 et 8,5[87].

IV.3.2.2) La température

La température est un facteur important qui affecte la production d'oxygène par photosynthèse d'algues et d'autres réactions biologiques, ainsi elle règle la vitesse à laquelle les divers organismes peuvent exploiter les substances nutritives et l'oxygène produit. La

température de l'eau influe particulièrement sur la sélection des espèces biologiques, entre 18 et 30°C on trouvera des diatomées, entre 30 et 35 °C des algues vertes et entre 35 à 40 °C des algues bleues (figure 15) [88].

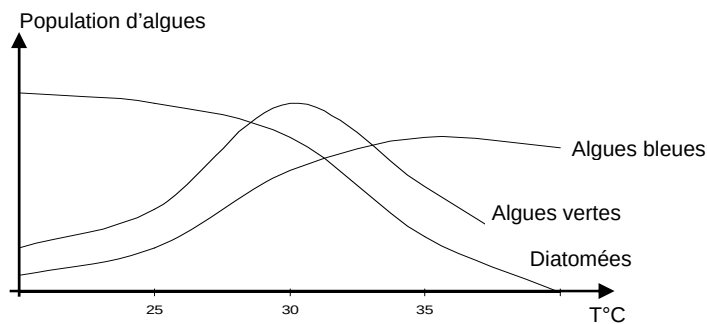


Figure 15 : L'influence de la température sur les populations d'algues.

IV.3.2.3) L'oxygène dissous

En lagunage naturel, l'oxygène est fourni par l'action photosynthétique des algues et par l'atmosphère à travers l'interface air/eau de la lagune. La concentration en oxygène dissous est plus grande pendant la journée que pendant la nuit.

IV.3.3) Paramètres chimiques

IV.3.3.1) Les nutriments

L'azote et le phosphore sont des éléments essentiels pour le développement des bactéries. Le processus biologique d'épuration par lagunage naturel permet l'élimination des matières organiques biodégradables avec production de sels minéraux. Ceci conduit au phénomène d'eutrophisation qui se manifeste par une prolifération de micro algues sous l'effet conjugué de la présence des dérivés azoté et phosphoré présents dans l'eau et de la photosynthèse due aux radiations solaires.

Actuellement, il est admis que l'élimination des nutriments est due à :

- ♦ l'assimilation par photosynthèse [89].
- ♦ la volatilisation de l'ammoniac [89].
- ♦ la précipitation avec le calcium des phosphates due à une élévation du pH provoquée par l'activité algale [89].

IV.3.3.2) Les matières azotées

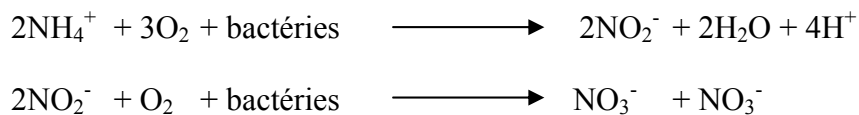
Dans les eaux usées l'azote se présente essentiellement sous forme d'azote organique (urine) et sous forme d'ions ammonium NH_4^+ . L'évolution générale de l'azote se fait selon le schéma suivant:



Les différents stades de l'évolution des formes azotées sont les suivantes :

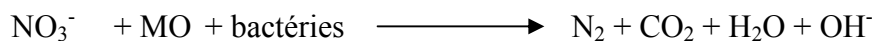
IV.3.3.2.1) La nitrification

La nitrification consiste à oxyder par l'oxygène moléculaire (O_2) les ions ammonium NH_4^+ en nitrite en présence de bactéries nitrosomonas et les nitrites en nitrates en présence de bactéries nitrobacter, selon les réactions suivantes [90] :



IV.3.3.2.2) La dénitrification

Au cours de cette étape les nitrates sont réduits par la matière organique (MO) principalement en N_2 (très faible proportion) et en N_2O sous l'action des bactéries pseudomonas [90].



IV.3.3.3) les matières phosphorées

Dans les eaux usées, le phosphore est présent sous forme de polyphosphates, de phosphore organique et d'orthophosphates. Les polyphosphates et le phosphore organique sont hydrolysés en orthophosphates (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} et PO_4^{3-}) sous l'action des micro-organismes. Les phosphates sont essentiellement assimilés sous la forme d'orthophosphates. Deux formes de phosphore sont concernées pour la production de matières végétales dans les bassins de lagunage : le phosphore soluble sous forme de H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} et PO_4^{3-} et le phosphore sous forme $\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$ et $\text{P}_3\text{O}_{10}^{5-}$ [91]. L'élimination biologique du phosphore fait appel à des micro-organismes en phase anaérobie. En absence d'oxygène, les cellules relâchent le phosphore dans le milieu extérieur, alors qu'en phase aérée elles l'accumulent sous forme de

polyphosphates. En période d'activité photosynthétique, le phosphore en excès sous la forme d'ions PO_4^{3-} sera relargué vers le milieu récepteur [92].

Soumises à cette alternance de phases, les boues parviennent à piéger des quantités importantes de phosphore. Le phosphore n'est donc pas détruit, il est extrait avec les boues (Caraux, 1993) [93]. Le phosphore est un élément essentiel des cellules vivantes. Dans les zones humides naturelles, le phosphore est retenu principalement sur les sédiments ou sur la tourbe, mais la capacité de stockage du sol est très inférieure à celle des écosystèmes terrestres. La plante assimile le phosphore pour ses tissus en croissance, l'exportation potentielle s'élève à 30 à 150 kgP par ha et par an (Brix et Schierup, 1989) [94].

IV.3.3.4) Le Carbone

C'est un facteur essentiel car il est à la base de la synthèse organique. Les principales sources de CO_2 proviennent :

- ♦ de l'atmosphère en faibles proportions, car sa diffusion dans l'eau est lente.
- ♦ de la respiration des organismes.
- ♦ de l'alcalinité des eaux (carbonates et bicarbonates).

Généralement, le carbone est mesuré par la DBO qui renseigne sur l'efficacité du traitement. A faible concentration, le carbone stimule la croissance algale. Au dessous d'une certaine valeur limite (105mg /L) pour les chlorella) la croissance des bactéries et celle des prédateurs inhibent la croissance des algues (Raschke, 1970) [95].

IV.3.4) Paramètres biologiques

Le lagunage est basé sur des mécanismes d'épuration naturelle où chaque organisme a un rôle à jouer tout particulièrement les bactéries et les algues qui assurent l'oxygénation de l'eau, la minéralisation et la production d'une chaîne alimentaire.

IV.3.4.1) Les bactéries

Les bactéries aquatiques sont extrêmement diverses et variées, la majorité d'entre elles sont hétérotrophes pour le carbone. Celles qui interviennent dans l'épuration des eaux usées appartiennent à plusieurs types respiratoires :

- bactéries aérobies strictes ou facultatives, parmi elles, les pseudomonadacées et les bactériacées.
- bactéries aérobies strictes telles que celles qui interviennent dans le cycle d'azote : nitrosomonas et nitrobacter.

-bactéries aérobies strictes ou facultatives rodobacter et sulfito-réductrices.

IV.3.4.2) Les algues

Elles sont classées dans l'embranchement des thallophytes, elles n'ont ni tiges, ni feuilles, ni racines; leur prolifération est liée à la température, la profondeur et les éléments nutritifs présents dans l'eau. Les espèces rencontrées dans les bassins de stabilisation sont représentées essentiellement par des algues microscopiques mono ou pluricellulaires (cynophycées, algues vertes, diatomées). Elles se succèdent selon les saisons et appartiennent à deux classes euglenophycées qui occupent les eaux les plus chargées et les chlorophycées qui se trouvent lors de la diminution de la matière organique dans les eaux. Les algues utilisent 10 à 20 fois plus de phosphore que d'azote [96].

IV.3.4.3) Le zooplancton

Le zooplancton a un rôle essentiel dans le fonctionnement des lagunes. Les principaux organismes sont les protozoaires, les rotifères, les copépodes et les cladocères. Les protozoaires tels que les amibes, ciliés, flagelles, sont des prédateurs qui vivent en anaérobiose dans les zones très oxygénées d'où la présence de colifères, moustiques [97].

IV.3.4.4) Le phytoplancton

Le phytoplancton est sous forme d'algues microscopiques mono ou pluricellulaires (1μ à 500μ de taille environ). Les variations climatiques et la charge ont un effet déterminant sur la composition et la succession des peuplements planctoniques. Des écosystèmes typiques, relativement peu diversifiés (caractérisés par quelques espèces planctoniques) se succèdent selon les saisons. Ils appartiennent essentiellement à deux classes :

- les euglenophycées et les chlorophycées (Steiner, 1982), (Barbe, 1981), (Drakides, 1983), (Barbe et Steiner, 1987) [98-101]. Les premiers travaux faisant état des algues planctoniques en liaison avec la qualité de l'eau remonte dans les années soixante [102].

Les chlorophycées (chlorococcales et volvocales) théoriquement moins hétérotrophes que les eugléniens apparaissent lorsque la concentration en matière organique diminue (Barbe, 1981).

Lors d'une étude portant sur le suivi du lagunage en France [103], les résultats ont montré que la dominance des eugléniens est significative lorsque le milieu est fortement chargé, ce qui est

normal pour un bassin de décantation (bassin de tête) mais pas pour les autres. Par contre, la dominance d'algues vertes (chlorella, micractinées, etc.) correspond à une situation normale [103-104].

IV.3.4.5) Mécanismes mis en jeu

Dans le traitement par lagunage se développent bactéries, algues et zooplancton, cette diversité de peuplements est loin d'être simple. De nombreux phénomènes restent encore inexpliqués et d'autres sont méconnus. Les principaux mécanismes mis en jeu (Oswald, 1968) [105] sont portés dans la figure 16. L'essentiel du traitement semble s'effectuer au sein de la phase aqueuse composée de deux zones (aérobiose et anaérobiose).

En anaérobiose la phase aqueuse est soumise à l'action des sédiments qui piègent ou relarguent les nutriments, comme ils interviennent aussi dans le processus de dénitrification.

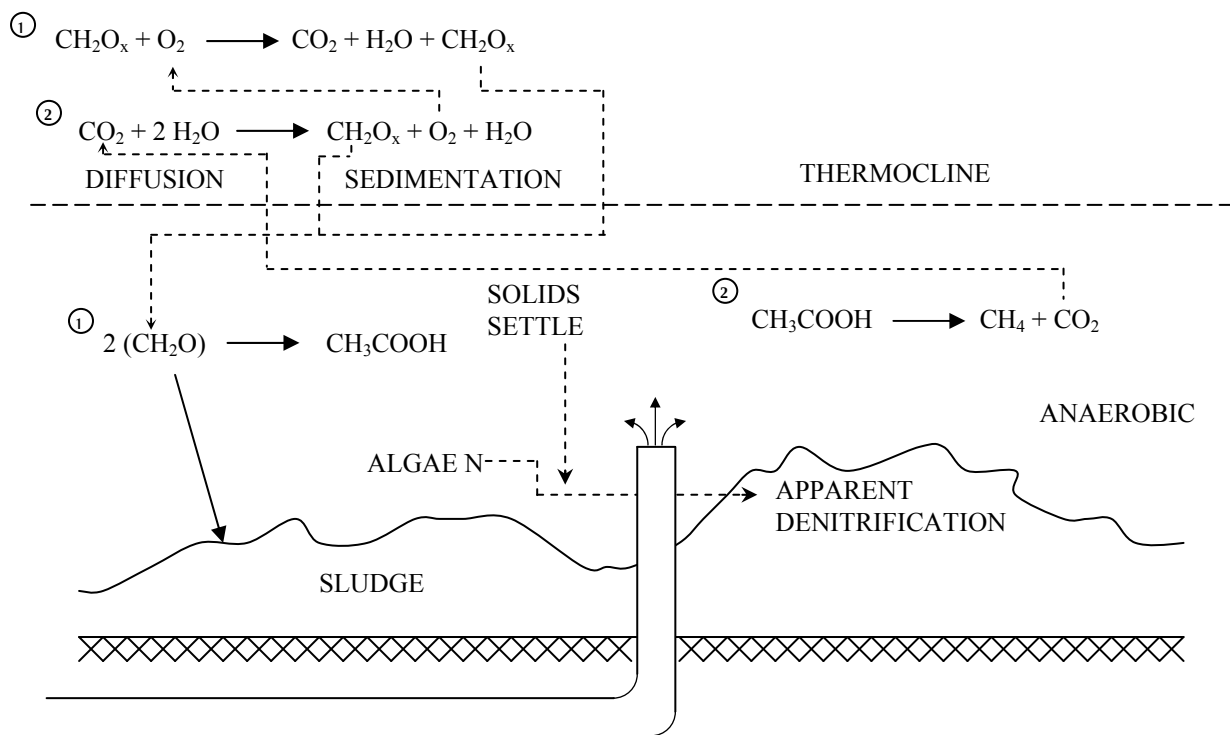


Figure 16 : Principaux mécanismes mis en jeu (Oswald).

La figure 17 représente l'essentiel des mécanismes qui interviennent dans le traitement par lagunage et les différentes transformations que subissent les nutriments [85].

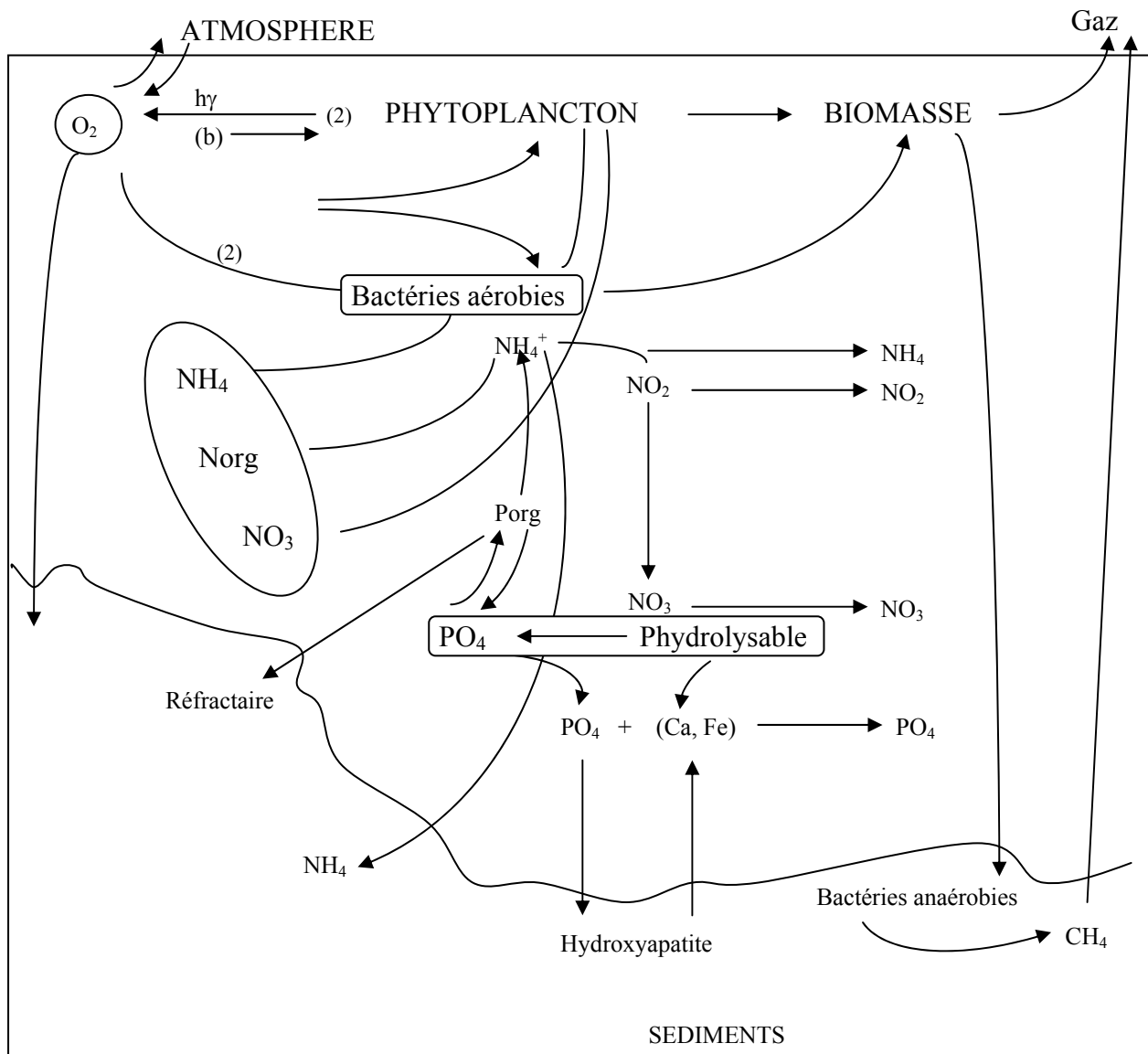


Figure 17 : Principaux mécanismes mis en jeu dans le traitement par lagunage.

IV.3.4.6) Les organismes pathogènes

Les eaux usées transportent non seulement des matières polluantes mais aussi des germes pathogènes provenant d'individus malades, des porteurs sains et des convalescents.

Le tableau 12 résume les principaux agents pathogènes présents dans l'eau usée ainsi que les maladies qu'ils provoquent [105].

Agents pathogènes	Maladies
Bactéries: • Vibrio cholerae • Escherichia coli (serotypes pathogènes) • Salmonella typhi • Shigella dysenterias Protozoaires : • Entamoeba histolitica Helminthes : • Fasciolopsis buski (parasite intestinal) Virus • Inconnu	➤ Choléra ➤ Gastro-entérite ➤ Fièvre typhoïde ➤ Shigellose (dysenterie bacillaire) ➤ Dysenterie amibienne ➤ Fasciolopsiase (diarrhée non dysentérique) ➤ hépatite infectieuse

Tableau 12: Les agents pathogènes présents dans l'eau.

IV.4) Les paramètres inhibant le lagunage

Les inhibiteurs et les toxiques sont des substances solides ou liquides qui perturbent le bon déroulement de la fermentation anaérobie[106] . On peut classer les composés toxiques ou inhibiteurs en trois catégories :

- composés organiques toxiques à forte dose mais biodégradables à faible concentration tels que les pesticides, les hydrocarbures et les produits organiques de synthèse (aldéhydes, phénols, produits azotés, etc.)
- métaux lourds toxiques dont le seuil toléré varie entre 1 à 5 mg/L.
- ions ammonium et chlorures peuvent inhiber l'action bactérienne. La concentration maximum admissible est de 1,6 g/L pour l'ammoniac à pH 7 et 16 g/L pour les chlorures.

IV.5) Produits issus d'un lagunage

Les produits issus d'un traitement par lagunage sont l'effluent traité et la formation de sédiments.

IV.5.1) Effluent traité

Les eaux usées issues d'un traitement biologique présentent de plus faibles concentrations en matières en suspension et en matière organique. La composition de l'effluent dépend étroitement de la nature du substrat existant. Le lagunage permet un traitement non négligeable des eaux résiduaires, soit 90% de la pollution carbonée de l'influent. Le taux de la DCO se situe entre 50 à 70% quand à celui de la DBO il est de 80 à 90%.

IV.5.2) Sédiments

La formation des sédiments est due au dépôt des matières en suspension de l'effluent ainsi qu'à la décantation du phytoplancton. La décantation des algues est favorisée par la stratification et la température. Les sédiments sont formés de matériaux abiotiques organiques et inorganiques et de biomasse diversifiée.

IV.6) Implantation d'une lagune

L'implantation d'une lagune nécessite une étude climatographique (changement de saison, variation de température et de pluviométrie) pouvant influencer sur les rendements de l'épuration. Les lagunes, qu'elles soient naturelles ou aérées, exigent une grande surface de terrain d'où la nécessité de faire une étude sur la topographie et la nature du terrain. L'installation d'un tel bassin sur terrain perméable est déconseillée.

IV.7) Avantages et inconvénients du lagunage

Le choix de la technique de lagunage comme traitement des eaux usées répond à des critères bien précis. Les avantages et les inconvénients du lagunage sont énumérés dans le tableau 13.

Avantages	Inconvénients
• Procédé rustique, absence d'électromécanique • Coût modéré des installations et peu de risque de panne • Simplicité et coût faible de fonctionnement et d'entretien • Adaptation aux terrains peu chers et imperméables • Bonne élimination de la charge organique et de la décontamination microbienne • Traitement d'eaux usées agricoles et industrielles biodégradables • Elimination de métaux lourds • Intégration facile dans le paysage et l'environnement • Possibilité d'utilisation d'effluents sortant, irrigation, pisciculture, • Récolte de la masse végétale dans les lagunes (engrais)	• Emprise au sol importante • Pas de réglage possible dans les solutions traditionnelles • Fortes concentrations résiduelles (matières en suspension minimales 40 mg à 50 mg par litre) dans les conditions courantes • Performances variables selon les saisons • Nécessité de planifier l'entretien • Rejets d'algues peu compatibles à certains milieux récepteurs fragiles

Tableau 13 : Avantages et inconvénients du lagunage

IV.8) Conclusion

L'étude bibliographique a révélé que le lagunage naturel est caractérisé par une succession de peuplements planctoniques, qui à l'instar des autres composantes biotiques, exercent une action en retour sur le milieu qui les abrite [107]. Ils influencent sur les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques. Cette activité planctonique intervient de manière efficace dans le processus épuratoire. Les sédiments formés sont fonction de la nature de l'effluent, de la charge d'entrée et de l'écosystème planctonique. Les bassins de stabilisation présentent des avantages économiques importants par rapport aux autres procédés de traitement des eaux usées municipales et industrielles, bien qu'ils nécessitent plus d'espaces que la plupart des autres installations.

Chapitre 3 :

Evaluation de la charge polluante

Des évaluations quantitative et qualitative de la charge polluante issue des rejets d'eaux ont été effectuées dans la région de Zéralda. Cette troisième partie est composée des caractéristiques de la zone d'étude et des résultats d'analyse des rejets d'eaux.

I.)Zone d'études

I.1) Baie de Zéralda

La région de Zéralda située sur la côte méditerranéenne constitue le site de notre étude. C'est une zone à vocation touristique et agricole, sa frange côtière est soumise principalement aux rejets urbains et aux rejets provenant des complexes touristiques. Ces effluents déversés dans le milieu récepteur sans aucun traitement préalable, s'accroissent pendant la période estivale. A ces rejets s'ajoutent les effluents véhiculés par les oueds qui traversent les centres urbains et qui se déversent en mer drainant les eaux de ruissellement des terres agricoles, des effluents urbains et industriels. En plus de ces activités, les oueds entraînent vers la mer, une partie des eaux usées de Blida. Trois oueds se déversent dans cette baie.

I.2) Caractérisation de la zone d'étude

Dans le but de caractériser la zone d'étude, l'utilisation de cartes topographiques[108] et de cartes telles que celles de la géologie, géomorphologie et l'agglomération du bassin versant de l'oued Mazafran ont été nécessaires ainsi que les données hydrodynamiques de l'oued Mazafran[22, 109]. Le choix des points de prélèvements est basé sur les critères suivants :

- importance de la population agglomérée.
- présence d'implantations industrielles.
- présence de surfaces agricoles.
- prise en considération des principaux oueds se déversant dans l'oued du Mazafran.

I.3) Choix des sites

Le choix est fait dans le but de suivre l'évolution de la pollution physico-chimique dans les principaux oueds du Bassin Mazafran et l'influence des différents rejets domestiques et industriels. Nous avons tenté de couvrir la totalité du bassin versant en choisissant neuf sites la mer, l'estuaire, l'exutoire du collecteur principal et 6 endroits des oueds (Bourroumi, Djer, Chiffa et Mazafran). Les points des prélèvements choisis sont représentés sur les figures (18-26).

Les points de prélèvements notés P ont été effectués en 6 endroits différents au niveau de ;

- oued Mazafran (3 prélèvements, P1, P2 et P3).
- oued Djer(1 prélèvement, P4).
- oued Bourroumi(1 prélèvement ,P5).
- oued Chiffa(1 prélèvement, P6).

Les oueds, Bourroumi, Chiffa et Djer se rejoignent au niveau de l'oued Mazafran (P3). Ces oueds sont soumis aux rejets urbains et à l'influence des activités industrielles. Ils rassemblent les eaux résiduaires domestiques drainées par plusieurs secteurs et les déchets des industries agro-alimentaires et des industries de textile et cuir etc. Ces déchets changent les caractères écologiques et physico-chimiques des oueds et l'eau de mer.



Figure 18 : Vue de l'exutoire (S1)



Figure 19: Vue de l'estuaire

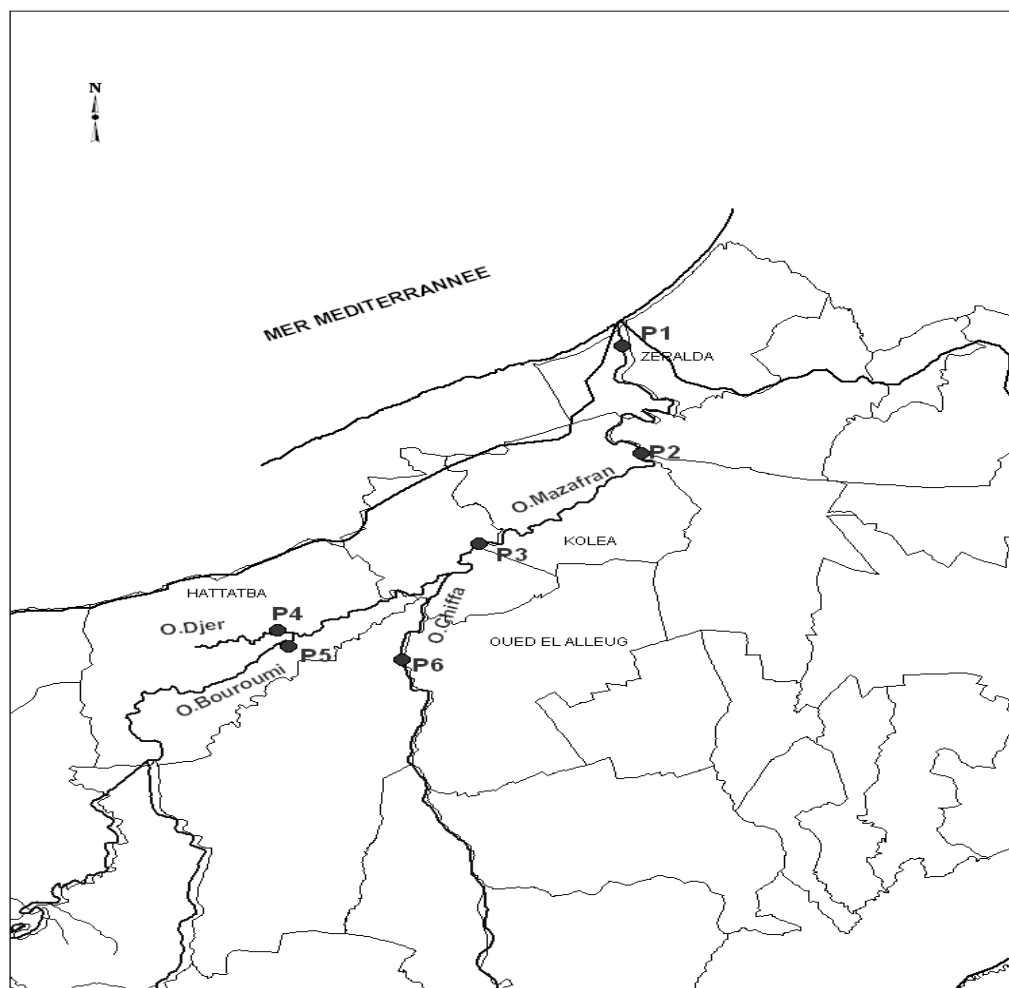


Figure 20 : Répartition spatiale des points de prélèvement des 4 oueds.



Figure 21: Oued Mazafran (P1, S2).



Figure 22: Oued Mazafran (P2, S3).



Figure 23: Oued Mazafran (P3, S4).



Figure 24: Oued Djer (P4, S5)



Figure 25: Oued Bouroumi (P5, S6).



Figure 26: Oued Chiffa (P6, S7).

II) Caractéristiques de la zone d'étude

II.1) Caractéristiques écologiques

Les caractéristiques écologiques des oueds (Bourroumi, Chiffa, Djer et Mazafran), des 6 sites (S2, S3, S4, S5, S6, et S7) où a lieu les 6 prélèvements (P1, P2, P3, P4, P5 et P6) sont regroupés dans les tableaux 14 et 15.

Au niveau des 3 sites de l'oued Mazafran, le sol humide est à texture sablo limoneuse à sablo argilo limoneuse pour les sites 1 et 2 et sol nu pour le site 3. La végétation se trouve à 3 niveaux différents ; pelouse (strate1), maquis (strate 2) et maquis arboré (strate 3). La végétation au niveau du site 3 est inexistante pour la strate 2. Le couvert végétal amorti le choc des précipitations sur le sol et freine efficacement leur action érosive.

Au niveau des 3 sites des oueds, Bourroumi, Chiffa et Djer, le sol est à texture limono argilo sableuse pour les sites 1 et 2 et à texture sablo limoneuse pour le site 3. La végétation au niveau du site 3 est inexistante pour les strates 1 et 2.

Points de prélèvements (O.Mazafran)		P1 (1 Km de la mer)	P2 (Maktaâ kheira)	P3 (Barbassa)
Nature du sol		Sol humide à texture sablo limoneuse	Sol humide à texture argilo limoneuse	Sol humide terrain nu avec une pelouse discontinue (10% de recouvrement)
Végétation	Strate 1	<i>Aruqndo donax</i> <i>Galactitèse tomontosa</i> <i>Plantago lontiolata</i> <i>Echium</i> <i>Anacyclus</i> <i>Kundmania sp</i> <i>Arum italicum</i> <i>Oxalis cernua</i>	<i>Poa pratinsis.</i> <i>Poa anua.</i> <i>Cynodon dactylon.</i> <i>Imexe</i> <i>Stellaria medea.</i> <i>Monta sp.</i> <i>Oxalis pescapré.</i> <i>Tamarix afrina.</i>	<i>Monta sp</i> <i>Cynodon dactylon</i> <i>Poa pratinsis</i> <i>Marubium</i> <i>Cylastium</i> <i>glomeratum</i> <i>Rumex piperita</i>
	Strate 2	<i>Cylibom marianum</i> <i>Juncus</i> <i>Borago officinals</i> <i>Anagalis arvensis</i> <i>Oxalis cernua</i> <i>Galactites tomentosa</i> <i>Ranonculus</i> <i>macrophyllus</i> <i>Ricinus communis</i>	<i>Arundo donax</i> <i>Eucalyptus</i> <i>globulus</i> <i>Nicocyana gloca</i> <i>Oxalis</i> <i>Ranonculus</i> <i>conferscleratum</i> <i>Malva sylvestris</i>	
	Strate 3	<i>Arundo donax</i> <i>Eucalyptus globulus</i> <i>Ricinus communis</i> <i>Oxalis cernua</i> <i>Lotus</i> <i>Ranonculus</i> <i>macrophyllus</i> <i>Cynoglossum</i> <i>creticum</i> <i>Lotus conferidulus</i>	<i>Tamus communis</i> <i>Ricinus communis</i> <i>Acacia oridus</i> <i>Nicocyana gloca</i> <i>Cylibom marianum</i> <i>Sonchus arvensis</i> <i>Kinopodium</i> <i>vulgaria</i>	<i>Populus alba</i> <i>Olea europea</i> <i>Eucalyptus</i> <i>globulus</i> <i>Juncus</i> <i>Sylcia crutica</i>

Tableau 14 : Répartition de la végétation de l'oued Mazafran.

Points de prélèvements		P4 (oued Djer)	P5(oued Bourroumi)	P6 (oued Chiffa)
Nature du sol		Sol à texture limono argilo sableuse à limono sablo argileuse,	Sol à texture limono argilo sableuse avec une pelouse basilique	Sol à texture sablo limoneuse Beaucoup de cailloux et de gravier Sol nu avec végétation très dégradée et dénudée,
Végétation	Strate 1	<i>Typha latifolia</i> et roseau immergent dans l'oued couvrant presque sa totalité .il y a aussi L'orme <i>Rumex nigrum</i> <i>Eucalyptus globulus</i>	<i>Juncus</i> <i>Kilcoscoline</i> <i>Anacyclus clavatus</i> <i>Rumex nigrum</i> <i>Anagallis arvensis</i> <i>Poa annua</i> <i>Tamaris inf 1</i>	
	Strate 2	<i>Populus alba</i> <i>Rubia peregrina</i> <i>Urtica urens</i> <i>Urtica dioica</i> <i>Urtica membranacea</i> <i>Galactites tomentosa</i> <i>Malva sylvestris</i>	<i>Arundo donax</i> <i>Acacia oroidus</i> <i>Nicotiana glauca</i> <i>Populus alba</i> <i>Ricinus communis</i> <i>Eucalyptus globulus</i>	
	Strate 3	<i>Calandula arvensis</i> <i>Asparagus acutifolius</i> <i>Tamus communis</i> <i>Lavatera</i> <i>Borago officinalis</i> <i>Ordeum murinèum</i> <i>Sisymbrium</i> <i>Cylibom marianum</i> <i>Cynoglossum criticum</i>	<i>Arundo donax</i> <i>Acacia oroidus</i> <i>Nicotiana glauca</i> <i>Populus alba</i> <i>Ricinus communis</i> <i>Eucalyptus globulus</i>	<i>Rumex nigrum</i> <i>Poa pratensis</i> <i>Cynodon dactylon</i> <i>Chenopodium</i>

Tableau 15 : Répartition de la végétation des oueds Bourroumi, Djer et Chiffa.

II.2) Caractéristiques physico-chimiques des eaux

Le suivi de la qualité des eaux résiduaires de la région a porté sur les différents sites. Des précautions importantes ont été prises pour assurer la fiabilité des mesures. La campagne de mesures a porté sur tous les paramètres physico-chimiques de pollution.

II.2.1) Analyses

Des analyses physico-chimiques des eaux usées ont été réalisées afin de déterminer et d'estimer quantitativement et qualitativement les paramètres de pollution. Ces derniers sont classés comme suit :

- paramètres descriptifs du milieu tels que température, pH, conductivité, oxygène dissous et turbidité.
- paramètres descriptifs des charges organiques telles que MES, MVS, DBO₅ et DCO.
- paramètres descriptifs du comportement des sels nutritifs tels que les ions NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , et PO_4^{3-} .

Les paramètres physico-chimiques des échantillons ont été déterminés selon les normes AFNOR (Tableau 16) [110-112].

Paramètres	Méthode utilisée	Normes
Demande biologique en oxygène (D.B.O ₅)	Manométrique	T90.008
Demande chimique en oxygène (D.C.O)	Dichromate de potassium	T90.103
Matières en suspension (M.E.S)	Filtration	T90.101
Matières volatiles (M.V.S)	Calcination	T90.105
Azote ammoniacal (NH_4^+)	Spectrophotométrie Nessler	T90.105
Nitrates (NO_3^-)	Spectrophotométrie salicylate de sodium	T90.113
Nitrites (NO_2^-)	Spectrophotométrie Zambelli	T90.113
Orthophosphates (PO_4^{3-})	Spectrophotométrie acide ascorbique	T90.009

Tableau 16: Méthode et normes utilisées pour l'analyse des paramètres.

II.2.2) Paramètres mesurés et analysés

Les valeurs obtenues pour chacun des points de prélèvement correspondent à la moyenne de plusieurs analyses effectuées à des intervalles réguliers. Les grandeurs mesurées

in situ sont la température (T), la conductivité électrique (C), le potentiel d'hydrogène (pH) et la turbidité (Tu).

II.2.3) Prélèvements

Les prélèvements des eaux résiduaires de la région de Zeralda sont effectués une à deux fois par semaine. L'échantillon du prélèvement est mis dans un flacon en verre foncé fermé hermétiquement par la suite pour éviter tout risque de contamination bactériologique et tout contact avec l'air. Il est à noter que l'échantillon doit être représentatif du site.

II.2.4) Mode de prélèvements

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération très délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté. Il conditionne largement les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée. L'échantillon doit être homogène, représentatif et récupéré sans modifier les caractéristiques physico-chimiques de l'eau.

Certains paramètres peuvent évoluer au cours du transport des échantillons vers le laboratoire, il est nécessaire de noter le pH, la température et la conductivité in situ.

Les analyses des paramètres évolutifs tels que : les M E S, la DBO₅ sont effectuées en respectant les délais de conservation (Tableau 17).

Paramètres	Conservateur utilisé	Température de conservation	Mesuré avant
MES (mg/L)	//	//	6heures
DCO (mg/L)	2mg/l H ₂ SO ₄	4°C	24heures
DBO (mg/L)	//	4°C	6heures
Phosphates (mg/L)	40mg/l de HgCl ₂	4°C	24heures
Nitrates (mg/L)	40mg/l de HgCl ₂	4°C	6heures
Sulfates (mg/L)	//	4°C	6jours

Tableau 17 : Conservation des échantillons.

II.3) Analyse des eaux de la région de Zéralda

Dans le but d'évaluer le degré de pollution des eaux de la région de Zeralda, des analyses physico-chimiques d'un ensemble de paramètres préalablement choisis en fonction des rejets (urbains, agricoles et industriels) ont été effectués

III) Résultats des analyses

III.1) Caractères organoleptiques

Les caractères organoleptiques représentent la couleur et l'odeur d'une eau.

III.1.1) Couleur

La coloration d'une eau est dite vraie ou réelle lorsqu'elle est due aux seules substances en solution. Elle est dite apparente quand les substances en suspension y ajoutent leur propre coloration. Il n'y a pas de relation entre la couleur et la quantité de matières organiques, lesquelles peuvent être colorées [113].

L'observation des eaux du bassin versant de l'oued Mazafran, durant deux périodes à régimes pluviométriques différents a montré que la couleur marron est appréciable en hiver suite aux précipitations, alors que la couleur noire des oueds est caractéristique de la période sèche.

III.1.2) Odeur

L'odeur est liée à la présence de plusieurs constituants elle est le signe d'une décomposition des matières organiques et varie en fonction du degré de pollution des sites (tolérable ou mauvaise). Le site 4 présentait une odeur de volailles (dindes).

III.2) Paramètres physiques

Les résultats obtenus lors des analyses sont portés en Annexe (tableau III) et illustrés par les figures allant de 27 à 57. Les résultats obtenus conduisent aux remarques suivantes :

III .2.1) Température

La température est une caractéristique physique importante qui influence la solubilité des sels et constitue un facteur régulateur dans le fonctionnement de l'écosystème aquatique. Les variations importantes de la température affectent également tous les processus biologiques ainsi l'activité de ces processus se situe entre 25 et 30°C.

La figure 27 représente les variations de la température en fonction du temps. Les températures notées entre la première semaine et la septième semaine varient entre 14 à 28°C soit une moyenne de 21,88°C et un écart type de 3,85. Cet intervalle de température favorise la croissance des bactéries intervenant dans l'auto-épuration des eaux usées.

III.2.2) Potentiel d'Hydrogène (pH)

Le pH est l'un des paramètres qui constitue la base d'une analyse physico-chimique d'une eau. Le pH dépend de la teneur du dioxyde de carbone provenant de l'atmosphère. Les variations du pH traduisent les résultats des actions biologiques des phénomènes thermiques et chimiques qui ont lieu dans l'eau [114].

La figure 28 représente le pH mesuré à chacun des prélèvements effectués pendant 7 semaines au niveau de la mer, estuaire et exutoire. Pour les 3 prélèvements le pH varie entre 6,9 et 8,5 soit une moyenne de 7,71 et un écart type de 0,63. Le pH de l'estuaire est inférieur aux pH de la mer et de l'exutoire. Le pH de l'eau de mer est légèrement alcalin (8,2). Les valeurs de pH de l'exutoire se situent dans la bonne gamme d'activité des micro-organismes et sont favorables à un traitement biologique

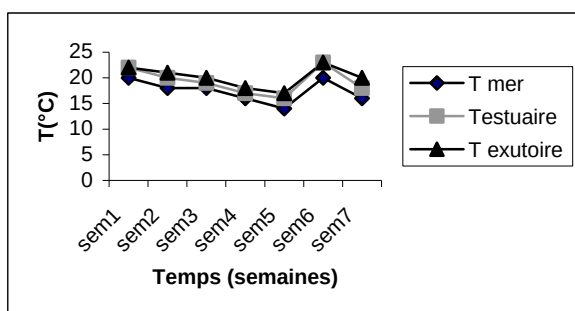


Figure 27 : Variation de la température en fonction du temps.

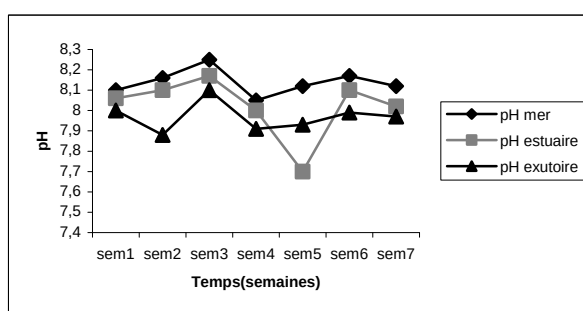


Figure28 : Variation du pH en fonction du temps

III.2.3) Conductivité électrique

Elle est liée étroitement à la concentration ionique et à la nature des substances dissoutes. La figure 29 représente les variations de la conductivité électrique des eaux de mer, estuaire et exutoire en fonction des différents prélèvements effectués une fois par semaine.

Les valeurs des conductivités électriques de l'exutoire varient de 1400 entre 1800 mS/cm et avec une moyenne de 1600mS/cm et un écart type de 130, 38 .

Les valeurs des conductivités électriques correspondant aux prélèvements des premières semaines sont inférieures à celles des trois dernières semaines pour les 3 sources d'eau. La conductivité électrique relative à l'eau de mer est légèrement supérieure à celles des eaux de l'estuaire et de l'exutoire. Cette variation est due au milieu plus ionique de l'eau de mer.

III.2.4) Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension dans les eaux résiduaires contiennent des matières minérales et organiques leur diamètre est supérieur à 0,45µm.

Les matières en suspension réduisent la transparence de l'eau et par conséquent la production photosynthétique. Des teneurs élevées en MES peuvent empêcher la pénétration de la lumière, diminuer l'oxygène dissous, limiter le développement de la vie aquatique et créer des déséquilibres entre diverses espèces. Les MES peuvent être responsables de l'asphyxie des poissons par colmatage. Ces matières en suspension sont susceptibles d'être éliminées par sédimentation. Les matières en suspension proviennent des rejets industriels et urbains, des décompositions animale et végétale, mais aussi de l'altération du sol suite aux conditions du milieu (facteurs biotiques et abiotiques).

La détermination des matières en suspension a été effectuée par filtration de l'eau à analyser.

Leur concentration est exprimée par la relation suivante :

$$MES = ((M1-M0) \times 1000) / V$$

M1 : masse du papier filtre après utilisation (mg)

M0 : masse du papier filtre avant utilisation (mg)

V : volume d'eau utilisé (ml)

Les eaux urbaines de la région de Zeralda véhiculent une quantité importante de matières en suspension.

Les MES varient entre 180 et 300mg/L avec une moyenne de 255, 2 mg/L et un écart type de 82,99 (figure 30).

Cette concentration des MES reste largement éloignée de la norme des rejets (30mg/L), ce qui nécessite un traitement pour ces eaux.

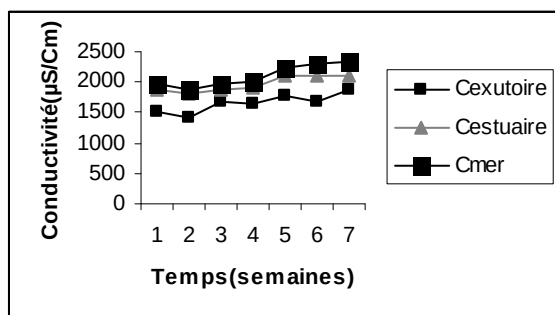


Figure29 : Variation de la conductivité en fonction du temps

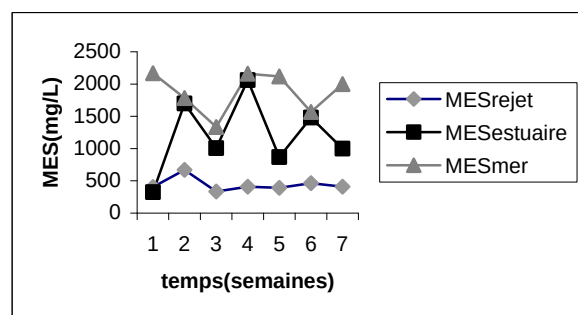


Figure30 : Variation des MES en fonction du temps

III.2.5) Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) correspond à la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation de la matière organique. Elle permet d'évaluer la quantité totale de la pollution organique. L'oxydation est réalisée par le dichromate de potassium en milieu acide en présence d'un catalyseur. Ce dosage s'effectue dans l'intervalle de température 140 -150°C pendant deux heures. La quantité de réactif consommé pour l'oxydation des matières organiques présentes correspond à la DCO

La DCO est représentée par la formule suivante [115-116] :

$$DCO = 8000N (V_1 - V_2)/V$$

N : normalité de la solution de sulfate de fer et d'ammonium (0,26N).

V₁: volume de la solution de sulfate de fer et d'ammonium pour titrer l'échantillon à blanc (ml)

V₂ : volume de la solution de sulfate de fer et d'ammonium pour titrer l'échantillon (ml).

V : volume de la prise d'essai (ml).

Les valeurs de la DCO varient entre 120 et 650 mg/L pour les eaux de l'exutoire avec une moyenne de 185,91 et un écart type de 26,87

Cette valeur de la concentration de la DCO est supérieure à la norme de rejet d'une eau usée 120mgd'O₂/L.

Les variations de la demande chimique en oxygène des eaux de mer, estuaire et exutoire sont représentées par la figure 31. Les valeurs de la demande chimique en oxygène correspondant aux prélèvements des 3 premières semaines sont inférieures à celles des 4 dernières semaines pour les 3 sources d'eau. La demande chimique en oxygène relative à l'eau de l'exutoire est légèrement supérieure à celles des eaux de l'estuaire et de la mer.

III.2.6) Demande Biochimique en Oxygène (DBO₅)

La demande biochimique en oxygène consiste à mesurer la consommation d'oxygène d'un échantillon d'eau maintenu à l'obscurité, à température constante (20°C), pendant 5 jours. La consommation en oxygène observée est due à l'action de la dégradation des matières organiques exercée par les micro-organismes présents dans l'eau.

La méthode consiste à mettre l'échantillon d'eau dans un DBO-mètre, qu'on laisse incuber pendant 5 jours à 20°C. Par convention la DBO₅ est exprimée en mg d'oxygène par litre (mg d'O₂/L) pour une durée de 5 jours à 20°C.

La figure 32 représente les variations de la demande biologique en oxygène des eaux de mer, estuaire et exutoire en fonction des différents prélèvements. Les valeurs de la demande biologique en oxygène correspondant aux prélèvements des premières semaines sont supérieures à celles des trois dernières semaines pour les 3 sources d'eau. La demande biologique en oxygène relative à l'eau de l'estuaire est largement supérieure à celles des eaux de mer et de l'exutoire.

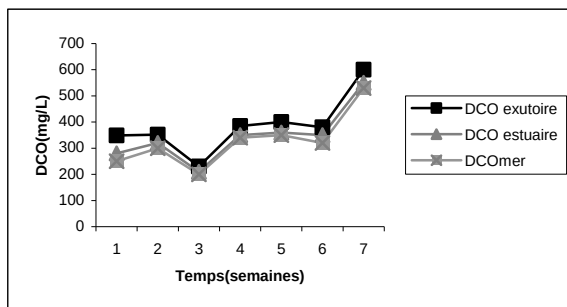


Figure 31 : Variation de la DCO en fonction du temps

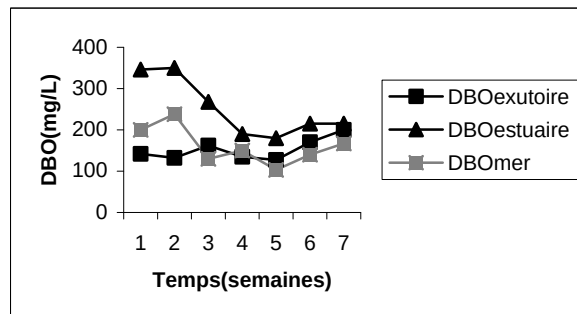


Figure 32 : Variation de la DBO en fonction du temps

III.2.7) Nitrates (NO_3^-)

Les sources de rejets des nitrates provenant de l'oxydation des composés azotés sont les aérosols, les fertilisants et les effluents de certaines industries alimentaires. Les nitrates sont aussi largement utilisés comme agent oxydant dans l'industrie chimique.

Les nitrates sont l'un des éléments nutritifs majeurs des végétaux. Leur présence associée aux autres éléments nutritifs, stimule le développement de la flore aquatique [117].

Si les composés à base d'azote ne sont pas assimilés par les plantes, ils peuvent alors s'infiltrer dans les nappes souterraines.

Les analyses des nitrates représentées sur la figure 33 montrent que la concentration en ions NO_3^- pour l'exutoire est supérieure aux eaux de mer et de l'estuaire. Les valeurs des concentrations en ions nitrates des 3 sources d'eau ne dépassent pas la norme qui est de 40-50mg/L. Les nitrates ont été dosés par spectroscopie UV, ils ont été déterminés par la méthode au salicylate de sodium, en présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitro salicylate de sodium, de coloration jaune.

III.2.8) Azote Ammoniacal (NH_4^+)

Une forte concentration d'azote ammoniacal indique généralement une récente contamination par les matières organiques en décomposition.

L'ion ammonium provient de la décomposition des protéines et de l'urée par les bactéries, des rejets agricoles et des rejets industriels particuliers. Pour une concentration supérieure à 0.2mg/L, l'ion ammonium est extrêmement toxique pour les mammifères.

L'azote ammoniacal est déterminé par spectroscopie UV, par la méthode de Nessler.

Le réactif de Nessler (iodo-mercure de potassium alcalin) en présence d'ions ammonium est décomposé avec formation d'iodure de dimercuriammonium, permet le dosage des ions ammonium [112].

La figure 34 représente les variations de l'azote ammoniacal des eaux de mer, estuaire et exutoire en fonction des différents prélèvements.

Les résultats des dosages de l'azote ammoniacal effectués à des intervalles de temps réguliers (un prélèvement/semaine) montrent que les valeurs des concentrations de l'eau de mer sont supérieures à celles de l'estuaire et de l'exutoire. Les valeurs des concentrations correspondant aux prélèvements des eaux de mer pour toutes les campagnes d'analyse sont supérieures à celles des autres sources d'eaux (sauf la première semaine). La teneur de l'azote ammoniacal de l'exutoire varie de 9,8 à 15mg/L, cette valeur dépasse la norme de rejet.

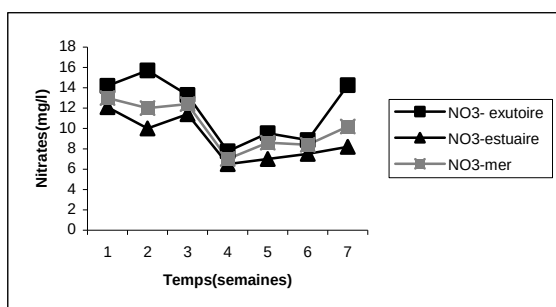


Figure 33: Variation des NO_3^- au cours du temps

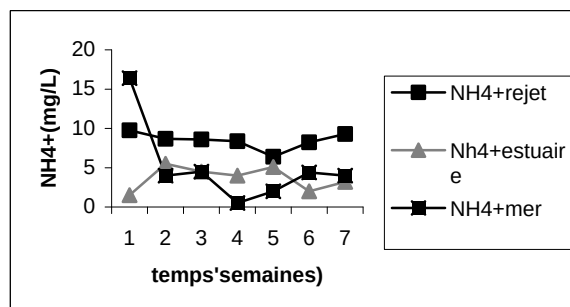


Figure 34 : Variation des NH_4^+ au cours du temps

III.2.9) Nitrites (NO_2^-)

La figure 33 représente les variations des nitrites des eaux de mer, estuaire et exutoire en fonction des différents prélèvements. Les nitrites peu stables constituant le stade intermédiaire entre les ions ammonium (NH_4^+) et les ions nitrates (NO_3^-). Ils sont peu stables et présents que lorsqu'il existe un déséquilibre au niveau de l'oxygénation ou de la flore bactérienne des milieux récepteurs.

Les nitrites sont déterminés par la méthode au réactif de Zambelli, cette méthode est appliquée pour des teneurs en ions NO_2^- supérieures à 50 $\mu\text{g/L}$.

L'acide sulfanilique en milieu chlorhydrique et en présence d'ion ammonium et de phénol, forme avec les ions NO_2^- un complexe coloré jaune dont l'intensité est proportionnelle à leur concentration. Les valeurs des nitrites correspondant aux prélèvements des 5 premières semaines diminuent puis augmentent les 2 dernières semaines. Les concentrations des nitrites des eaux de l'estuaire et l'exutoire sont supérieures à celles des trois dernières semaines pour les 3 sources d'eau. La valeur de la concentration en ions nitrites relative aux eaux de l'estuaire et l'exutoire est largement supérieure à celle de l'eau de mer. La teneur des ions nitrites varie de 3,5 à 3,91mg/L pour les eaux de rejet de l'exutoire. Cette valeur est supérieure à la norme de rejet qui est de l'ordre de 0,01mg/L.

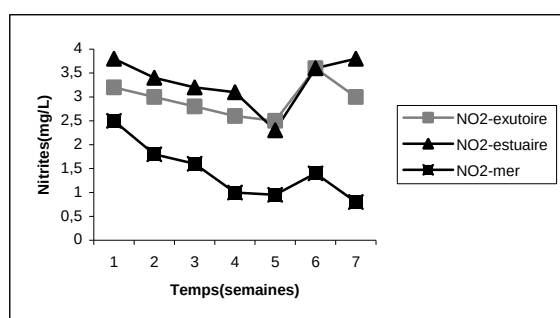


Figure 35 : Variation des NO_2^- en fonction du temps

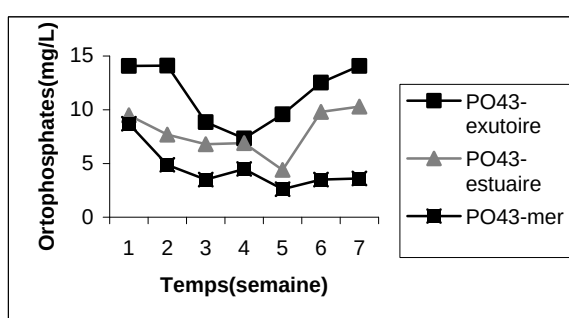


Figure 36 : Variation des PO_4^{3-} en fonction du temps

III.2.10) Orthophosphates (PO_4^{3-})

Le phosphore est un élément nutritif qui peut être dissous ou associé à des particules. Il représente l'orthophosphate (PO_4^{3-}), les phosphates combinés et le phosphore lié à la matière organique. Cette dernière fraction peut être oxydée sous forme d'orthophosphates.

La présence excessive des phosphates dans les eaux usées vient principalement de l'utilisation de détergents ainsi que du drainage des terres agricoles fertilisées. En général le phosphore n'est pas toxique pour l'homme, les animaux et les poissons mais il peut ralentir la prolifération des algues en milieu aquatique. Pour une concentration variant de 0,2 à 0,4mg/L, le phosphore est responsable d'une eutrophisation des cours d'eau.

Les orthophosphates sont dosés par spectroscopie UV (acide ascorbique). En milieu acide et en présence du molybdate d'ammonium, les orthophosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue susceptible d'un dosage colorimétrique le développement de la coloration est accéléré par l'utilisation d'un catalyseur, l'émétique, tartrate double d'antimoine et de potassium.

La figure 36 représente les variations des concentrations des orthophosphates des eaux de mer, estuaire et exutoire en fonction des différents prélèvements. La concentration des orthophosphates varie de 6,44 à 15,5 mg/L, valeur supérieure à la norme de rejet des effluents urbains qui est de l'ordre de 2mg/L. Les valeurs des concentrations des orthophosphates correspondant aux prélèvements des 4 premières semaines diminuent puis varient différemment pour les 3 dernières semaines. Les concentrations des orthophosphates des eaux de l'estuaire et l'exutoire sont supérieures à celles des eaux de mer.

III.2.11) Chlorures (Cl⁻)

Les principales sources de chlorures sont les effluents d'usines qui utilisent des agents de blanchiment et les usines utilisatrices de produits chlorés. Il est difficile de déterminer les effets toxiques des chlorures, puisque les effets observés sont le plus souvent produits par les cations qui leur sont associés [118].

Leur présence dans le sol est sous forme d'ions Chlorures. Ces derniers absorbés par les racines s'accumulent dans les feuilles, provoquant ainsi des brûlures au niveau des feuilles.

Les chlorures sont déterminés par Argentimétrie, ils sont dosés en milieu neutre par une méthode simple qui consiste à ajouter à la solution d'halogénure à doser, la solution de nitrate d'argent, le dosage est effectué en présence du chromate de potassium utilisé comme indicateur coloré. La figure 37 représente les variations des concentrations des chlorures des eaux de mer, estuaire et exutoire en fonction des différents prélèvements. Les valeurs des concentrations des chlorures correspondant aux prélèvements augmentent pour toutes les sources d'eaux avec le temps de prélèvement. Les concentrations en ions chlorures de l'eau de mer sont supérieures à celles des eaux de l'estuaire et de l'exutoire.

III.2.12) Bicarbonates (HCO₃⁻)

Le carbone est un élément qui se trouve en abondance dans les eaux usées. Il existe sous forme de carbonates ou de bicarbonates et dans les composés organiques.

Les carbonates et les bicarbonates proviennent des roches carbonatées en contact avec les nappes d'eaux. Les principales sources d'émission de bicarbonates dans l'environnement sont les effluents industriels [119].

Les bicarbonates sont neutralisés par l'acide chlorhydrique en présence de l'indicateur coloré le méthyle orange, le test à la phénophtaléine des différents prélèvements s'est révélé négatif ce qui indique l'absence de carbonates dans les eaux usées. La figure 38 représente les variations des concentrations des bicarbonates des eaux de mer, estuaire et exutoire en

fonction des différents prélèvements. Les valeurs des concentrations des bicarbonates en fonction du temps correspondant aux prélèvements augmentent pour toutes les sources d'eaux. Les concentrations en ions bicarbonates de l'eau de mer sont supérieures à celles des eaux de l'estuaire et de l'exutoire.

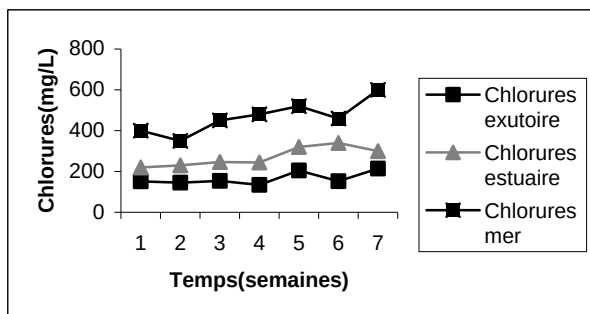


Figure 37 : Variation des concentrations des ions Cl^- en fonction du temps

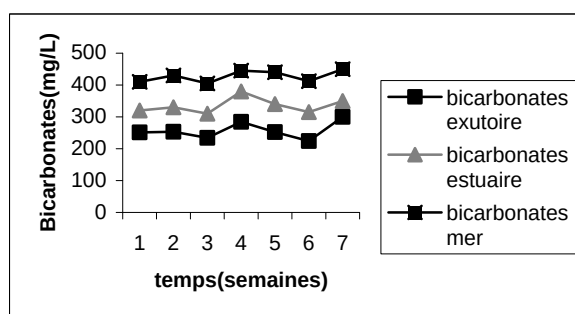


Figure 38 : Variation des concentrations des ions HCO_3^- en fonction du temps

III.2.13) Calcium (Ca^{2+}) et Magnésium (Mg^{2+})

Le calcium dans les eaux usées est associé à la présence de carbonates, sulfates et chlorures. Le calcium existe surtout à l'état de carbonates et en quantité moindre sous forme de sulfates, de chlorures. Le magnésium est un des éléments les plus répandus dans la nature, il constitue environ 2,1% de l'écorce terrestre.

Les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} sont dosés par complexométrie ou par spectrophotométrie de flamme. La figure 39 représente les variations des concentrations des ions calcium des eaux de mer, estuaire et exutoire en fonction des différents prélèvements. Les valeurs des concentrations des ions calcium correspondant aux prélèvements effectués diminuent les 4 premières semaines puis augmentent pour toutes les sources d'eaux. Les concentrations en ions calcium de l'eau de mer sont supérieures à celles des eaux de l'estuaire et de l'exutoire

La figure 40 représente les variations des concentrations des ions magnésium des eaux de mer, estuaire et exutoire en fonction des différents prélèvements effectués. Les valeurs des concentrations des ions magnésium correspondant aux prélèvements effectués, diminuent les 3 premières semaines puis augmentent pour toutes les sources d'eaux pour les autres semaines excepté pour l'eau de mer les deux dernières semaines elles augmentent de nouveau. La variation en $[\text{Mg}^{2+}]$ en fonction du temps est similaire pour les eaux de l'exutoire et l'estuaire,

avec une diminution de $[Mg^{2+}]$ les trois premières semaines et la sixième semaine. En revanche, la $[Mg^{2+}]$ pour l'eau de mer au-delà de la première semaine varie peu.

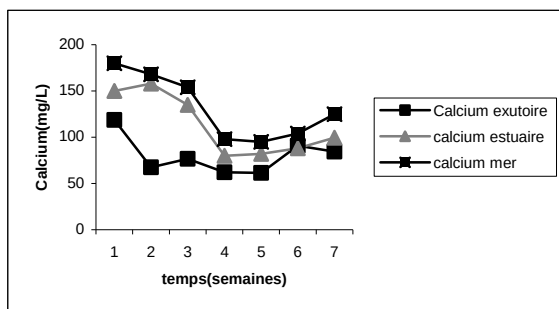


Figure 39: Variation des concentrations des ions Ca^{2+} fonction du temps

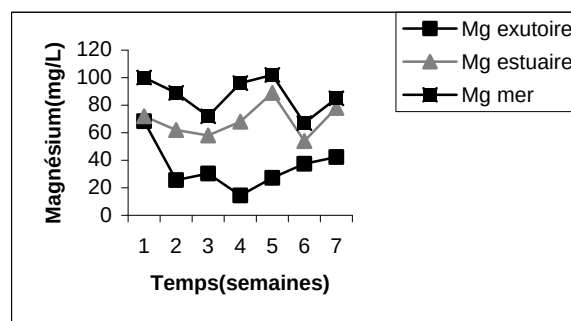


Figure 40 : Variation des concentrations des ions Mg^{2+} en fonction du temps

IV) Evaluation des paramètres physico-chimiques dans la région de Zeralda

Une évaluation quantitative des paramètres physico-chimiques des eaux usées des différents sites (S1, S2, S3, S4, S5, S6, et S7) a été réalisée. Cette évaluation a été effectuée afin d'estimer l'état de pollution des eaux superficielles de la région et de voir leur impact sur la baie de Zéralda.

IV.1) Paramètres physiques

IV.1.1) Potentiel d'hydrogène (pH)

La variation du pH en fonction des sites est représentée sur la figure 41. Le pH varie entre 6,02 et 7,93 avec une valeur moyenne de 7,21 et un écart type de 0,36. Les valeurs de pH les plus élevées sont observées pour l'oued Mazafran 1(S2) et au niveau de oued Chiffa (S7) alors que la plus faible valeur est observée au niveau de Mazafran 2(S3).

Les valeurs de pH des autres sites S1 (exutoire), S4 (Mazafran 3), S5 et S6 des oueds (Bourroumi et Djer) sont presque homogènes. L'intervalle de pH (6,02-7,93) des différents sites est peut être lié à la présence de certaines bactéries qui se reproduisent à des pH variant entre 4 et 9 telles les Escherichia Coli (E.Coli) et les Vibrio qui peuvent se développer jusqu'à un pH optimal de 9.

IV.1.2) Température (T)

La figure 42 représente la variation de la température en fonction des sites. La température au niveau des huit sites dans la région de Zeralda varie entre 19 et 22°C avec une température moyenne de 20,57°C et un écart type de 0,95. Les valeurs maximales observées sont au niveau de l'exutoire et de l'oued Chiffa (S7) alors que les valeurs minimales sont obtenues à Mazafran 2 (S3) et oued Djer(S4). Dans les eaux usées, les variations de température sont importantes suite de leur effet sur la solubilité de l'oxygène dissous. Ces variations de température sont certainement dues aux facteurs climatiques et hydrodynamiques des oueds.

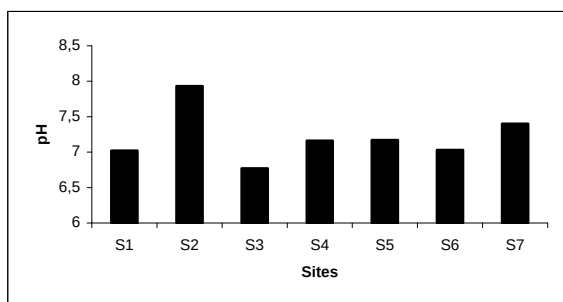


Figure 41 : Variation du pH en fonction des sites.

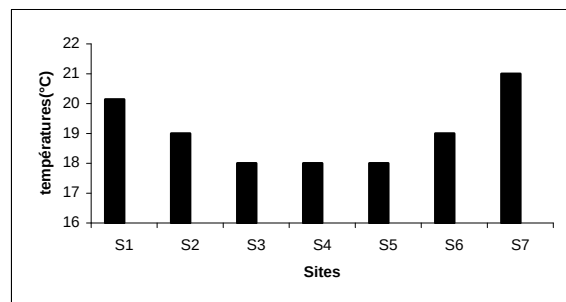


Figure42 : Variation de la température en fonction des sites.

IV.1.3) Conductivité(C)

Les valeurs de la conductivité (figure43) déterminées sont comprises entre 1879 et 84,7µS/cm avec une moyenne de 1125,48 µS/cm et un écart type de 736,96. Les valeurs maximales sont observées à la sortie du collecteur principal (S1), au niveau de Mazafran 2(S3) et au niveau de oued Djer (S4). La valeur la plus faible est observée au niveau de oued Chiffa (S7)

IV.1.4) Turbidité (Tu)

La figure 44 représente les variations de la turbidité en fonction des sites. Les valeurs de la turbidité déterminées sont comprises entre 366 et 111NTU avec une moyenne de 280,53 NTU et un écart type de 88,41 .Les valeurs maximales sont observées à la sortie du collecteur principal (S1), au niveau de Mazafran 2(S3) et au niveau de oued Djer (S4). La plus faible valeur est observée au niveau de oued Chiffa (S7).

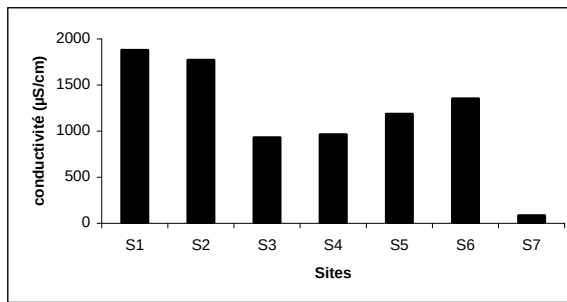


Figure 43 : Variation de la conductivité en fonction des sites

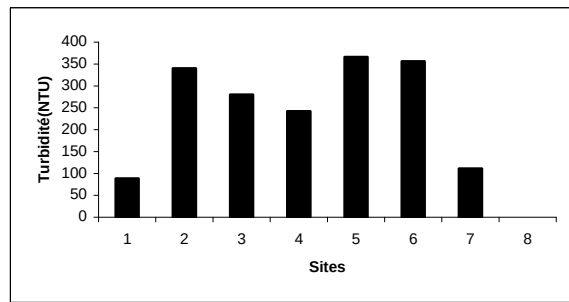


Figure 44 : Variation de la turbidité en fonction des sites

IV.1.5) Matières en suspension (MES)

Les valeurs des variations des concentrations des MES observées sont représentées sur la figure 45.

Les teneurs des matières en suspension de la région de Zeralda varient de 271 à 400mg/L avec une valeur moyenne de 345,47mg/L et un écart type de 51,98.

Les teneurs observées sont élevées pratiquement au niveau des tous les sites, la valeur minimale a été observée au site S1. Toutes les valeurs de concentrations obtenues dépassent largement la norme de rejet qui est de 30mg/L.

IV.2) Paramètres chimiques

IV.2.1) Oxygène dissous (OD)

Les variations de l'oxygène dissous en fonction des sites sont représentées sur la figure 46. Les teneurs en oxygène dissous de la région de Zeralda varient entre 0,67 et 9,45 mg/L avec une moyenne de 7,75 mg/L et un écart type de 3,16.

Les teneurs les plus élevées ont été observées au niveau des sites (S2 S3, S4 S5, S6 et S7) qui varient de façon presque homogène alors que la valeur minimale a été observée au site S1. Cette homogénéité des concentrations de l'oxygène dissous dans les sites (S2-S7) pourrait être dû probablement à l'effet conjugué d'une activité photosynthétique et de l'écoulement des eaux.

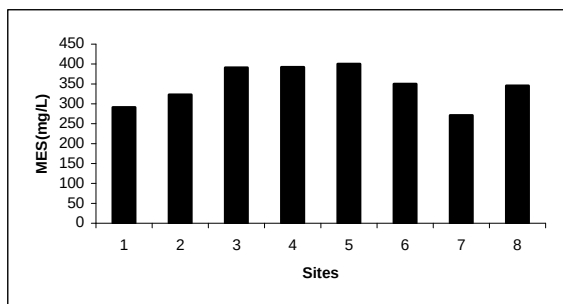


Figure 45 : Répartition des MES en fonction des sites

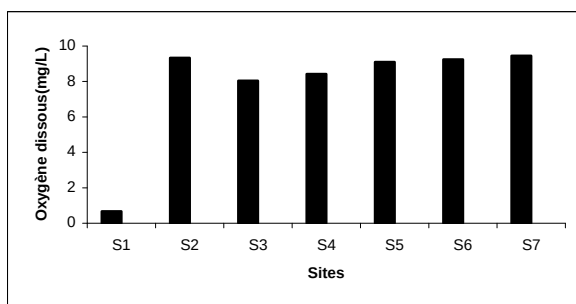


Figure 46 : Variation de l'oxygène dissous en fonction des sites.

IV.2.2) Demande biochimique en oxygène (DBO)

La teneur de la demande biologique en oxygène des différents sites de la région de Zeralda (Figure 47) varie entre 147,75 et 500 mg/L avec une moyenne de 206mg/L et un écart type de 139,85. La teneur la plus élevée a été observée au niveau du site S5 (oued Bourroumi) les valeurs minimales ont été observées aux autres sites. Les valeurs en DBO relevées dépassent largement la norme admissible.

IV.2.3) Demande chimique en oxygène (DCO)

Les variations de la DCO sont représentées sur la figure 48.

Les teneurs de la DCO dans la région de Zeralda varient entre 31,61 et 650 mg/L avec une moyenne de 460,87 mg/L et un écart type de 125,49.

Les valeurs des concentrations de la DCO les plus élevées ont été observées au niveau des sites des oueds Bourroumi et Djer, pour les autres sites les concentrations sont presque identiques.

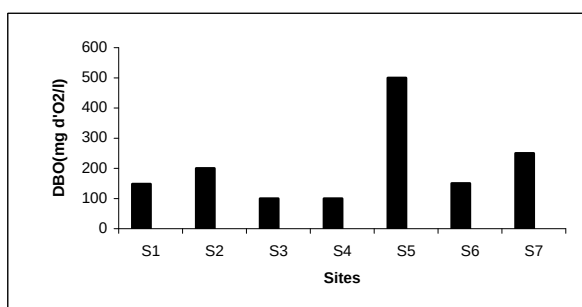


Figure 47: Répartition de la DBO₅ en fonction des sites

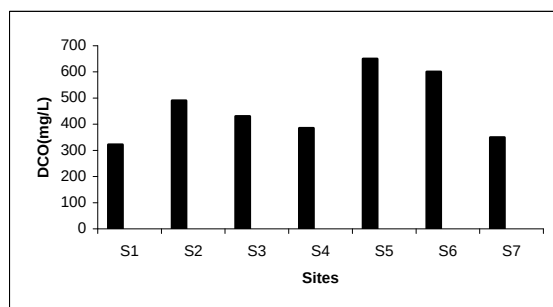


Figure48 : Variation de la DCO en fonction des sites.

IV.2.4) Matière organique

La figure 49 représente la variation de la teneur des matières organiques en fonction du temps. Les valeurs de la MO de la région de Zeralda varient entre 195 et 550 mg/L avec une moyenne de 295,50 mg/L et un écart type de 122,68.

La teneur de la MO la plus élevée a été observée au niveau de oued Djer (site5), ceci est peut être dû à la décomposition de grands rejets de produits périmés flottant en surface observés sur la figure 22 alors que les valeurs minimales ont été observés aux sites S1, S3 et S4.

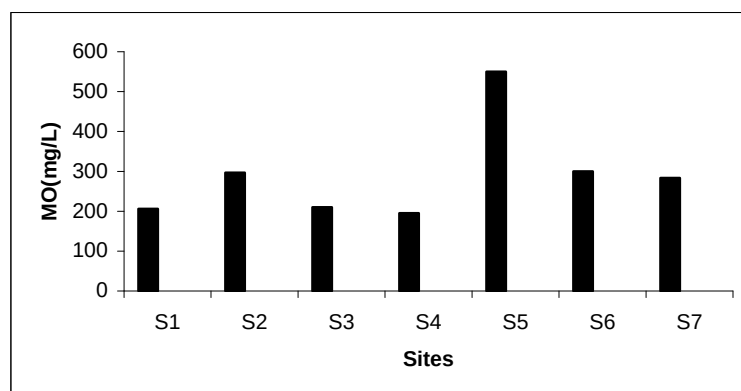


Figure 49 : Variation de la MO en fonction des sites.

IV.2.5) Carbonates

La figure 50 représente les variations des concentrations des carbonates. Les teneurs en carbonates dans la région de Zeralda varient entre 214 et 504,5 mg/L avec une moyenne de 279,24 mg/L et un écart type de 100,30. La teneur la plus élevée a été observée au niveau de l'oued Djer site 5, la variation de la concentration en ions carbonates est similaire pour les autres sites.

IV.2.6) Chlorures

Les teneurs en chlorures (figure 51) dans la région de Zeralda varient entre 40,7 et 313,67 mg/L avec une moyenne de 105,33 mg/L et un écart type de 94,34. Les teneurs les plus élevées ont été observées au niveau de l'oued Mazafran site 1 et 2, la valeur minimale a été observée au niveau de l'oued Bourroumi site S7.

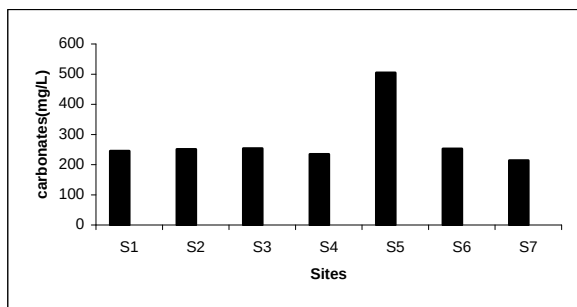


Figure50 : Variation des carbonates en fonction des sites

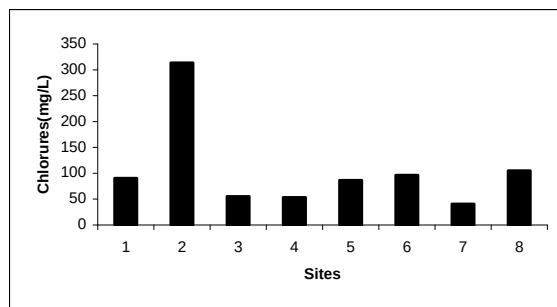


Figure 51: Variation des chlorures en fonction des sites.

IV.2.7) Calcium et Magnésium

La figure 52 représente les variations des concentrations des ions calcium en fonction des sites.

La teneur en calcium dans la région de Zeralda varie entre 64,5 et 118,5 mg/L avec une moyenne de 78,35 mg/L et un écart type de 20,59.

Les teneurs les plus élevées ont été observées au niveau des sites 2 et 7 alors que la valeur minimale a été observée au site S1.

Les variations de la concentration en ions magnésium sont portées sur la figure 53.

La teneur en magnésium dans la région de Zeralda varie entre 64,5 et 118,5 mg/L avec une moyenne de 78,35 mg/L et un écart type de 20,59.

La teneur la plus élevée a été observée au niveau des sites 2 et 7 de alors que les valeurs obtenues sur les autres sites sont équivalentes.

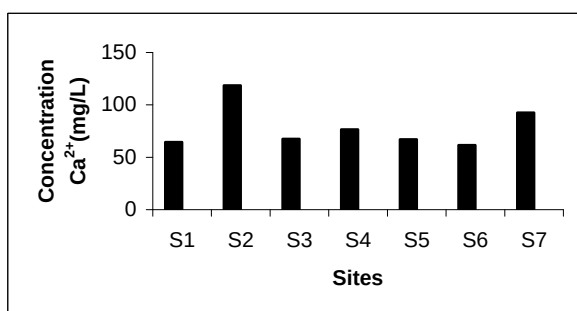


Figure52 : Variation des ions Ca²⁺ en fonction des sites

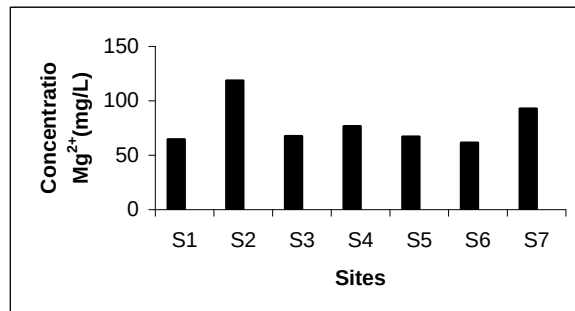


Figure 53 : Variation des ions Mg²⁺ en fonction des sites

IV.2.8) Matières azotées

Les concentrations en ion ammonium varient entre 13,32 et 83,06mg/L avec une moyenne de 22,58 mg/L et un écart type de 28,45(Figure 54). La valeur la plus élevée est celle observée à l'oued Djer (S4) et la plus faible à l'oued Chiffa (S7).

Les concentrations des nitrites varient de 0,11 à 13,32 mg/L avec une moyenne de 1,11 mg/L et un écart type de 1,06(Figure 55). La concentration des nitrites la plus élevée a été observée au niveau de l'estuaire et la plus faible, au niveau de oued Djer (S5). Quand aux nitrates, la concentration la plus élevée est obtenue au niveau de oued Bouroumi (S6) (Figure 56). La moyenne des concentrations est de 9,38 mg/L et l'écart type est de 9,33.

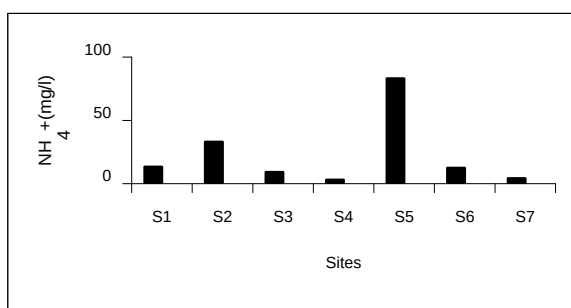


Figure54 : Répartition de $[\text{NH}_4^+]$ en fonction des sites

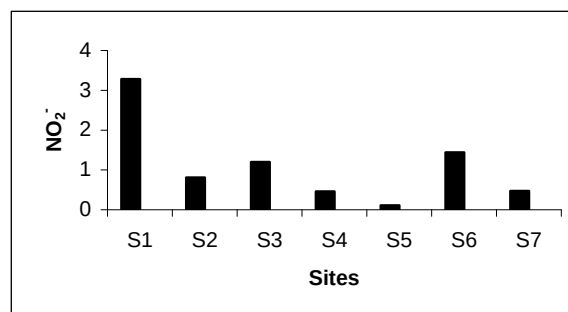


Figure 55: Répartition de $[\text{NO}_2^-]$ en fonction des sites.

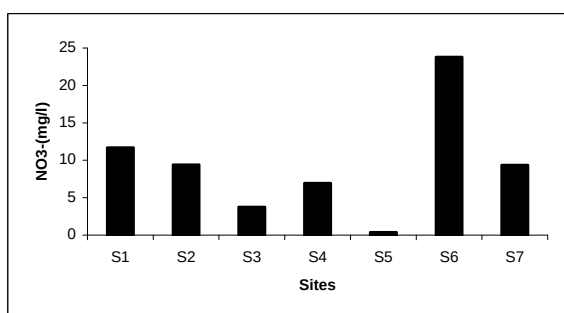


Figure56 : Variation de $[\text{NO}_3^-]$ en fonction des sites

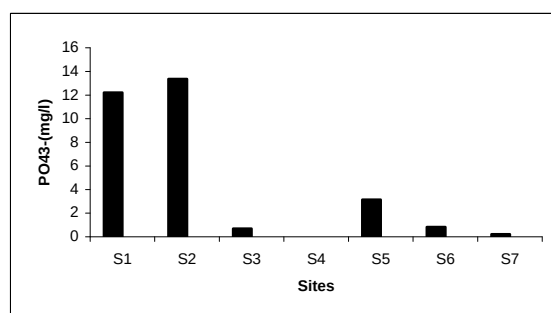


Figure 57 : Variation de $[\text{PO}_4^{3-}]$ en fonction des sites

IV.2.9) Matières phosphatées

La figure 57 représente la variation de la concentration des ions orthophosphates en fonction des sites. Les teneurs en orthophosphates dans la région de Zeralda varient entre 13,36 et 0,08 mg/L avec une moyenne de 4,35mg/L et un écart type de 4,35.

Les teneurs les plus élevées ont été observées au niveau des sites 1 et 2 alors que pour les autres sites la présence d'orthophosphates est presque inexistante.

V) Qualité des eaux

V.1) Classification des eaux en classes d'eau

La qualité de l'eau est estimée par rapport aux différents types de pollution représentés par :

- matières minérales (M.M).
- matières organiques et oxydables (M.O.X).
- matières azotées (M.A).
- matières phosphorées (M.P)

Le tableau 18 représente la grille de classement des eaux par rapport aux différents types de pollution.

Classe Paramètres	Bonne	Moyenne	Polluée	Très polluée
Oxygène dissous (mg/L)	>7	7-5	5-3	<3
DCO (mg/L)	<20	20-40	40-50	>50
DBO (mg/L)	<5	5-10	10-15	>15
Matière organique (mg/L)	<5	5-10	10-15	>15
NH ₄ ⁺ (mg/L)	<0,01	0,01-0,1	0,1-3	>3
NO ₃ ⁻ (mg/L)	<10	10-20	20-40	>40
NO ₂ ⁻ (mg/L)	<0,01	0,01-0,1	0,1-3	>3
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	<0,01	0,01-0,1	0,1-3	>3
Calcium(mg/L)	<100	100-200	200-300	>300
Magnésium(mg/L)	<30	30-100	100-150	>150
Chlorures(mg/L)	<150	150-300	300-500	>500

Tableau 18: Grille de classement.

Classe I : bonne ou très bonne qualité.

Classe II : qualité moyenne.

Classe III : qualité mauvaise.

Classe IV : qualité très mauvaise (pollution excessive).

V.2) Répartition des sites de la région de Zéralda en classes de qualité

A partir des histogrammes représentant les différents paramètres de pollution en fonction des sites de la région (figures de 41 à 57), nous avons essayé de classer les eaux de la région par rapport à la grille de classement (tableau 18).

Les valeurs de pH, température, turbidité et conductivité ne donnent pas une idée assez précise sur la qualité de l'eau.

V.2.1) Matières minérales (MM)

Le tableau 19 représente les matières minérales évaluées sur les différents sites de la région de Zéralda.

Sites Paramètres	S1 Exutoire	S2 Mazafran1	S3 Mazafran2	S4 Mazafran3	S5. Djer	S6 Bourroumi	S7 Chiffa
Calcium(mg/L)							
Magnésium(mg/L)							
Chlorures(mg/L)							

Tableau 19: Répartition des sites en classes de qualité(MM)

A partir de ces observations, l'état des eaux de la région en matières minérales peut être évalué comme suit :

- les sites S1, S3, S4, S5, S6 et S7 de la région sont caractérisés par une qualité en ions calcium bonne et moyenne pour le site de Mazafran 1.
- les sites S3, S4, S5 et S6 de la région sont caractérisés par une concentration en ions magnésium de qualité bonne et moyenne pour les sites 1,2 et 7.
- les sites S1, S3, S4, S5, S6 et S7 de la région sont caractérisés par une concentration en ions chlorures de qualité mauvaise (polluée) pour le site de Mazafran 1.

V.2.2) Matières organiques et oxydables (M.O.X)

Le tableau 20 représente les matières organiques et oxydables évaluées sur les différents sites de la région de Zéralda, classées par rapport à la grille de classement.

Sites Paramètres	S1 Exutoire	(S2) Mazafran1	(S3) Mazafran2	S4 Mazafran3	S5. Djer	S6 Bourroumi	S7 Chiffa
OD(mg/L)							
DCO(mg/L)							
DBO (mg/L)							
MO (mg/L)							

Tableau 20: Répartition des sites en classes de qualité(MOX)

Les eaux de la région en matières organiques et oxydables peuvent être évaluées comme suit :

- la région de Zéralda est caractérisée par une très mauvaise qualité pour les matières organiques et oxydables (MOX) pour l'ensemble des sites (S1, S2, S3, S4, S5, S6 et S7).
- le site S1 de la région est caractérisé par une très mauvaise qualité en oxygène dissous (OD) et une bonne qualité pour les autres sites.

Cette forte teneur en MOX fait ressortir que la région est très polluée ceci est probablement dû aux effluents urbains et industriels rejetés sans aucun traitement ce qui aura pour conséquence de dégrader les milieux récepteurs et se manifestera par une eutrophisation des cours d'eau.

V.2.3) Matières azotées (M.A)

Les matières azotées évaluées sur les différents sites sont classées sur le tableau 21.

Sites Paramètres	S1 Exutoire	(S2) Mazafran1	(S3) Mazafran2	S4 Mazafran3	S5. Djer	S6 Bourroumi	S7 Chiffa
NH ₄ ⁺ mg/L							
NO ₃ ⁻ mg/L							
NO ₂ ⁻ mg/L							

Tableau 21 : Matières azotées.

A partir des évaluations quantitatives en matières azotées, les différents sites de la région peuvent être évalués comme suit :

- tous les sites S1, S2, S3, S4, S5, S6 et S7 de la région sont caractérisés par une concentration très élevée en ions ammonium (pollution excessive).
- les sites S2, S3, S4, S5 et S7 de la région sont caractérisés par une qualité bonne en ions nitrates, moyenne pour le site 1 et polluée pour le site 6.
- les sites S2, S3, S4, S5, S6 et S7 de la région sont caractérisés par une qualité mauvaise (polluée) en ions nitrites et très mauvaise (très polluée) pour le site 1.

V.2.4) Matières phosphorées

Le tableau 22 représente les matières phosphorées évaluées sur les différents sites de la région de Zéralda et classées par rapport à la grille de classement.

Sites Paramètres	S1 Exutoire	(S2) Mazafran1	(S3) Mazafran2	S4 Mazafran3	S5. Djer	S6 Bourroumi	S7 Chiffa
PO ₄ ³⁻ mg/L							

Tableau 22 : Matières phosphorées.

Il ressort de ce classement que les eaux des différents sites se présentent comme suit :

- les sites S1, S2 et S5 de la région sont caractérisés par une très mauvaise qualité (pollution excessive) en ions phosphates.
- les sites, S3, S6 et S7 sont caractérisés par une mauvaise qualité (polluée) en ions phosphates.
- le site S4 est caractérisé par une bonne qualité en eau.

V.3) Conclusion

Le travail effectué a permis d'estimer quantitativement et qualitativement les paramètres physico- chimiques indicateurs de pollution et d'établir ainsi une carte de pollution de la région de Zéralda. A l'exception des nitrates, tous les autres paramètres dépassent largement les normes de rejets admises et la mise en place de solutions de traitement adéquat au niveau de chaque oued est difficile. Ce qui nous a conduit à tester un traitement uniquement à la sortie du collecteur principal situé à une dizaine de mètres de la côte.

Chapitre 4 :
Essais de traitements par
lagunage des
eaux usées de la région de
Zéralda

Le but de ce travail est de réaliser au laboratoire le traitement biologique par lagunage des eaux urbaines de la commune de Zéralda.

I) Traitement biologique par lagunage

L'épuration par lagunage, traitement par voie biologique, où la dégradation des matières organiques et celle des sels nutritifs contenus dans les eaux à traiter, est effectuée par les bactéries et les algues, par action chimique et physico-chimique. L'épuration par lagunage est également effectuée par l'activité photosynthétique de la lumière et l'assimilation des substances minérales. La mise en suspension d'une eau usée dans un réacteur biologique provoque ce développement. Au bout de quelques semaines l'effluent épuré est de qualité physico-chimique tout à fait satisfaisante.

La simulation du traitement de l'effluent a pu être réalisée à l'échelle du laboratoire. Deux séries d'essais avec 2 lagunes et 3 lagunes ont été réalisées à l'aide de pilotes.

I.1) Matériel utilisé et méthodes

I.1.1) Dispositif expérimental

Les essais ont été réalisés dans un lagunage pilote constitué de bacs. Un réservoir placé en amont du premier bac est rempli une fois par semaine d'eaux résiduelles prélevées au niveau du collecteur principal de la commune de Zéralda (figure 58). Dans un premier temps un traitement a été réalisé avec deux lagunes puis dans un deuxième temps avec trois lagunes.

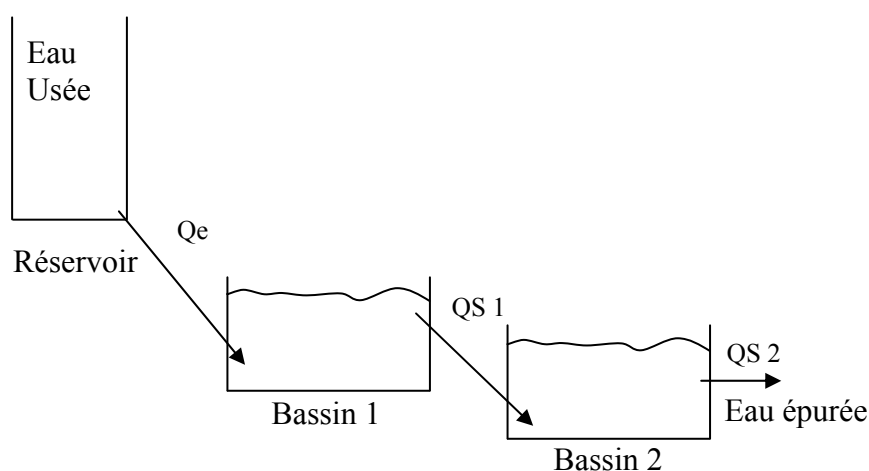


Figure 58 : Schéma du pilote 1.

- Cas de deux lagunes

Le dispositif expérimental, qui a été conçu au laboratoire, pour le traitement des eaux urbaines, est composé de deux lagunes à microphytes (aérobiose) placées en série comportant :

- un réservoir servant à l'alimentation du pilote en eau usée de capacité 70l.
- un débit d'alimentation de 6,89litres/jour.
- deux bacs rectangulaires en plexiglas constituant les lagunes:
- une première lagune d'aération (bac 1) de volume 49,62l avec une hauteur utile correspondant à 0,28l d'eau.
- une deuxième lagune de décantation (bac2) de volume 35,8l avec une hauteur utile d'eau de 0,31l.

La sortie du bac 1 située vers le haut est évacuée vers l'entrée du bac 2 par le bas.

Pour le fonctionnement du dispositif, les lagunes ont été alimentées en eau usée. Son introduction s'effectue par le bas du bac par gravitation et son évacuation s'effectue par le haut du bac, ce qui permet d'assurer un bon passage de l'eau le long des lagunes et de s'yjourner un certain temps.

Le démarrage d'un traitement biologique par lagunage met un certain temps au cours duquel se développe une population bactérienne qui se présente sous forme de flocons, responsable de l'épuration. Au laboratoire 15 jours (appelé temps de séjour) on été nécessaires pour l'obtention de cette population bactérienne responsable de l'épuration. Après passage de l'effluent par les deux lagunes, l'eau obtenue est claire.

Les analyses effectuées sur l'eau de sortie nous permettent d'apprécier les performances du pilote. Ces analyses portent sur les paramètres suivants : MES, la DCO, la DBO, les NO_3^- , les NO_2^- , PO_4^{3-} etc...

I.1.2) Analyses préliminaires

Avant son introduction dans le pilote l'influent est analysé. Les analyses de l'effluent avant traitement ont montré que : les valeurs de la DCO varient entre 120 et 650 mg d' O_2 /L avec une moyenne de 441,87 mg d' O_2 /L, valeur supérieure à la norme de rejet d'une eau usée qui est de 120mg d' O_2 /L.

Les résultats des analyses des matières en suspension (MES) montrent qu'elles varient entre 100 et 300mg/L avec une moyenne de 150, 2 mg/L, largement éloignée de la norme des rejets (30mg/L).Ces matières concernent la totalité des matières non dissoutes.

- Les températures varient de 14 à 28°C avec une moyenne de 21,88°C, intervalle de température favorisant la croissance des bactéries intervenant dans l'auto-épuration des eaux usées.
- La teneur de l'oxygène dissous varie entre 0,3 et 0,98 mg d'O₂/L avec une moyenne de 0,69 mg d'O₂/L inférieure à la norme de rejet qui est de 1 à 1,5 mg d'O₂/L.
- Le pH varie entre 6,9 et 8,5 se situe dans une bonne gamme d'activité des micro-organismes et favorisant ainsi le traitement biologique.
- La concentration en ions nitrates (NO₃⁻) varie de 9,1 à 19,9mg/L avec une moyenne de 12,5mg/L, valeur ne dépassant pas la norme qui est de 40-50mg/L.
- La teneur en azote ammoniacal varie de 9,8 à 15mg/L avec une moyenne de 11,6mg/L, inférieure à la norme qui est de 30 à 40mg/L.
- La teneur des nitrites varie de 1,5 à 2,91mg/L avec une moyenne de 2,09mg/L, valeur supérieure à la norme de rejet qui est de l'ordre de 0,01mg/L.
- La concentration des orthophosphates varie de 1,44 à 2,43mg/L avec une moyenne de 1,89mg/L, valeur inférieure à la norme de rejet qui est de l'ordre de 2mg/L.

L'ensemble des analyses indique que les eaux usées sont chargées en matières oxydables biodégradables, qu'elles véhiculent une quantité importante de matières en suspension et que la quantité d'oxygène dissoute est inexistante. Un rejet brutal de ces eaux conduit inévitablement à la détérioration du récepteur [120].

II) Evaluation des paramètres physico-chimiques de pollution au cours du traitement.

L'évaluation des paramètres physico chimiques au cours du traitement a été effectuée dans un premier temps dans 2 lagunes puis dans un deuxième temps dans 3 lagunes.

II.1) Paramètres physico-chimiques

-Cas de deux lagunes

L'analyse de l'influent après traitement a conduit aux résultats suivants :

II.1.1) Température

La figure 59 représente les variations de température en fonction du temps pendant le traitement. La température de l'eau varie de 14 à 28°C avec une moyenne 26,19°C. Cette valeur est conforme à la norme exigée pour un rejet urbain (30°C). Cet intervalle de température favorise le développement normal des micro-organismes intervenant dans

l'autoépuration des eaux usées. La température de l'eau de sortie est supérieure à celle de l'eau d'entrée.

II.1.2) Potentiel hydrogène (pH)

La figure 60 représente les variations du pH en fonction du temps.

Les valeurs de pH à l'entrée et à la sortie du pilote sont de 6,9 et de 8,9 respectivement. Cette augmentation s'explique par la dégradation de la pollution carbonée effectuée par les microorganismes. Le pH alcalin favorise le développement des bactéries épuratrices.

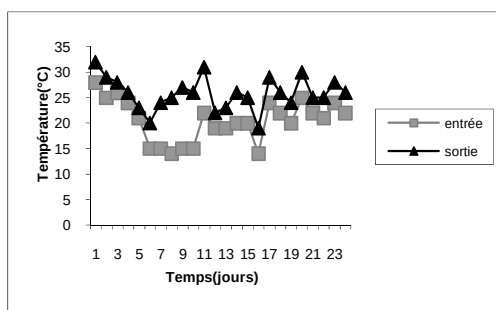


Figure 59 : Variation de la température en fonction du temps

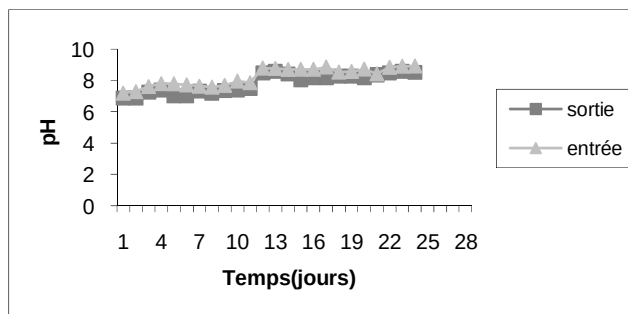


Figure 60 : Variation du pH en fonction du temps

II.1.3) Matières en suspension (MES)

La figure 61 représente le pourcentage d'élimination des MES en fonction du temps. Au niveau de la lagune de décantation (bac 2) une importante réduction des MES est observée, laquelle se traduit par un rendement d'élimination qui atteint parfois 92%.

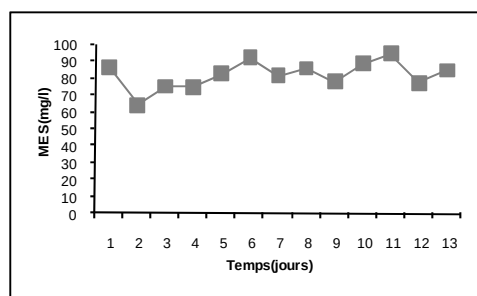


Figure 61 : % d'élimination des MES

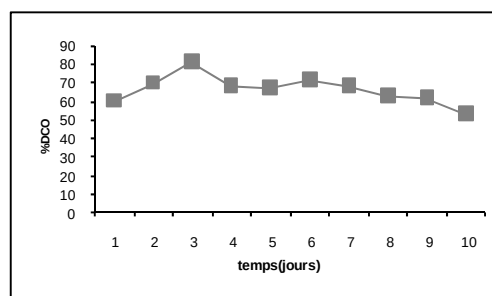


Figure 62 : % d'élimination de la DCO

II.1.4) Demande chimique en oxygène (DCO)

La figure 62 représente le pourcentage d'élimination de la DCO en fonction du temps. Au cours du traitement, une diminution de la matière organique par oxydation est observée. Sous l'action de micro-organismes, les matières organiques sont dégradées et minéralisées. Le pourcentage d'abattement de la DCO varie entre 59 et 69 % avec une moyenne de 60%. Ce qui démontre que le traitement biologique par lagunage aérobie de cet effluent peut réduire les matières minérales.

II.1.5) Orthophosphates

La figure 63 représente le pourcentage d'élimination des ions PO_4^{3-} en fonction du temps. La concentration en ions PO_4^{3-} diminue progressivement dans la lagune avec le temps. Cette réduction est due à la consommation des ions par les bactéries qui l'utilisent comme source d'éléments nutritifs après épuisement de leurs réserves cellulaires.

II.1.6) Azote ammoniacal

A la sortie de la deuxième lagune, une importante diminution de la teneur de l'azote ammoniacal n'est observée qu'en début de la quatrième semaine de traitement (Figure 64). Cette diminution est due à l'assimilation de l'azote ammoniacal par les micro-organismes. Le rendement d'élimination moyen est de l'ordre de 73%.

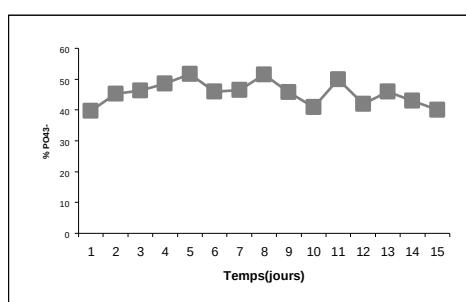


Figure 63 : % d'élimination de PO_4^{3-} en fonction du temps.

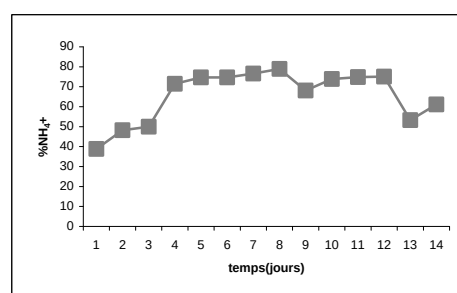
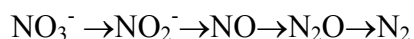


Figure 64 : % d'élimination de NH_4^+ en fonction du temps.

II.1.7) Nitrates et nitrites

La figure 65 représente les rendements d'élimination des ions nitrites en fonction du temps. On remarque une augmentation des nitrites puis une légère stabilité. Cette augmentation est due à la transformation des nitrates en nitrites par le processus de dénitrification selon l'équation suivante :



En effet des taches rouges-brunes ont été observées à la surface des deux lagunes, ces taches sont dues à la présence d'espèces identifiées comme algues et microorganismes responsables de la dénitrification.

La figure 66 représente les rendements d'élimination des ions nitrates en fonction du temps. Une diminution des nitrates est observée. Cette élimination peut s'expliquer par la transformation des nitrates en nitrites (dénitrification). La dénitrification est réalisée par des bactéries hétérotrophes qui exigent une source carbonique. Cette élimination est représentée par les équations suivantes :

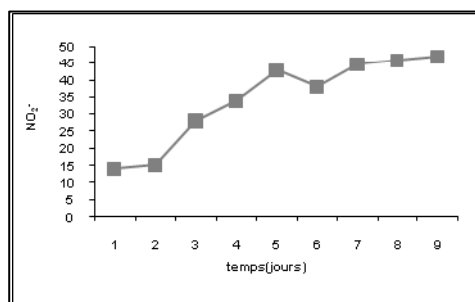


Figure 65: % d'élimination des NO_2^- en fonction du temps.

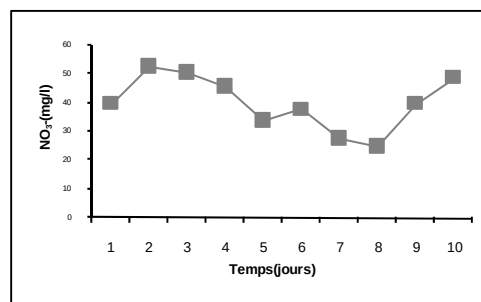


Figure 66: % d'élimination des NO_3^- en fonction du temps.

Les rendements d'élimination obtenus des ions nitrates et nitrites sont respectivement de l'ordre 32 et 44%.

Le suivi de l'évolution des paramètres de pollution tels que les MES, la DCO et les ions PO_4^{3-} , NO_3^- , NO_2^- et NH_4^+ au cours du traitement dans le cas de deux lagunes a montré une dégradation importante de la matière organique[120-121].

Une deuxième série d'expériences a été testée avec trois lagunes.

-Cas de trois lagunes

II.2) Traitement biologique

Suite aux résultats prometteurs obtenus avec deux lagunes, nous avons estimé que le nombre de lagunes pouvait avoir une influence sur le traitement des effluents pour cette raison une troisième lagune de décantation d'un volume de 18 litres avec une hauteur utile d'eau de 0,2m, a été ajoutée au dispositif expérimental précédent pour effectuer un traitement en aérobiose (figure 67).

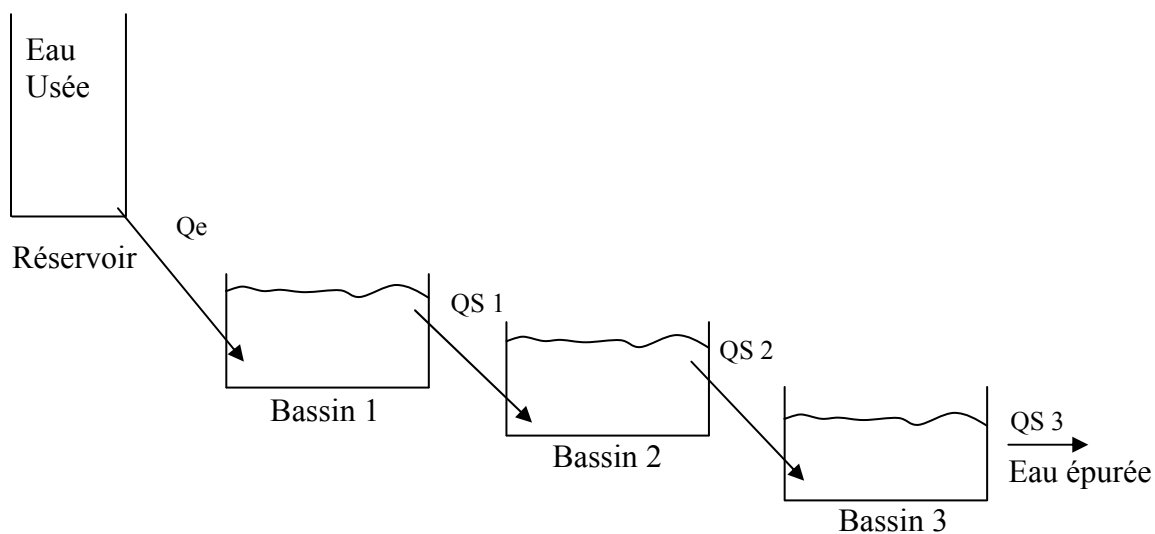


Figure 67 : Schéma du pilote 2.

L'utilisation de trois lagunes et avec les mêmes conditions expérimentales d'épuration que précédemment ont conduit à l'obtention d'une eau pratiquement limpide.

II.2.1) Evaluation des paramètres physico-chimiques dans la phase aqueuse

II.2.1.1) Caractéristiques de l'eau usée brute

La composition moyenne des paramètres de pollution de l'effluent avant son introduction dans le pilote est représentée dans le tableau suivant.

Paramètres	Composition moyenne	Norme
Température (°C)	26,19	30
pH	7,025	5,5 à 8,5
MES (mg /L)	291,35	30
MVS mg /L)	216,92	/
Turbidité(NTU)	268,75	/
Conductivité $\mu\text{s/cm}$)	1879	1500
O ₂ dissous (mg d'O ₂ /L)	0,67	1 à 1,5
DCO (mg d'O ₂ /L)	321,61	120
DBO ₅ (mg d'O ₂ /L)	147,75	30 à40
DCO/DBO	2,12	2,5
NH ₄ ⁺ (mg /L)	13,32	30 à 40
NO ₂ ⁻ (mg /L)	3,28	0,01
NO ₃ ⁻ (mg /L)	11,69	40 à 50
PO ₄ ³⁻ (mg /L)	12,21	2

Tableau 23 : Composition moyenne des paramètres de pollution de l'effluent.

La charge organique et les sels nutritifs dans la phase aqueuse ont été analysés.

Le suivi des paramètres de pollution à l'entrée et la sortie du pilote nous a permis d'apprécier les performances du pilote.

II. 2.1.2) Les paramètres physico-chimiques

II. 2.1.2.1) Température

Les températures de l'eau et de l'air ont été relevées quotidiennement (Figure 68).

La variation de la température dans l'intervalle 18 - 25 °C favorise le développement d'une population bactérienne mésophile conduisant ainsi à une meilleure activité biologique. Il a été reporté qu'une augmentation de température entraîne une diminution de la solubilité de l'oxygène dissous favorisant ainsi le phénomène de fermentation.

II. 2.1.2.2) Potentiel hydrogène (pH)

Les valeurs de pH à l'entrée et à la sortie du pilote sont de 6,5 et de 10,16 respectivement (Figure 69). Le pH élevé relevé à la sortie s'explique par la dégradation de la pollution carbonée en CO₂ par les microorganismes qui conduit à la formation du CO₂. La consommation de ce dernier qui est lié à une production plus intense d'oxygène fourni par les algues. L'équilibre du système tampon de l'eau est affecté par la photosynthèse des algues. En effet dans le métabolisme photosynthétique, le CO₂ réagit avec les ions H₃O⁺ d'où l'augmentation du pH. Le pH alcalin favorise le développement des bactéries épuratrices [122].

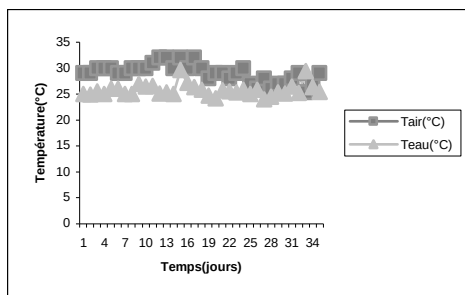


Figure 68 : Variation de la température en fonction du temps

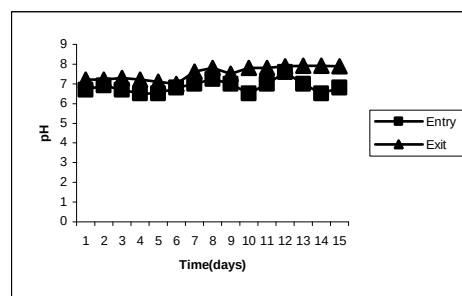


Figure 69 : Variation du pH en fonction en fonction du temps

II. 2.1.2.3) Conductivité

La conductivité diminue au cours du traitement (Figure 70).

A la sortie du pilote, la variation de la conductivité dans l'intervalle 980- 1500 μ S/cm s'explique par la dégradation des matières organiques et l'élimination des matières minérales par les micro-organismes autotrophes [122].

Certains auteurs suggèrent que si la conductivité ne dépasse pas les 1500 μ S/cm, l'eau peut être utilisée dans les zones irriguées [123].

II. 2.1.2.4) Turbidité

La turbidité diminue au cours du traitement (Figure 71). A l'entrée du pilote la turbidité de l'eau est de 36,6 NTU, alors qu'à sa sortie elle atteint 4 NTU. Cette diminution est liée directement à la diminution des MES [122].

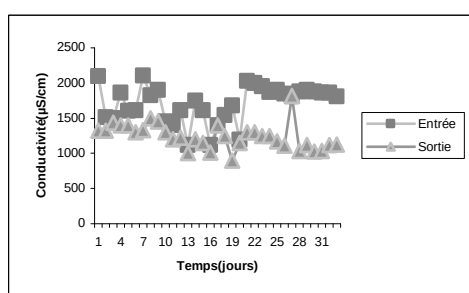


Figure 70 : Variation de la conductivité en fonction du temps

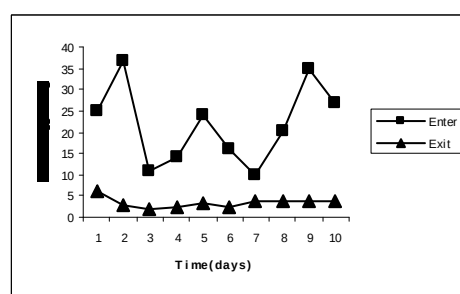


Figure 71 : Variation de la turbidité en fonction du temps

II. 2.1.2.5) Oxygène dissous

La faible teneur en oxygène (0,48 à 1,7 mg d'O₂/L) dissous à l'entrée de la première lagune obtenue (Figure 72), est due à la teneur élevée des MES. A la sortie du pilote, l'augmentation de la teneur en oxygène dissous qui passe de 3,5 à 5,68 mg d'O₂/L est liée à une intense activité photosynthétique fournie par les algues et la présence de copépodes qui indiquent ainsi un avancement de l'épuration biologique [124].

II. 2.1.2.6) Matières en suspension et les matières volatiles

A la sortie du pilote, une importante diminution des MES et de celle des MVS, traduites par des rendements d'élimination qui atteignent parfois 100% (figures 73 et 74) sont obtenues, montrant ainsi que les lagunes jouent bien leur rôle de décantation [122].

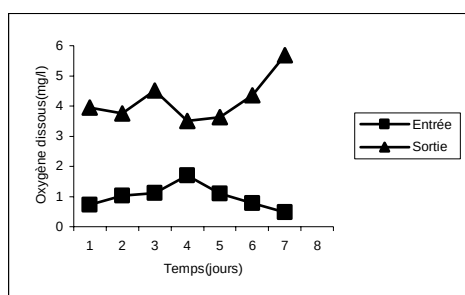


Figure 72 : Variation de l'oxygène dissous au cours du temps

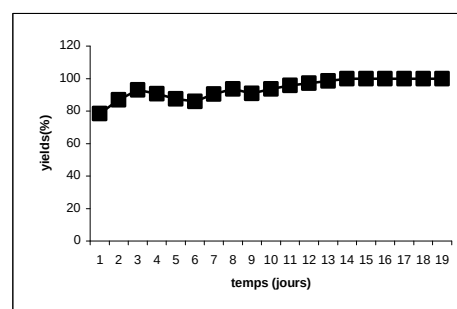


Figure 73: % d'élimination des MES en fonction du temps

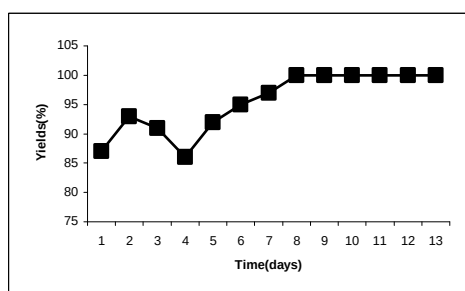


Figure 74 : % d'élimination des MVS en fonction du temps

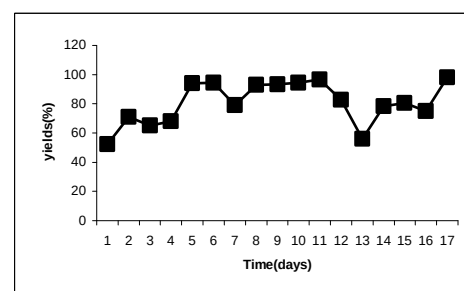


Figure 75: % d'élimination des PO₄³⁻ en fonction du temps

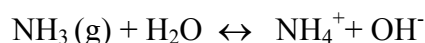
II. 2.1.2.7) Orthophosphates

Une importante élimination des orthophosphates avec une variation du rendement de 48 à 98% avec une moyenne de 79 % est obtenue (Figure 75). Cette réduction est certainement due à un développement progressif de la flore bactérienne qui utilise les ions

PO_4^{3-} comme source nutritionnelle pour sa croissance, comme ils peuvent se déposer dans les sédiments au fond des lagunes. La disponibilité des orthophosphates va dépendre des besoins en phosphore des espèces présentes dans le milieu. En effet, le phosphore participe au métabolisme de diverses substances biochimiques notamment par sa faculté de transport d'énergie. Par ailleurs, les ions PO_4^{3-} peuvent être fixés par les ions calcium et magnésium pour former des complexes qui vont aller se déposer dans les sédiments au fond des bassins, créant ainsi une source de réserve d'orthophosphates qui peut être remise en circulation [122].

II. 2.1.2.8) Azote ammoniacal

L'azote dans les effluents se trouve sous trois formes NH_4^+ , NO_3^- et NO_2^- . La teneur en ions NH_4^+ est la plus élevée à l'entrée, qui pourrait s'expliquer en partie par la biodégradation des matières organiques azotées. La présence de NH_4^+ et celle de NH_3 en milieu aqueux dépendant du pH et de la température du milieu. L'équilibre entre NH_4^+ et NH_3 est représenté par l'équation suivante :



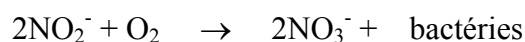
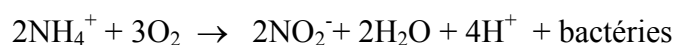
Le suivi du rendement d'élimination de l'azote ammoniacal est représenté sur la figure (76).

Une importante élimination à la sortie du pilote de NH_4^+ allant jusqu'à 0,1mg/L au 30^{ème} jour de traitement avec un rendement moyen d'élimination de 94,54% est obtenu.

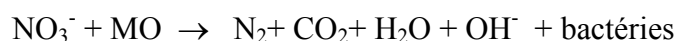
Cette élimination des ions ammonium est due à leur consommation par les bactéries pour la synthèse cellulaire et à la transformation sous d'autres formes d'azote (NO_3^- et NO_2^-) [124].

II. 2.1.2.9) Nitrites et nitrates

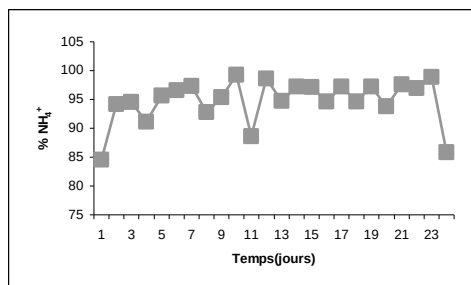
La diminution progressive en ions NO_2^- provient de la nitrification qui convertit NH_4^+ en NO_2^- par les bactéries nitrosomonas et NO_2^- en NO_3^- par les nitrobacters selon les équations suivantes :



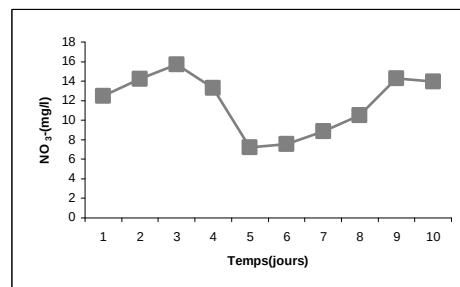
Les rendements d'élimination obtenus de NO_2^- et de NO_3^- sont respectivement de l'ordre de 65 et 53 % (Figures 77 et 78). Les concentrations en NO_2^- sont plus faibles que celles des autres formes d'azote lié à l'état transitoire de NO_2^- . La réduction de la teneur en ions NO_3^- à la sortie du pilote est due probablement à la dénitrification qui est un processus anaérobie dans lequel les nitrates sont réduits en azote et en oxyde d'azote selon l'équation suivante :



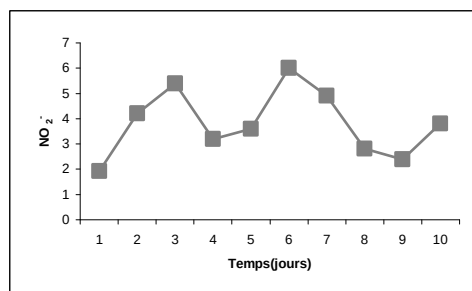
Ce processus est bien observé à partir de la deuxième semaine de traitement où des taches rouges brunes ont été remarquées sur les surfaces des lagunes, qui sont dues à la présence d'algues (*Rhodospseudomonas*) et de microorganismes (*Bacillus* et *triobacillus*) qui sont des bactéries dénitrifiantes [124].

Figure 76 :% d'élimination des NH_4^+

en fonction du temps

Figure 77 :% d'élimination des NO_3^-

en fonction du temps

Figure 78 :% d'élimination des NO_2^-
en fonction du temps

II. 2.1.2.10) Demande biologique en oxygène

Les rendements d'élimination de la demande biologique en oxygène sont représentés sur la figure 80. La mesure de la demande biologique en oxygène (DBO_5) au cours d'un traitement permet d'évaluer le degré d'élimination de la charge organique. Une diminution remarquable de la DBO_5 est observée avec un taux de réduction de l'ordre de 53%[124].

II. 2.1.2.11) Demande chimique en oxygène

Les rendements d'élimination de la demande chimique en oxygène sont représentés sur la figure 81. La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité d' O_2 nécessaire pour dégrader chimiquement la matière organique contenue dans l'eau à traiter aussi bien

biodégradable que non biodégradable. Sous l'action des micro-organismes la matière organique est dégradée et minéralisée. Au cours du traitement une diminution de la matière organique par oxydation est constatée avec un taux de réduction de la DCO allant de 53 à 96% avec une moyenne de 70% [124].

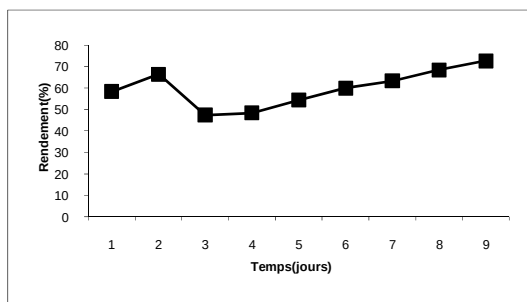


Figure 79: % d'élimination de la DBO en fonction du temps

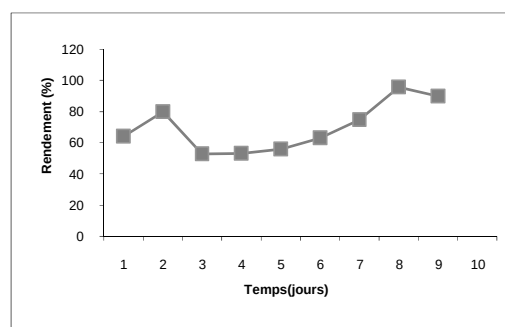


Figure 80: % d'élimination de la DCO en fonction du temps

II. 2.1.2.12) Ions Na^+ et K^+

Une augmentation de la teneur en ions Na^+ est observée, elle passe de 21 (entrée) à 197,5mg/L (sortie du pilote) (figure 81). Les valeurs de la teneur des ions Na^+ de sortie sont légèrement supérieures à celles de l'entrée. Ces valeurs ne dépassent pas la norme. En effet, l'OMS recommande une valeur limite de 200mg/L. Le sodium, élément présent dans l'eau, joue un rôle très important dans le maintien de la perméabilité des sols pour l'irrigation. Ne présentant aucune toxicité dans les eaux, sa concentration peut atteindre 500mg/L.

Une diminution de la teneur en ions K^+ est observée, elle passe de 41 à l'entrée du pilote à 3 mg/L à la sortie du pilote (figure 82). Une augmentation de la teneur des ions K^+ après traitement est également observée par rapport à l'entrée du pilote avant traitement des eaux. La présence de l'ion potassium dans les eaux naturelles ne dépasse pas habituellement 10 à 15 mg/L et la norme des eaux potables est de 12mg/L.

Il est à noter la forte teneur en sodium après traitement des eaux. Les ions Na^+ et K^+ jouent un rôle dans l'équilibre physico-chimique de la cellule, leur présence est nécessaire pour la croissance des micro-organismes mais à des concentrations ne dépassant les normes.

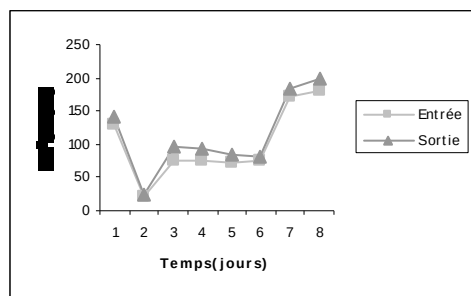


Figure 81 : Variation de Na^+ en fonction du temps.

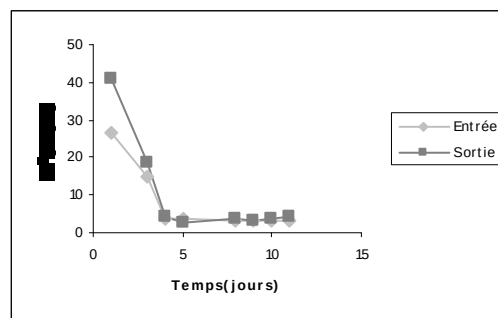


Figure 82 : Variation de K^+ en fonction du temps.

III) Paramètres biologiques

Les paramètres biologiques représentent le plancton et la biomasse algale.

III.1) Etude du plancton

L'ensemble des micro-organismes qui flottent au sein de l'eau constitue le plancton qui se divise en phytoplancton (plancton végétal) et zooplancton (plancton animal).

Des échantillons d'eau collectés de l'effluent traité ont été observés au microscope. Nous avons observé des espèces algales et essayé d'identifier les populations prédominantes. L'examen microscopique du plancton peut nous renseigner sur certaines caractéristiques physico-chimiques de l'eau à traiter. Certaines espèces ne se trouvent que dans les eaux riches en matières organiques dissoutes, d'autres sont caractéristiques des eaux acides.

III.1.1) Phytoplancton ou plancton végétal

Le phytoplancton est constitué principalement d'algues (végétaux chlorophylliens autotrophes). Les algues sont des organismes qui fabriquent leur substance à partir de l'eau, du dioxyde de carbone et des composés minéraux azotés et phosphorés dissous dans l'eau. Les organismes végétaux du plancton sont donc des producteurs de matière vivante. Les algues consomment l'oxygène provenant des échanges entre l'air et l'eau générée par la photosynthèse. D'après cette relation entre matières organiques, bactéries, algues et oxygène on voit clairement l'importance de l'oxygène dissous dans ce type de traitement. L'examen au microscope d'échantillons d'eau de l'effluent traité a révélé la présence d'espèces prédominantes dans le phytoplancton telles que :

-Chlamydomonas, chlorella, diatomées, euglena, micractinium et scenedesmus. Les principales espèces algales observées sont représentées sur la figure 83.

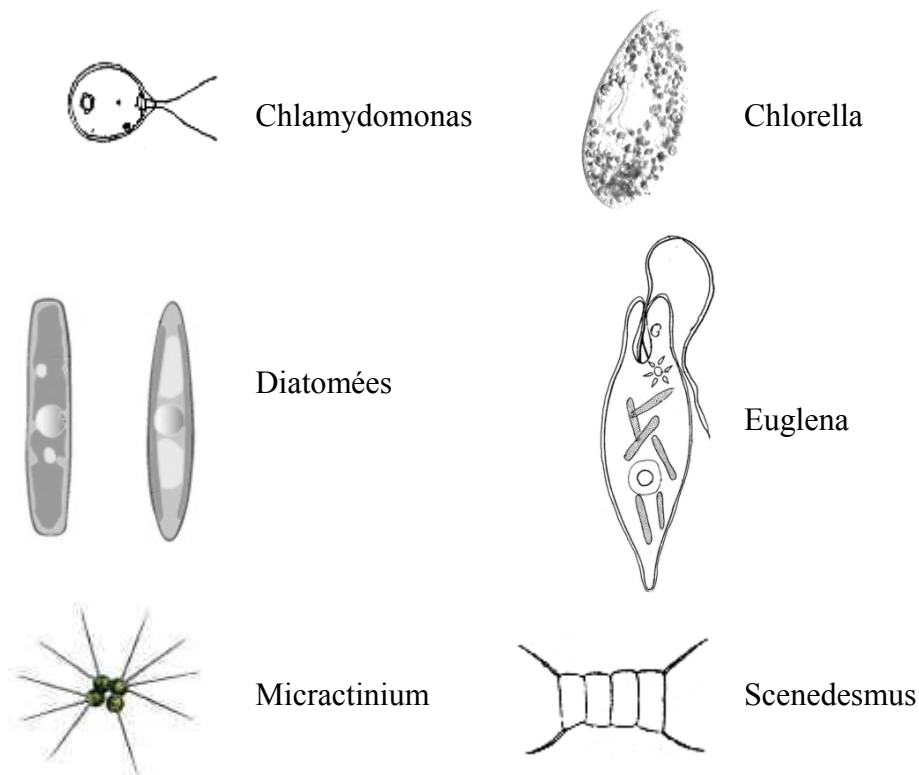


Figure 83 : Principales espèces algales observées dans l'eau traitée.

Les observations microscopiques des peuplements planctoniques des eaux traitées ont montré la présence de peuplements diversifiés tels les scenedesmus, chlorella, chlamydomonas et les euglena espèces typiques des systèmes d'épuration par lagunage. Ces espèces sont conformes avec celles décrites dans la littérature Gloyna(1972), Angeli(1976), et Hammou(1991) [126-128].

III.1.2) Zooplancton ou plancton animal

L'ensemble des animaux planctoniques vivent en suspension dans l'eau. Ces animaux planctoniques sont dépourvus de chlorophylle, ils transforment la matière fabriquée par les organismes végétaux du plancton. Les principaux organismes du zooplancton de l'eau traitée observés au microscope (cladocères, copépodes, protozoaires et rotifères) sont représentés sur la figure 84.

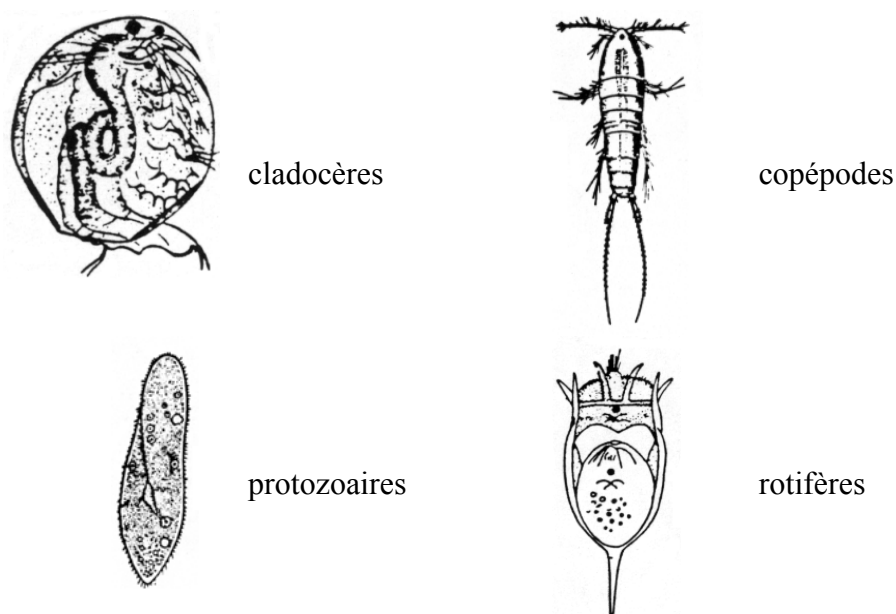


Figure 84 : Principaux organismes du zooplancton observés dans l'eau traitée.

La présence des cladocères observés dans l'eau favorise l'abattement des taux de matières en suspension par filtration de la biomasse phytoplanctonique et permettent ainsi un éclaircissement du milieu et une pénétration de la lumière. Les cladocères sont très sensibles aux variations de pH.

Pour ce qui est des copépodes ils forment l'une des principales composantes du zooplancton. Ils représentent en effet rarement moins de 60 % de la biomasse zooplanctonique. Les copépodes jouent ainsi un rôle très important dans l'équilibre écologique des écosystèmes. Les copépodes consomment essentiellement du phytoplancton et des bactéries conduisant ainsi à des eaux très oxygénées, signe d'une épuration très avancée [125]. La présence de ces copépodes explique l'importante augmentation d'oxygène dissous qui a été observée sur l'échantillon traité.

III.2) Biomasse algale

La couleur de l'effluent dans les lagunes passe du gris au vert dans les trois lagunes ce qui indique la présence d'algues. L'épuration par lagunage d'une eau polluée est réalisée grâce à un équilibre biologique auquel participent les bactéries et les algues. La " chlorophylle a " de formule ($C_{55}H_{72}MgN_4O_5$) est responsable de la couleur verte dans les lagunes.

Les examens microscopiques se font sur des échantillons homogénéisés immédiatement après les prélèvements des lagunes.

La production de la biomasse algale a été suivie en déterminant la teneur en chlorophylle a dans les échantillons collectés. La teneur en “chlorophylle a” considérée comme représentative de l’activité phytoplanctonique, a été déterminée par spectrophotométrie UV.

La détermination de la teneur en “chlorophylle a” est exprimée par la relation suivante :

$$\text{Chlorophylle a } (\mu\text{g/l}) = (11,64 E1 + 2,16 E2 + 0,1 E3) V / l \times V_g$$

E1: mesure de l’échantillon à 6630 Å

E2 : mesure de l’échantillon à 6450 Å

E3 : mesure de l’échantillon à 6300 Å

V : volume d’acétone (ml)

Vg : volume de la prise d’essai (ml).

Les analyses de la “chlorophylle a” représentées sur figure (85) montrent que la “chlorophylle a” dans la deuxième lagune est plus élevée que dans la troisième lagune.

La coloration verte est due à la photosynthèse et à l’activité des lagunes, lorsque la photosynthèse se produit, l’énergie de la lumière se transforme en énergie chimique selon l’équation suivante :

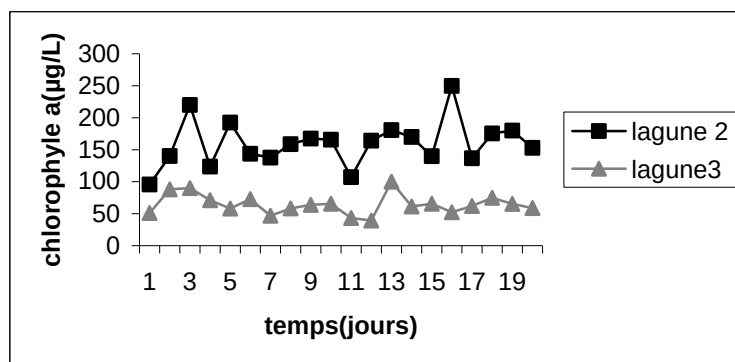
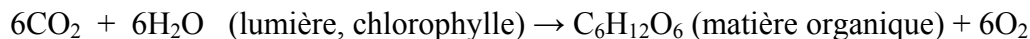


Figure 85: Evolution de la chlorophylle a en fonction du temps.

L’évolution de la chlorophylle a dépend des conditions du milieu (lumière, température, ensoleillement). La température influe sur la biomasse algale en favorisant sa croissance exprimée par la “chlorophylle a”. La chute de cette dernière dans la lagune 2 s’explique par la présence de rotifères.

IV) Etude de la phase sédiments

IV.1) Caractéristiques des sédiments dans les bassins

IV.1.1) Formation du sédiment

Dans le traitement des eaux usées, l'étude des sédiments est également prise en considération. La formation des sédiments est due à la décantation des matières en suspension de l'eau brute ainsi qu'à la décantation du phytoplancton, la décantation notamment celle des algues, est favorisée par la stratification et la température.

IV.1.2) Composition du sédiment

Les sédiments sont constitués de matériaux abiotiques organiques et inorganiques et de biomasse diversifiée (bactérie, algues etc.).

La quantité et la qualité des dépôts sédimentaires obtenus au cours du traitement ont été évaluées. Les dépôts sédimentaires proviennent des matières en suspension. Les sédiments résultant de l'essai de traitement des eaux ont occasionné un dépôt plus ou moins important suivant que l'on se trouve dans lagune 1, 2 ou 3. Dans le bassin 1, ils sont d'origines minérale et organique alors que dans les bassins 2 et 3, ils sont exclusivement d'origine phyto-planctonique.

IV.1.3) Prélèvements

Les prélèvements des sédiments effectués au niveau des lagunes sont réalisés à l'aide d'une spatule évitant ainsi le lessivage du sédiment de la remontée. Les échantillons sont placés dans des sachets en plastique.

IV.1.4) Conservation

Les sédiments prélevés sont placés au congélateur pour éviter des pertes en éléments volatiles et une dégradation par les bactéries.

IV.1.5) Description des sédiments

Les sédiments recueillis présentent les caractéristiques suivantes : au début du traitement ils sont de couleur verte, un aspect granuleux et dégagent une faible odeur. A la fin du traitement leur couleur devient brun vert, dégagent une odeur forte et nauséabonde, leur aspect toujours granuleux et parsemé de nombreux points noirs.

Quant aux sédiments recueillis à la fin du traitement, ils présentent une grande vitesse de décantation, un aspect granuleux et dense, de couleur vert- brun et l'odeur est nauséabonde,

ils semblent beaucoup plus minéralisés que les autres sédiments stockés, on note aussi la présence de nématodes.

IV.1.6) Digestion du sédiment

A une masse m de sédiment lyophilisé de l'ordre de 0.5g, on ajoute 5ml d'acide nitrique. Les différents échantillons récupérés sont ensuite placés dans une étuve pendant 20 heures, à la température de 80°C. La solution ainsi obtenue (échantillon) sera soumise à des analyses physico-chimiques. Les mêmes méthodes d'analyse effectuées dans la phase liquide seront utilisées pour la phase sédiments.

IV.2) Détermination des paramètres physico-chimiques

L'analyse des échantillons (dépôts sédiments) [129-132] a porté sur :

- les paramètres physiques tels que ; pH, potentiel d'oxydo- réduction (eH), la matière sèche (MS), le pourcentage d'humidité (%H), la hauteur des sédiments(H), les matières en suspension (MES) et les matières volatiles (MVS).

- les métaux lourds.

La détermination du pourcentage d'humidité %H est exprimée par la relation suivante :

$$H \% = \frac{m_0 - m_s}{m_0}$$

Où :

m_0 : masse initiale (g)

m_s : masse après séchage (g)

H(%) : taux d'humidité

Les métaux sont déterminés par Fluorescence RX. Cette technique d'analyse permet le dosage des éléments à l'état de traces et dont le numéro atomique (Z) est supérieur à 13.

Les sédiments formés ont été récupérés de la paroi et des profondeurs des bassins pour caractériser les paramètres suivants : pH, hauteur des sédiments, variation de la matière sèche et % d'humidité.

Les évaluations quantitative et qualitative des éléments contenus dans les dépôts sédimentaires tels que le :

K, Ca, Ti, Cr, Mn, Fe, Co, Cd.Cu, Zn, Br Rb et Pb ont été également effectués.

Ce travail a été mené sur plusieurs saisons afin de voir l'effet climatologique sur le traitement.

IV.3) Caractéristiques physico-chimiques des sédiments

L'ensemble de la pollution éliminée est déposée au niveau des sédiments soit au niveau de la paroi, soit en profondeur. Les dépôts sédimentaires dans les lagunes diffèrent d'une saison à une autre.

IV.3.1) Saison estivale

L'étude des paramètres physico-chimiques des sédiments stockés en saison estivale de la lagune 1, a conduit aux résultats suivants :

a- dans la paroi

- épaisseur : 0,2cm
- matière sèche : 2,085g
- % d'humidité : 10,54
- pH : 7,9
- potentiel redox : < 0

D'après Bechac et al (1984) la valeur du potentiel hydrogène témoigne d'une digestion anaérobie se faisant dans des conditions optimales, sans accumulation d'acides volatiles.

La valeur négative du potentiel redox témoigne d'un état réducteur et aussi d'une digestion anaérobie plus poussée. En période d'anaérobiose les sédiments peuvent être remis en suspension et provoquer une augmentation des MES et de la charge organique.

Le suivi de l'évolution des éléments métalliques dans la paroi a porté sur l'analyse du fer, du cobalt, du cuivre, du manganèse, du plomb, du zinc, etc.

Le tableau 24 résume les éléments métalliques contenus dans les sédiments provenant de l'eau traitée. Les résultats des analyses ont été obtenus par fluorescence RX.

Eléments	K	Ca	Mn	Fe	Co	Cu	Zn	Br	Rb	Pb
Concentration (ppm)	9276	29000	430	1950	39	141	175	11	<11	65

Tableau 24 : Composition des sédiments dans les parois du bassin 1.

Les éléments métalliques sont bien éliminés par piégeage dans les sédiments. Une importante élimination est observée pour le calcium et le potassium suivi par le fer par contre les autres éléments subissent une élimination graduelle. L'élimination du calcium reste tributaire du relargage des ions PO_4^{3-} , en effet ces derniers sont fixés par les ions Ca^{2+} pour former les orthophosphates de calcium ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$) qui vont aller se déposer dans les sédiments, créant ainsi une source de réserve d'orthophosphates qui peut être remise en circulation.

Les concentrations des éléments contenus dans les sédiments de la paroi conduisent au classement suivant [133] :

$$[\text{Br}] < [\text{Co}] < [\text{Pb}] < [\text{Cu}] < [\text{Zn}] < [\text{Mn}] < [\text{Fe}] < [\text{K}] < [\text{Ca}]$$

b- en profondeur

Les sédiments en profondeur présentent les caractéristiques suivantes:

- hauteur : 0,6cm.
- matière sèche : 2,0306g.
- % humidité : 27,2050
- pH : 8,3
- potentiel redox < 0.

Le pH des sédiments en profondeur a augmenté et le potentiel redox est négatif. Les valeurs du pH et du potentiel redox négatif en profondeur témoignent aussi d'une digestion se faisant dans des conditions d'anaérobiose. Dans les conditions d'anaérobiose le pH est proche de la neutralité. La hauteur des sédiments, le pH et le pourcentage d'humidité évoluent dans le même sens par contre la matière sèche diminue.

La composition des éléments contenus dans les sédiments en profondeur est représentée par le tableau 25.

Eléments	K	Ca	Ti	Mn	Fe	Co	Cu	Zn	Br	Rb	Pb
Concentration (ppm)	5688	18000	961	657	118500	117	259	1197	27	13	189

Tableau 25 : Composition des éléments des sédiments dans la profondeur du bassin 1.

En profondeur les éléments métalliques contenus dans les sédiments se trouvent beaucoup plus piégés par rapport à la paroi. Une importante élimination est observée pour le fer et le calcium suivi par les autres éléments tels que, le potassium, le zinc et le titane. On note que ce dernier n'a pas été piégé dans la paroi. L'élimination a doublé pour le cuivre et triplé pour le cobalt et le zinc. Le piégeage du cuivre, cobalt et zinc qui s'effectue en anaérobiose est certainement due à la dénitrification (observée) des ions NO_3^- . La dénitrification étant un processus anaérobie, les ions NO_3^- se sont probablement fixés aux ions Cu^{2+} , Co^{2+} et Zn^{2+} .

pour former les nitrates, de cuivre ($\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$), de cobalt ($\text{Co}(\text{NO}_3)_2$) et de zinc ($\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$), et se trouvent ainsi piégés par les sédiments.

La séquence des concentrations des éléments dans les sédiments obtenue en profondeur est la suivante [133] :



Nous remarquons que le taux le plus élevé des éléments de transition de la 4^{ème} période est celui du fer, et que le rubidium est à l'état de traces.

Cette séquence est différente de celle correspondant aux sédiments de la paroi.

La différence réside dans la paroi comme suit : $[\text{Zn}] < [\text{Mn}]$ et $[\text{Fe}] < [\text{K}]$

Et en profondeur comme telle : $[\text{Mn}] < [\text{Zn}]$ et $[\text{K}] < [\text{Fe}]$

On remarque que l'ordre du classement de piégeage des éléments dans les sédiments en profondeur est modifié. Cette modification est certainement due à la variation du pH. Le piégeage des éléments dans les sédiments dépend du pH, des ions orthophosphates (PO_4^{3-}) dans la phase liquide, des ions sulfates, de certains éléments qui interviennent et favorisent la formation des complexes de métaux puis les dissolvent et provoquent la précipitation des métaux. Ce temps de passage de la complexation à la précipitation pourrait être responsable de la modification

IV.3.2) Saison automne + hiver

Les paramètres physico-chimiques des sédiments des saisons (automne + hiver) récupérés de la paroi des 3 lagunes sont représentés dans le tableau 26.

Les résultats obtenus montrent que le pH est légèrement alcalin dans les 3 lagunes ce qui favorise le développement des bactéries épuratrices, la lagune 3 présente un potentiel redox positif de 0,45mV contrairement aux 2 autres lagunes où le potentiel redox est négatif. Les masses sédimentaires des lagunes 2 et 3 sont du même ordre de grandeur et largement supérieures à celle de la lagune 1 alors que le taux d'humidité suit le sens inverse.

La dégradation du pourcentage d'humidité est plus marquée à l'entrée qu'à la sortie.

Paramètres → Lagunes ↓	pH	e (cm)	eH (mV)	MS(g)	%H
Lagune 1	8,3	0,2	< 0	0,2454	92,478
Lagune 2	8,3	0,2	< 0	2,0496	83,503
Lagune 3	8,3	0,2	0,45	2,0650	76,880

Tableau 26 : Paramètres physico-chimiques des sédiments des trois lagunes (automne + hiver).

Les résultats des analyses par fluorimétrie des sédiments de la paroi des trois lagunes sont représentés dans le tableau 27.

Eléments	K	Ca	Mn	Fe	Co	Cu	Zn	Br	Rb	Pb
Concentration ppm lag1	3896	399400	854	2003	30	187	167	27	<10	35
Concentration ppm lag 2	7748	31000	604	5217	61	151	389	33	<10	65
Concentration ppm lag 3	8084	33000	658	382	2529	49	126	213	24	65291

Tableau 27 : Composition des sédiments des trois lagunes (automne + hiver).

On remarque qu'une grande quantité de plomb s'est déposée dans la lagune 3. Les résultats obtenus montrent que les ions ne sont pas piégés de la même façon d'une lagune à l'autre. Ainsi dans le premier bassin, le calcium (399400ppm), le potassium (3896ppm), le manganèse (854ppm), le cuivre (187ppm) sont les plus retenus ; dans le bassin 2, ce sont le fer (5217ppm), le potassium(7748) et le zinc (389ppm) alors que dans le bassin 3, on note le plomb (65291ppm), potassium (8084ppm) et le cobalt (2529 ppm).

Le taux de calcium, potassium, manganèse, fer, Cuivre et zinc obtenus en saison estivale dans la paroi sont nettement supérieurs à ceux des saisons automne + hiver. Le plomb et le brome sont plus élevés pour les saisons automne + hiver. Le taux de zinc est plus élevé que le taux de cuivre et de manganèse pour la saison estivale.

Les concentrations des éléments obtenus dans les sédiments des différentes lagunes (tableau 27) ont donné les classements suivants [133]:

Lagune 1 : [Br]<[Co]<[Pb]<[Zn]<[Cu]<[Mn]< [Fe]<[K]<[Ca]

Lagune 2 : [Br]<[Co]<[Pb]<[Cu]<[Zn]<[Mn]< [Fe]<[K]<[Ca]

Lagune 3 : [Br]<[Co]<[Cu]<[Zn]<[Mn]<[Fe]<[K]<[Pb]<[Ca]

Les résultats des analyses ont mis en évidence les points suivants :

- les lagunes 1 et 2 présentent un classement des concentrations des éléments des sédiments identiques à l'exception du cuivre et du zinc.

La différence réside dans la lagune 1 comme suit : [Zn]<[Cu]

Et dans la lagune 2 comme telle : [Cu]<[Zn]

-le classement observé dans la lagune 3 est totalement différent de ceux des deux autres lagunes dans le cas du plomb. On remarque que le plomb est plus piégé que tous les autres éléments après le calcium. Ce qui pourrait expliquer la valeur positive du potentiel redox obtenu.

-on constate que plus le nombre de bassins augmente plus le dépôt de plomb est important.

- le calcium se dépose dans les trois bassins et c'est le taux le plus élevé, cet important piégeage du calcium pourrait être dû à la présence des ions orthophosphates qui forment des complexes avec les ions calcium qui se déposent dans les sédiments créant ainsi une réserve d'orthophosphates qui pourrait être relarguée et utilisée par la cellule pour sa croissance.

-les concentrations en Pb, Br sont plus élevées en période automne - hiver.

-les taux de Ca, K, Mn, Fe, Cu, Zn, de la saison estivale sont nettement supérieurs à ceux des saisons automne + hiver.

-on note que parmi les 5 éléments de transition le fer (Z=26), le manganèse (Z=27), le cobalt (Z=28), le cuivre (Z=29) et le zinc (Z=30), analysés dans les sédiments récupérés dans les

parois des lagunes 1, 2 et 3, en saison automne-hiver le fer est l'élément le plus piégé dans les sédiments.

-on constate que parmi les 5 éléments de transition le cobalt est l'élément le moins piégé dans les lagunes 1, 2 et 3 en saison automne-hiver. Il est aussi le moins piégé parmi les éléments de transition en saison estivale dans la paroi et en profondeur.

- on note aussi que le fer récupéré dans la lagune 1 est l'élément le plus piégé parmi les éléments de transition en saison automne-hiver et en saison estivale (figure 86, 87).

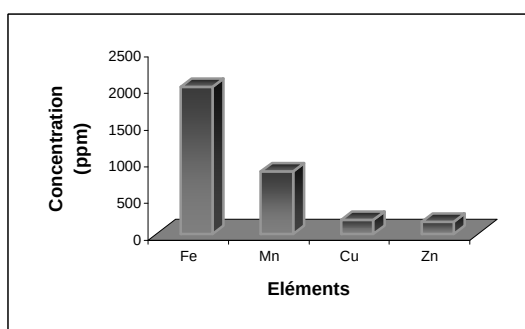


Figure 86 : Taux des métaux (automne + hiver).

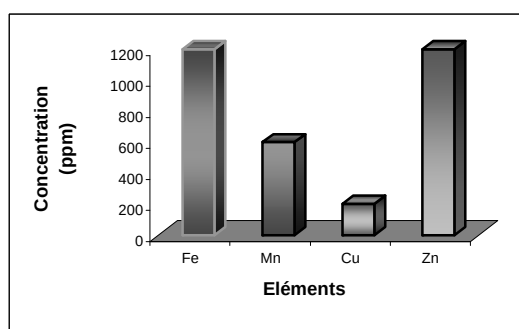


Figure 87 : Taux des métaux (été)

IV.4) Evolution des MES et MVS dans les sédiments

Les figures 88, 89, 90, 91, 92 et 93 représentent l'évolution des hauteurs en fonction des matières en suspension (MES) et des matières volatiles (MVS) des sédiments récupérés en périodes estivale et hivernale dans les trois lagunes. Les résultats obtenus montrent une augmentation des matières en suspension dans les dépôts sédimentaires et des matières volatiles et parallèlement il se produit une augmentation de la hauteur des sédiments. L'augmentation de la hauteur des sédiments se traduit par un dépôt qui diffère d'une lagune à une autre.

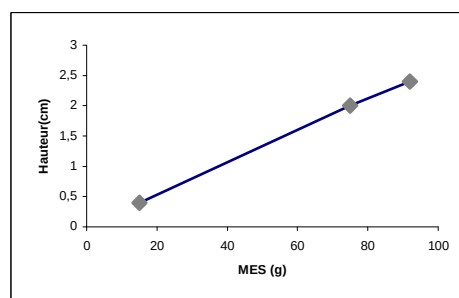
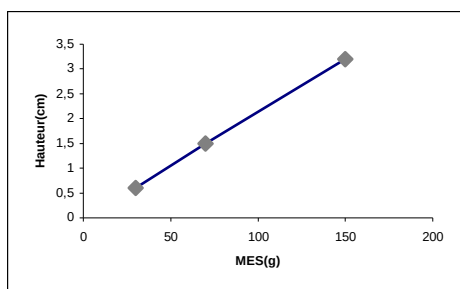
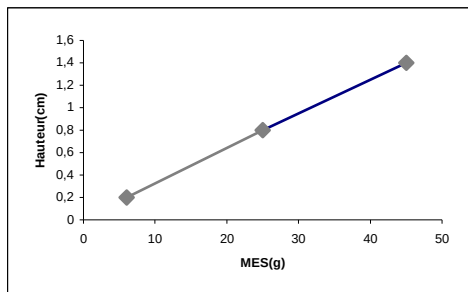
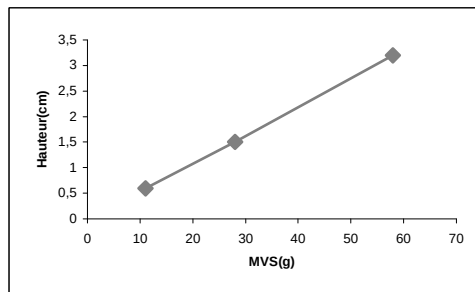
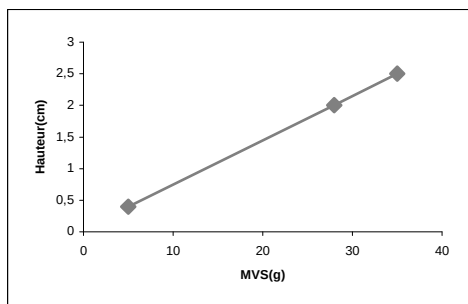
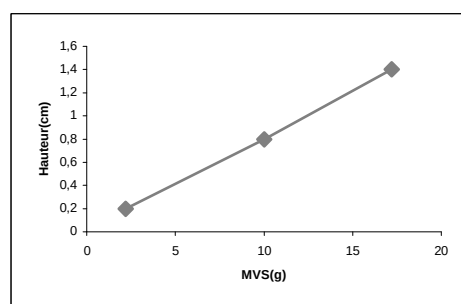


Figure 88 : Evolution de la hauteur en fonction des MES (lagune1)Figure 90 : Evolution de la hauteur en fonction des MES
Lagune 3**Figure 89** : Evolution de la hauteur en fonction des MES(lagune 2)Figure 91 ; Evolution de la hauteur en fonction des MVS
lagune 1Figure 92 : Evolution de la hauteur en fonction des MVS
Lagune 2Figure 93 : Evolution de la hauteur en fonction des MVS
lagune 3

L'examen des résultats montre que la hauteur des sédiments diffère d'une lagune à l'autre. Cette différence permet de conclure que la première lagune, dont le dépôt est le plus important, joue un rôle primordial dans l'élimination des matières en suspension des eaux usées à traiter.

Dans la lagune 1 les dépôts sont d'origine minérale et organique alors que dans les lagunes 2 et 3 elles sont majoritairement d'origine phytoplanctonique. Ce qui signifie que le phytoplancton est responsable des matières en suspension.

IV.5) Conclusion

On peut dire que le système de lagunage est un procédé complexe où les différentes phases jouent un rôle important dans l'épuration.

- la phase aqueuse où principalement les algues par leur activité photosynthétique peuvent influencer sur les dépôts sédimentaires.
- La phase sédiments qui permet la décantation et l'accumulation des métaux.

Ce procédé de traitement permet d'éliminer les métaux lourds contenus dans les effluents industriels et urbains. Il nous renseigne aussi sur le taux de piégeage et sur la non homogénéité des éléments qui précipitent différemment d'une lagune à une autre, ceci pourra nous guider à intervenir pour récupérer tel ou tel élément et voire s'il y a possibilité d'ajouter des produits chimiques pour précipiter l'élément de notre choix.

Conclusion

Cette étude a porté sur la caractérisation d'effluents prélevés sur plusieurs sites du bassin versant de Mazafran, à la sortie du collecteur principal de la commune de Zeralda et au niveau de l'estuaire proche du collecteur qui représente une partie de notre travail, l'autre a été réservée à la conception d'un dispositif expérimental et au traitement des eaux issues du collecteur. Ce travail a été mené sur plusieurs saisons afin de voir l'effet climatologique sur le traitement.

Les principaux résultats obtenus ont mis en évidence les points suivants :

- la caractérisation des eaux a permis d'évaluer quantitativement et qualitativement la charge polluante rejetée par la région de Zéralda
- le bilan de pollution a conduit à un traitement biologique et à une conception de dispositif expérimental composé dans un premier temps de deux puis de trois lagunes
- les meilleurs résultats ont été obtenus en utilisant 3 lagunes.
- le suivi des performances épuratoires du système ont montré que ce dernier assure une élimination importante de la charge organique dans la phase liquide.
- une élimination pour (MES : 95%, DCO : 70%) et 97% pour la turbidité.
- il fournit des eaux épurées claires et limpides.
- la population phytoplanctonique est essentiellement composée de scendesmus, chlorella, et diatomées.
- dans le zooplancton nous avons obtenu des copépodes qui donnent des eaux très oxygénées et sont le signe d'une épuration avancée.
- la présence de copépodes provoque une augmentation de l'oxygène dissous avec une diminution de la turbidité et des matières en suspension.

L'analyse des éléments Br, Co, Pb, Zn, Cu, Mn, Fe, K et Ca récupérés des sédiments a montré qu'ils sont piégés de façon différente d'une lagune à l'autre et d'une saison à une autre.

- le calcium est l'élément le plus piégé.
- le brome est le moins piégé.

Les résultats obtenus au cours de notre étude ont montré que le procédé appliqué à l'effluent de la région de Zeralda est bien adapté en raison de sa composition qui est essentiellement

organique et biodégradable. Ce traitement peut être appliqué pour la région et éviter ainsi la détérioration du littoral.

Les résultats de ce travail permettent de valider l'utilisation d'un traitement par lagunage dans les zones rurales avoisinantes.

Les eaux usées de certaines communes des wilayas de Ain Defla, Alger, Blida, Médéa et Tipaza sont déversées le bassin versant de Mazafran. Ces eaux véhiculées par l'oued Mazafran rejoignent la mer méditerranée.

-il serait souhaitable d'appliquer ce traitement pour certaines zones urbaines ce qui permettra de diminuer la pollution du milieu récepteur (mer méditerranée).

-une étude similaire (lagunage) sur une eau usée d'origine industrielle, vu que certaines industries déversent leur rejet dans le bassin versant de Mazafran.

-d'appliquer ce traitement et changer la forme des bassins.

-d'utiliser un dispositif composé de bassins en parallèle.

-d'utiliser des algues spécifiques.

-de réutiliser l'eau traitée en agriculture (étude bactériologique nécessaire).

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- [1]: Jacques Theys, (2000). De l'eau pour tous au XXIème siècle : quelques éléments d'une prospective mondiale de l'eau à l'horizon 2025. Centre de prospection et de veille scientifique Institut français de l'environnement.
- [2]: M. Samman (UNESCO), (1998). Education et sensibilisation aux interrelations entre la dynamique de la population et les besoins en eau congrès international. Liban
- [3]: Rapport de la PAI (Population Action International), Washington.
- [4]: Ighor Shikhanov, 2001. Water for all UNESCO.
- [5]: Falkenmark Malin, (1995), « Coping with water scarcity under rapid population growth », Conférence des Ministres de la Southern Africa Development Community, Pretoria.
- [6]: Bremont R, Vuichard R, (1973). Paramètres de la qualité de l'eau. Edition Dunod, Ministère de la protection de la nature et de l'environnement SPEPE. Paris
- [7]: Source : Assemblée populaire et communale (APC) Zéralda.
- [8]: Source : Agence nationale des ressources hydriques (A.N.R.H).
- [9]: P. Quezel, P. Santa. Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales, CNRS.
- [10]: A/ Bouanani. Hydrologie, transport solide et modélisation. Etude de quelques bassins de la Tafna. Thèse, DE. Tlemcen
- [11]: Alcaraz. La végétation de l'ouest algérien. Thèse. Perpignan.
- [12]: Source : Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement (M.A.T.E).
- [13]: Chikh, Kerfali, Touafek. Enc, Hirsch Ghoualem, (2007). Etude de la pollution des eaux superficielles du bassin versant de Mazafran. F. de chimie. USTHB.
- [14]: M. Chouat, (1992). Synthèse hydrologique du bassin versant du Mazafran. Univ de Blida.
- [15]: Source : Données climatologiques *Station météorologique de Dar El Beida*. Alger.
- [16]: H. Gaussen, F. Bagnouls, 1953. Saison sèche, et indice xérothermique. Université de Toulouse. France.
- [17]: Emberger. Une classification biogéographique des climats. Faculté des sciences. Montpellier. France
- [18]: E. de Martonne. Indice d'aridité. Climatologie. France

- [19] Rapport sur l'état et l'avenir de l'environnement. Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement (2000).
- [20] : S. Mirko, (1998). Caractérisation écologique des bassins versants de petit plan d'eau en relation avec leur biodiversité. Université, Genève.
- [21] Meybeck M., De Marsily G., Fustec E. (1995). La Seine en son bassin : fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé. Ed Elsevier. Paris.
- [22]Source : Agence nationale des bassins hydrographiques(ABH). Alger.
- [23]Source : Agence nationale des barrages(ANB). Alger
- [24]: W.W.Eckenfelder (1973). Gestion des eaux urbaines et industrielles. Editions technique et documentation, Paris.
- [25]: A.Gaid (1984).Epuration biologique des eaux urbaines* Tome OPU Alger
- [26]F.Edeline, (1985).Epuration biologique des eaux résiduaires, Edition Cebedoc.
- [27]: Cyril Gomella et Henri Guérée*.(1978) Le traitement des eaux publiques industrielles et privées. Ed Eyrolles
- [28]: H.M.Brewer, (1988). Technologie anaérobie. Compte rendu des activités de recherche de développement et de démonstration dans l'industrie agro-alimentaire et celle des pâtes à papier. Canada.
- [29]:F.Vedrenne , F.Béline, N. Bernet . Evaluation of the methane production of livestock wastes: ultimate productivity and organic matter characterization, 4th international symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste, Copenhagen.
- [30]: P.Levasseur, (2002) Compositions chimiques détaillées des aliments et des lisiers de porc.Techni Porc, **25** (1) : 19-25.
- [31]: J.F,Beaux, (1997). L'environnement. Ed. Nathan , Paris.
- [32]: Roméo, M., Gnassia-Barelli, M., Juhel T., Meinesz A., 1995. Memorization of heavy metals by scales of the seagrass *Posidonia oceanica*, collected in the NW Mediterranean. Marine Ecology Progress Series 120(1-3), 211-218.
- [33]: P.A, Butler, (1971). Influence of Pesticides on Marine Ecosystems. Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci. 177:321-329. (ERL, GB 129).
- [34]: la consultation publique sur la gestion de l'eau au Québec Front commun québécois pour une gestion écologique des déchets Mémoire du FCQGED
- [35]: M, P. S.Maitland, (1966). Studies on Loch Lomond. The Fauna of the River Endrick. Univ. Glasgow, Blackie and Son, Glasgow.

- [36] : Geneviève Deviller, (2003). Traitement par lagunage à haut rendement algal (LHRA) des effluents piscicoles marins recyclés : évaluation chimique et écotoxicologique
- [37] : G.Boeuf, P.Payan,(2001).Comparative biochemistry and physiology. How should salinity influence fish growth?
- [38] : F.L, Mayer,B.A, Rattner, H.L,Bergman, (1992). Metabolics products as biomarkers: Biochemical, physiological, and histological markers of anthropogenic stress.
- [39] : A.EF(1979) Les micropolluants minéraux dans les eaux continentales et superficielles Cd, Zn Rapport n 04
- [40]: Westfall, B.A., 1945. Coagulation film anoxia in fishes. *Ecology*, 26: 283-287.
- [41]: Mushiake, K., Nakai, T., Muroga, K., 1985. Lowered phagocytosis in the blood of eels exposed to copper. *Fish pathology*, 20: 49-53.
- [42]: Austin, B, 1999. The effects of pollution on fish health. *Journal of applied Microbiology Symposium Supplement*, 85: 234S-242S.
- [43]:J.E.Shenk, P.G.Meir, M.E.Bender,(1972). Analysis of pollution from marine engines.
- [44]:R.O.McLeal, (1974).The tolerance of stigeoclonium tenue Kutztof heavy metals in south wales
- [45]: Pérez Cid, B., Boia, C., Pombo, L., Rebelo, E., 2001. Detemination of trace metals in fish species of the Ria de Aveiro (Portugal) by electrothermal atomic absorption spectrometry. *Food Chemistry*, 75: 93-100.
- [46]: W.H, Evarhat, P.H, Davies,(1973).Effect of chemical variations in aquatic environments
- [47] : B.Festy, (1973). Toxicité du mercure. TSM.L'eau.
- [48] : Cossa, D., Thibaud, Y., Roméo, M., Gnassia-Barelli, M., 1990. Le Mercure en Milieu Marin: Biogéochimie et Ecotoxicologie. *Rapports Scientifiques Techniques IFREMER* 19.
- [49] : Cossa, D., Martin, J.M., Takayanagi, K., Sanjuan, J., 1997. The distribution and cycling of mercury species in the Western Mediterranean. *Deep-Sea Research* 44, 721-740.
- [50] : Wood, J.M., Kennedy, F.S., Rosen, C.G., (1968). Synthesis of methyl-mercury compounds by extracts of a methanogenic bacterium. *Nature* 220 (173–174).
- [51] : J.L, Gardea-Torresdey, J;R. Peralta-Videa, M.Montes, G.de la Rosa, B.Corrall-Diaz.2004.Bioaccumulation of cadmium, chromium and copper by *Convolvulus arveis*; impact on plant growth and uptake of nutritional elements. *Bioresource Technology* 92, 229-235.

[52] : L.Bartlett, et al. (1974). Effects of copper, zinc and cadmium on *Selenastrum capricornueum*. Water Res. 8: 179.

[53] : C.Lafabre, (2007).Utilisation de *posidonia oceania delile* comme bio-indicateur de la contamination métallique. These, doc d'état. Corse.

[54] : P. Barak, P.A. Helmke, (1993). The chemistry of zinc. *In* : Zinc in Soils and Plants, Developments in Plants and Soil Sciences. Robson, A., edit., Kluwer Academic Press pub., New-York, 1–13.

[55] : JA. Mecham, RB. Holliman, (1975) Toxicity of zinc to *Schistosoma mansoni* cercariae in a chemically defined water medium. Hydrobiologia 46:391-404

[56] : D.J. Reish,, F. Piltz,, J.M. Martin, J.Q. Word, (1974). Induction of abnormal polychaete larvae by heavy metals. Mar. Pollut. Bull., 5: 125-126.

[57] : C. R. Boyden, H. Watling , I. Thornton Effect of zinc on the settlement of the oyster *Crassostrea gigas* Marine Biology.

[58] : S.Lau, M.Mohamed, A.TenChi Yan, S.Suut,(1998). Accumulation of heavy metals in fresch water mollusks. Scienc of total environment.

[59] : Ramiro J.E Martins, Rosana Pardo, Rui A.R Boaventura 2004. Cadmium (II) and Zinc(II) adsorption by the aquatic moss *Fontinallis antipyretica*; effect of temperature, pH and water hardness. Water Research 38, 693-699.

[60] : Erk, M., Ruus, A., Ingebrigtsen, K., Hylland, K., 2005. Cadmium accumulation and Cd binding proteins in marine invertebrates – A radiotracer study. *Chemosphere* 61, 1651-1664.

[61] : Wesley J. Birge¹ and Oliver W. Roberts¹Toxicity of metals to chick embryos Bulletin of environmental contamination and toxicity.Vol16 n°3.

[62] :P.Barak,P.A.Helmke,(1993). The chemistry of the zinc.Zinc in soils and plants developments in plant and soil science.New-York.

[63] : J.Cairns, R.E. Sparks. 1971. The use of bluegills to detect zinc. U.S. Environmental Protection Agency, Water Pollut. Washington.

- [64] : J.L, Gardea-Torresdey, J;R. Peralta-Videa, M.Montes, G.de la Rosa, B.Corral-Diaz.2004.Bioaccumulation of cadmium, chromium and copper by *Convolvulus arvensis*; impact on plant growth and uptake of nutritional elements. *Bioresource Technology* 92, 229-235
- [65]: S.HLin K W Cheng. A new sequencing batch reactor for treatment of municipal sewage wastewater for agricultural reuse. *desalination* 133(2001)41-51
- [66] : Technologies for domestic wastewater recycling. *Urban water* (1999) 285-292
- [67] Vieira SMM, Carvalho JL Barijan FP and Rech CM. Application of the UASB technology for sewage treatment in a small community at Sumaré, São Paulo state. *Water Sciences Technologies* 30 (12) 203-210(1994)
- [68] : Tieheng Sun, Yaowu He and all. Treatment of domestic wastewater by an underground capillary seepage system.1998 *Ecological Engineering* (11) 111-119.
- [69] : Gnanadipathy A Polprasert C Treatment of a domestic wastewater with UASB reactors *Water Sciences Technologies* 27 (1) 195-203(1993)
- [70]: Tieheng, Sun and all, treatment of domestic wastewater by an underground capillary seepage system, *Ecology engineering*, 11(1999)111-119.
- [71] :M. Rocques, (1980). *Fondement théorique de traitement biologique des eaux*.vol. II, ed. Technique et Documentation. Paris.
- [72]: D. Champiat, J. P.Larpent, (1988). *La biologie des eaux : méthodes et techniques*. Paris, Masson.
- [73]: 3. Le lagunage, une technique d'épuration des eaux en milieu tropical-J.L.Farinet, Y.Copin-Cirad-Montpellier, France.
- [74]: E.F.Gloyne, (1972). *Bassins de stabilisation des eaux usées*.OMS, Genève.
- [75]: Bechac, J, Boutin, B. Mercier, P. Nuer, (1984).*Traitement des eaux usées*. Edition Eyrolles.
- [76] : Michelguy, (2003). *Le lagunage écologique*.
- [77] : 3. Le lagunage, une technique d'épuration des eaux en milieu tropical-J.L. Farinet, Y.Copin-Cirad, Montpellier, France.
- [78] : M. Desjardins, (1994). *Caractérisation des boues d'étang aérées facultatifs*, in *Sciences et techniques de l'eau*, vol. 27 n°4, Canada.

[79] : CTGREF “lagunage naturel et lagunage aéré-Procédés d'épuration des petites collectivités ”, Agence de bassin Loire-Bretagne, 1979.

[80] : Source : ONAS, (1989).Traitement et réutilisation des eaux usées en Tunisie.

[81] : N.Ouzzani , L.Bouarab, B.Picot, H.B.Lazrek, B.Oudra, J.Bontoux, 1997. Variations saisonnières des formes de phosphore dans une station de traitement des eaux usées par lagunage, sous climat aride de Marrakech (Maroc). Rev. Franç. des Sci. de l'eau, 4: 527-544.

[81] : J.L, Gardea-Torresdey, J;R. Peralta-Videa, M.Montes, G.de la Rosa, B.Corral-Diaz.2004.Bioaccumulation of cadmium, chromium and copper by *Convolvulus arvensis*; impact on plant growth and uptake of nutritional elements. Bioresource Technology 92, 229-235

[82] : Hammou B,Picot, D.Bendou, J. Bontoux,(1988). Evaluation des dépôts sédimentaires dans les lagunes à microphytes sous climat méditerranéen séminaire international sur l'environnement Constantine Algérie.

[83] : Hickey RF, W, Jones R and Veiga MC The start up, systems, monitoring and control of high rate anaerobic treatment systems. Water Sciences Technologies 24 (8) 207-255(1995)

[84] : M.Desjardins, (1994). Caractérisation des boues d'étang aérées facultatifs, in Sciences & techniques de l'eau, vol. 27 n°4, Canada, pp 45-56,

[85]: Watson, J. D. and Crick, F. H. (1953) Nature, Molecular structure of nucleic acids; a structure for deoxyribose nucleic acid, **171**, 737-8.

[86] : F.Edeline, (1979). L'épuration biologique des eaux résiduaires, théories et techniques. Techniques et documentation.

[87] : C.Drakides, M.Gervais, (1987). Potentialités désinfectantes du lagunage par microphytes en climat chaud. Premières observations. Inter-University Seminar on Wastewater in Waste Stabilization Ponds and Aerated Lagoons.

[88] :Middelbrook,1990.Stabilisation pond and construction in the USA.

[89] : J.Garcia, M.H.Mariné, R.Mujeriego. Tratamiento de aguas residuales urbanas mediante lagunas de alta carga : Evaluación experimental

[90] :W.B.Bowden,(1987).The biochemistry of nitrogen in freshwater.Wetlands.Biochemistry4.

[91] :M.D.Doran, W.C.Boyle, (1997) phosphorus removal by activated algae.Wat.Res,vol13,

[92] : M.Florentz, P.Hartmann, P.Gilles, (1984). Expérimentation sur pilote à alternance de phase portant sur l'élimination biologique du phosphore. Rev. Sci. Eau, 3: 1-17.

- [93] :Y. Racault,(1997).Lagunage naturel, leçons tirées de 15 années d'expérience.Tech.Doc
- [94] A. Ennabili, M. Ater Diversité floristique et production de biomasse des macrophytes des marais de Smir. Faculté des sciences. Maroc
- [94] H.Brix H., H.H, Schierup (1989). The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. *Ambio*, 18,2, 100-107.
- [95] :J.A Rowler, A.O Taylor, (1971). Effects of CO₂ and O₂ on photosynthetis under high-light low- temperature stress.
- [96] : C. Amblard, (1987). Les successions phytoplanctoniques en milieu lacustre.*Ann. biol*,26
- [97] : P.Nival,A. Thiriot. Biomasse et production zooplanctonique. Relations phyto-zooplancton
- [98] : R.W.Sterner, (1988). The role of grazers in phytoplankton succession. *Plankton Ecology* (Sommer, U., Ed), 107-170.
- [99] :J.Barbe, (1981). Les peuplements planctoniques des installations de lagunage naturel en France.
- [100] : C.Drakides, Trotouin, (1992): Etude normative du lagunage naturel. Ceremher, Agence de l'Eau RMC Région Languedoc-Roussillon,
- [101] : C.Drakides, (1983). Lagunes à charges estivales, fonctionnement et conception. ABRMC.
- [102] :N.Angelli, (1976).Influence de la pollution des eaux sur les éléments du plancton dans la pollution des eaux continentales. Incidences sur les biocénoses aquatiques. Bordas. Paris
- [103] : F.Muzzolini, A.Deschamps, (1993). Evaluation des productions, techniques de séparation et possibilités de valorisation du plancton des lagunages naturels d'épuration, Uni Bordeaux.
- [104] : H. W.Pearson, D. D.Mara, W.Mills , D. J.Smallman, 1987. Factors determining algal populations in waste stabilization ponds and the influence of algae on pond performance, *Wat. Sci. Technol.*, 19, 131-140.
- [105] :E.Rouchi, (2003). Science de l'eau propre. Science, technologie et industrie. OCDE.
- [106] :P.L.McCarty, (1964). Anaerobic waste treatment fondamentales. Public Works.

[107]: H.Khatabi. Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères.France.

[108]: Sources : Institut national de cartographie et de télédétection. Alger.

[109]:Source : ANRH

[110]: Association française de normalisation. AFNOR

[110]: Dégrement. Mémento technique de l'eau. Tom 1. Ed Tecch et Doc Paris (1978)

[112]:J.Rodier ,1978.*l'analyse de l'eau, eau naturelle, eau résiduaire* Ed Dunod Paris.

[113]:J.Rodier ,1984.*l'analyse de l'eau, eau naturelle, eau résiduaire* Ed Dunod Paris.

[114]: Coin, (1981). La pratique de l'eau.

[115]: K.Loubière, H.Benbelkacem,.N.Foussard, S.Mathé. Détermination de la pollution organique des eaux. INSA.Toulouse.

[116]: Dégremont, (1978). Mémento technique de l'eau. Tom.2 Ed Tech et Doc, Paris.

[117]: F.Meinch, H. Stoof, H.Koehlchuter. Les eaux résiduaires industrielles. Edition Masson (1977).

[118]:J.Rodier ,(1996).Analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer,8ème éd, Dunod Paris.

[119]: Anonyme, (2006). Détermination du carbone et du soufre. Quebec.

[120] H.Ghoualem, A.Khouider Essai de traitement et valorisation d'un effluent urbain Premières Journées de Chimie EMP. (2005), Alger.

[121]H.Ghoualem, A,Khouider Traitement biologique d'une eau résiduaire. Transmediterranean symposium on organometallic chemistry and catalysis Renacom 2005 Maroc

[122]: H.Ghoualem, A.Khouider. Evaluation and biological treatment of an urban effluent. Desalination 222(2008)302-306.

[123]: H.Ghulam and A.J Al Saadi, wastewater quality and its reuse in agriculture in Saudi Arabia, Desalination, 123(1999)241-251.

- [124]:H.Ghoualem, A. Khouider Evaluating and treatment of an urban effluent. Soumise Research Journal of Chemistry and Environment.
- [125]: H.Ghoualem, A,Khouider (2002).Traitement d'une eau urbaine par lagunage. Séminaire sur la chimie pour l'environnement. Tiaret.
- [126] :N.Angeli, (1976).Influence sur les éléments du plancton dans la pollution des eaux continentales. Incidences sur les biocénoses aquatiques. Bordas. Paris
- [127]:N.Hammou, (1991). Le stockage sédimentaire dans les lagunes d'épuration d'eaux usées. Son incidence sur les composés azoté et les métaux lourds. These, Doctorat d'état.U.S.T.H.B
- [128] : Zeng-Yei Hseu, 2004.Evaluating heavy metal contents in nine composts using four digestion methods. Bioresource technology 95, 53-59.
- [129] :V. Rigollet, A,Sfriso Marconni, M, L, De Casabianca, (2004). Seasonal evolution of heavy metal concentrations in the surface sediments of lagoon(France) and venice lagoon (Italy). Bioresource Technology 95, 159-167.
- [130] : Amin et Ganapati,(1972).Biochemical changes in oxydation ponds. JWPCF. Volume 44(2)183-200.
- [131]:H.E.Salter, L.Boyle, S.K. Ouki , J.Quarmby and S.C. Williams. Performance of tertiary lagoons in the united kingdom:I
- [132]: H.E. Maynard, S.K. Ouki and S.C. Williams Tertiary lagoons: a review of removal mechanisms and performance. Water research vol 33n°1 1-13(1999).
- [133] : H.Ghoualem, A. Khouider Biological treatment of an urban sewage and analyses of sediments. Desalination206(2007)507-512.
- [134] :Kangala B. Chipasa 2003. Accumulation and fate of selected heavy metals in a biological wastewater treatment system. Waste management 23, 135-143.

Annexe

Tableau I: Répartition des précipitations et températures 1995-2005

Données Station de Dar El Beida Alger

		JAN	FEV	MAR	AVR	MAI	JUIN	JLT	AOUT	SEP	OCT	NOV	DEC
1995	P(mm)	171	40	107	29	<1	24	<1	49	18	19	58	39
	T(moy)	10,8	12,7	12,7	13,9	19,5	22	25,1	25	22	20,2	16,6	14,5
	M(°C)	16,2	19,4	18,7	21	26	27,2	31,2	32,9	28,2	26,9	23,2	19,7
	m(°C)	5,6	6,5	6,5	6,3	12,7	16,2	18,7	19,9	16,2	14	11	9,6
1996	P(mm)	94	232	57	161	36	32	7	4	38	26	27	34
	T(moy)	14,1	11	13,2	15,2	17,6	24,6	26,6	25,5	21,4	16,8	15,1	13,2
	M(°C)	19	15,6	18,9	20,4	23,3	26,7	30,8	31	27,2	23,1	21,6	19,7
	m(°C)	9,5	7	7,8	9,9	10,6	15,8	18,2	20,3	15,9	11,1	9,5	8,1
1997	P(mm)	38	24	9	95	22	10	9	33	37	45	130	93
	T(moy)	13,2	11,3	12	15,5	19,8	23,2	23,9	25,6	24,6	20,8	16,1	12,8
	M(°C)	18,2	19	19,7	22,1	24,7	28,3	28,9	31,5	29,8	26,8	21	18,5
	m(°C)	8,5	5,2	4	8,9	14,5	16,8	18,9	20	18,8	15,6	11,6	8,1
1998	P(mm)	29	52	37	76	151	1	,	8	22	49	103	82
	T(moy)	12	12,2	12,8	15,5	17,8	21,9	24,8	25,6	24,2	17,3	14,4	10,7
	M(°C)	17,9	19,2	19,7	21,6	23	27,9	31,5	32	30,1	24,7	20,3	22
	m(°C)	6,2	6,3	5,8	9,2	12,7	15,4	18	19,4	18,9	11,2	9,6	5,5
1999	P(mm)	121	133	86	47	1	2	,	4	19	22	170	202
	T(moy)	11,2	9,8	13,7	15,1	20	23,1	25,5	27,6	24,4	22,2	13,5	11,6
	M(°C)	16,7	15,8	19,4	21,8	26,6	29	31,8	33,3	30,3	28	18,8	16
	m(°C)	6,4	4,9	8,2	7,9	15,1	17,6	18,8	22,4	18,9	16,9	9,2	7,4
2000	P(mm)	16	6	19	17	53	<1	1	1	4	47	74	41
	T(moy)	8,4	11,2	13,6	16,2	20	22,3	25,6	26,3		18,5	15,4	13
	M(°C)	14,7	19,1	20,3	23	25,8	27,5	32,2	33,8	29,5	25,2	21,7	19,8
	m(°C)	2,1	4,1	6,8	9,9	14,9	16,2	20,1	19,9	17,4	12,9	10	7,4
2001	P(mm)	126	73	0	34	14	1	0	3	45	39	49	57
	T(moy)	11,6	10,6	16,5	15,1	18,1	24	25,5	26,5	23,3	22,3	14	6,9
	M(°C)	18,4	17,8	24,1	22,8	24,7	32,2	32,3	10	29,7	29	19,4	16,5
	m(°C)	5,8	4,3	9,4	7,5	11,5	15,6	18,4	20,2	17,6	15,9	9,2	3,8
2002	P(mm)	39	15	34	39	14	0	0	34	12	54	145	102
	T(moy)	10,6	11	13,8	15	18,9	22,7	24,5	25	23,2	19,6	15,7	13,5
	M(°C)	17,8	18,6	21,3	22,1	26,6	29,7	30,6	30,8	29,7	25,9	21,6	19,4
	m(°C)	4,7	3,6	6,7	8,4	10,9	16,1	18,6	19,5	16,5	13,3	10,6	8,5
2003	P(mm)	200	133	22	87	20	0	0	28	40	38	58	110
	T(moy)	10,7	10,3	13,5	15,5	18,4	25,4	27,7	28,3	23,9	20,5	15,9	11,4
	M(°C)	15,5	15,7	19,8	21,6	24,6	31,2	34	34,8	29,9	25,7	21,6	17
	m(°C)	6,1	5,4	7,2	9,3	12,2	18,5	21,6	22,3	18,4	15,7	7	6,9
2004	P(mm)	90	46	79	56	149	1	2	<1	12	44	116	109
	T(moy)	11,1	12	12,9	14,8	16,6	22,3	24,9	27,2	24,4	21,7	13,1	12,1
	M(°C)	17,4	18,4	18,4	21,3	21,9	28,9	31,1	33,7	31,7	29,3	19,8	17,5
	m(°C)	5,7	6,6	7,9	8,4	11	15	18,4	20,9	17,9	15,3	7,7	7,6
2005	P(mm)	85	115	50	26	1	,	<1	0	15	57	102	81
	T(moy)	7,6	8,5	12,6	15,4	19,5	23,5	25,8	25,2	22,5	20,2	13,8	10,9
	M(°C)	14,9	14,1	18,5	21,5	26	30,1	32,5	32,2	29,4	27,1	20	16,7
	m(°C)	7,5	3,3	16,6	1,4	12,7	16,9	19,3	18,3	15,3	14,1	8,7	6,1

[illegible]

Tableau n° II : Effluents issus de différentes activités Industrielles et urbaines déversant
dans le bassin versant de Mazafran

Origine de l'effluent		Activité industrielle	Activité urbaine
Alger	Zeralda	-Production d'énergie*Station Naftal* -Production couleurs, vernis, peintures, adhésifs *Sarm Peinture Midy II* -Sarl sanamed -Fabrication papier, imprimerie *Sarl Emballage Lazli*	Rejets urbains
Tipaza	Chaiba	-Fabrication de caoutchouc et plastiques*Sarl Adara* -Fabrication de caoutchouc et plastiques *Sarl SNTPC*	Rejets urbains
	Koléa	Sarl Cophyd	
Blida	Blida	-Fabrication caoutchouc plastique *Industrie Atlas Plast* - Compagnie industrie des caoutchoucs *Cinpac* -Industrie alimentaire (produits animaux)*Eurl Jacob*	Hopital Frantz Fanon
	Boufarik	-Briqueterie *Eprc Mitidja* - Fabrication de bois*Adecor SPA* -Industrie du textile, chaussure*Sta*	Rejets urbains
	Ain Roumane	-Industrie alimentaire* Sim* - Industrie du textile *Sarl Somotex* - Fabrication de caoutchouc , plastique *Sarl Mouzaia plastique* -Industrie du textile *Nouveau tissage de la Mitidja*	
	Beni Merad	-Industrie alimentaire, Sarl * biscofruits* - Industrie alimentaire (produits animaux)*Erida complexe de Beni Mered* -Industrie chimique *EPE Spa Moubydal*	
	Mouzaia	-Industrie alimentaire, Sarl * Semoulerie Amour de Mouzaia* - Conserverie, Sarl *Conserverie du Maghreb*	
	Ouled yaiche	-Fabrication caoutchouc plastique *Eurl Sacnet* -Biopharm	
Médéa	Médéa	-Industrie chimique, filiale antibiotique *Saidal*	
	Draa Essamar	-Fabrication caoutchouc plastique, filiale *Soexplast*	
Ain Defla	El Hocenia	-Industrie alimentaire, *Cassap d'El Hoceina*	
	Hamam Righa		Entreprise touristique de Hamam Righa

Liste des figures

n°	Désignation	Page
1 :	Répartition des précipitations moyennes mensuelles de (1995-2005)	10
2 :	Répartition des températures moyennes mensuelles de (1995-2005)	10
3 :	Répartition des précipitation et températures (1995-2005)	11
4 :	Climagramme d'Emberger et Sauvage des stations météorologiques	12
5 :	Situation géographique du bassin versant de Mazafran	16
6 :	Réseau hydrographique du bassin versant de Mazafran	17
7 :	Effet de la pollution par les métaux lourds sur les populations de <i>Stigeoclonium tenue</i>	31
8 :	Différents procédés d'épuration des eaux usées	39
9 :	Schéma simplifié d'une installation d'épuration biologique	40
10 :	Mécanisme de la métabolisation aérobie	41
11 :	Mécanismes de la digestion anaérobie	42
12 :	Schéma d'une lagune aérobie	47
13 :	Schéma d'une lagune facultative	48
14 :	Principaux mécanismes mis en jeu dans une lagune	50
15 :	L'influence de la température sur les populations d'algues	53
16 :	Principaux mécanismes mis en jeu	57
17 :	Principaux mécanismes mis en jeu dans le traitement par lagunage	58
18 :	Vue de l'exutoire	64
19 :	Vue de l'estuaire	64
20 :	Répartition spatiale des points de prélèvement des 4 oueds	64
21 :	Oued Mazafran (P1,S2))	65
22 :	Oued Mazafran (P2,S3))	65
23 :	Oued Mazafran (P3,S4))	65
24 :	Oued Djer (P4,S5)	66
25 :	Oued Bouroumi (P5,S6)	66
26 :	Oued Chiffa (P6,S7)	66
27 :	Variation de la température en fonction du temps	73
28 :	Variation du pH en fonction du temps	73
29 :	Variation de la conductivité en fonction du temps	74
30 :	Variation des MES en fonction du temps	74
31 :	Variation de la DCO en fonction du temps	76
32 :	Variation de la DBO en fonction du temps	76
33 :	Variation des NO_3^- en fonction du temps	77
34 :	Variation de NH_4^+ en fonction du temps	77
35 :	Variation des NO_2^- en fonction du temps	78
36 :	Variation des PO_4^{3-} en fonction du temps	78
37 :	Variation des ions Cl^- en fonction du temps	80
38 :	Variation des ions HCO_3^- en fonction du temps	80
39 :	Variation des ions Ca^{2+} en fonction du temps	81
40 :	Variation des ions Mg^{2+} en fonction du temps	81
41 :	Variation du pH en fonction des sites	82
42 :	Variation de la température en fonction des sites	82

43:	Variation de la conductivité en fonction du temps	83
44 :	Variation de la turbidité en fonction du temps	83
45 :	Répartition des MES en fonction des sites	84
46 :	Variation de l'oxygène dissous en fonction des sites	84
47 :	Répartition de la DBO ₅ en fonction des sites	84
48 :	Variation de la DCO en fonction des sites	84
49 :	Variation de la MO en fonction des sites	84
50 :	Variation des carbonates en fonction des sites	86
51 :	Variation des chlorures en fonction des sites	86
52 :	Variation des ions Ca ²⁺ en fonction des sites	86
53 :	Variation des ions Mg ²⁺ en fonction des sites	86
54 :	Répartition de [NH ₄ ⁺] en fonction des sites	87
55 :	Répartition de [NO ₂ ⁻] en fonction des sites	87
56 :	Variation de [NO ₃ ⁻] en fonction des sites	87
57 :	Variation de [PO ₄ ³⁻] en fonction des sites	87
58 :	Schéma du pilote 1.	92
59 :	Variation de la température en fonction du temps (cas de 2 lagunes)	95
60 :	Variation du pH en fonction du temps (cas de 2 lagunes)	95
61 :	% d'élimination des MES en fonction du temps (cas de 2 lagunes)	95
62 :	% d'élimination de la DCO en fonction du temps (cas de 2 lagunes)	95
63 :	% d'élimination de PO ₄ ³⁻ en fonction du temps (cas de 2 lagunes)	96
64 :	% d'élimination de NH ₄ ⁺ en fonction du temps (cas de 2 lagunes)	96
65 :	d'élimination des NO ₂ ⁻ en fonction du temps (cas de 2 lagunes)	97
66 :	% d'élimination des NO ₃ ⁻ en fonction du temps(cas de 2 lagunes)	97
67 :	Schéma du pilote 2.	98
68 :	Variation de la température en fonction du temps (cas de 3 lagunes)	100
69 :	Variation du pH en fonction du temps (cas de 3 lagunes)	100
70 :	Variation de la conductivité en fonction du temps (cas de 3 lagunes)	100
71 :	Variation de la turbidité en fonction du temps (cas de 3 lagunes)	100
72 :	Variation de l'oxygène dissous au cours du temps (cas de 3 lagunes)	101
73 :	% d'élimination des MES en fonction du temps (cas de 3 lagunes)	101
74 :	% d'élimination des MVS en fonction du temps (cas de 3 lagunes)	101
75 :	% d'élimination des PO ₄ ³⁻ en fonction du temps (cas de 3 lagunes)	101
76 :	% d'élimination des NH ₄ ⁺ en fonction du temps (cas de 3 lagunes)	103
77 :	% d'élimination des NO ₃ ⁻ en fonction du temps (cas de 3 lagunes)	103
78 :	% d'élimination des NO ₂ ⁻ en fonction du temps (cas de 3 lagunes)	103
79 :	% d'élimination de la DBO en fonction du temps (cas de 3 lagunes)	104
80 :	% d'élimination de la DCO en fonction du temps (cas de 3 lagunes)	104
81 :	Variation de Na ⁺ en fonction du temps (cas de 3 lagunes)	105
82 :	Variation de K ⁺ en fonction du temps (cas de 3 lagunes)	105
83 :	Principales espèces algales observées dans l'eau traitée.	106
84 :	Principaux organismes du zooplancton observés dans l'eau traitée.	107
85 :	Evolution de la chlorophylle a en fonction du temps.	108
86 :	Taux des métaux (été).	114
87 :	Taux des métaux (automne + hiver).	114
88 :	Evolution de la hauteur en fonction des MES (lagune 1)	114
89 ;	Evolution de la hauteur en fonction des MES (lagune 2)	114
90 :	Evolution de la hauteur en fonction des MES (lagune 3)	115

Liste des tableaux

n°	Désignation	Page
1 :	Indice d'aridité	13
2 :	Mobilisation des eaux du bassin versant 22-23.	18
3 :	Caractéristiques moyennes de rejets urbains d'après Hunter et Heukelekian	21
4 :	Valeurs limites, maximales des paramètres de rejet	26
5 :	Classe et utilisation des eaux	27
6 :	Effet du plomb sur les oeufs de* <i>Biomhalaria glabrata</i>	32
7 :	Pourcentage d'une larve anormale* <i>Capitella capitata</i> * cultivée à concentrations variables en cuivre et zinc (Reish, 1974).	35
8 :	Toxicity of cadmium to various species of fish in water of hardness 250 mg/L as CaCO ₃	35
9 :	Composition des différents sels contenus dans l'eau de la mer méditerranée	36
10 :	Différentes maladies liées à la pollution de l'eau	37
11 :	Principaux mécanismes d'élimination des différents types de pollution	38
12 :	Les agents pathogènes présents dans l'eau	59
13 :	Avantages et inconvénients du lagunage	61
14 :	Répartition de la végétation de l'oued Mazafran	68
15 :	Répartition de la végétation des oueds Bourroumi, Djer et Chifa.	69
16 :	Méthode et normes utilisées pour l'analyse des paramètres.	
17 :	Conservation des échantillons.	71
18 :	Grille de classement.	88
19 :	Répartition des sites en classes de qualité (MM).	89
20 :	Répartition des sites en classes de qualité (MOX)	89
21 :	Matières azotées.	90
22 :	Matières phosphorées.	91
23 :	Composition moyenne des paramètres de pollution de l'effluent.	99
24 :	Composition des sédiments dans les parois du bassin 1	110
25 :	Composition des éléments des sédiments dans la profondeur du bassin 1	111
26 :	Paramètres physico-chimiques des sédiments des trois lagunes (automne + hiver).	112
27 :	Composition des sédiments des trois lagunes (automne + hiver).	112

