

République Algérienne Démocratique et Populaire
الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Université Mohamed Kheider–BISKRA-



Réf :.....

Faculté des Sciences Exactes et des Sciences de la Nature et de la Vie
Département des Sciences de la Nature et de la Vie

Mémoire de Magistère en Biologie
Spécialité : Biotechnologie

THEME

Caractérisation physico-chimique et bactériologique d'une
zone humide « Wetland » à ElOued en vue de sa
réhabilitation

Présenté par : Djouamaa Manel

Soutenu le : 10/07/2011

Membres de jury :

BARKAT Djamel	Professeur	PRESIDENT	Université de Biskra
DEBABECHE Mahmoud	Professeur	RAPPORTEUR	Université de Biskra
OMARI Mahmoud	Professeur	EXAMINATEUR	Université de Biskra
BENKHALED Abdelkader	Maître de Conf. (A)	EXAMINATEUR	Université de Biskra

Dédicace

À mes parents

A mes frères Chakib et Mohamed

A mes amies, mes enseignants et ma famille.

Manel

Remerciements

Je glorifie Allah le tout puissant de m'avoir donné le courage et la puissance qui m'ont permis d'accomplir ce modeste travail

Je remercie mon encadreur monsieur Mahmoud Debabeche professeur à l'université de Biskra, d'avoir accepté d'être mon Encadreur. Je le remercie sincèrement pour ses nombreux encouragements, conseils et pour la confiance qu'il avait en moi, pour aborder cet axe de recherche.

Je présente mes remerciements au Professeur BARKAT DJAMEL pour avoir accepté de présider le jury de ma soutenance. Mes remerciements vont également aux membres de jury à savoir : Professeur OMARI MAHMOUD et le Docteur BENKHALED ABDELKADER pour avoir accepté de juger mon travail.

Je tiens à remercier aussi Mr Kaid Tarek directeur de l'ONA d'ElOued et Mr Guaga Akram Ingénieur à l'ONA d'ElOued, pour leur aide et soutien durant mes expérimentations. Je dois dire que sans l'aide continue de Mr Guaga, ce travail ne serait probablement pas achevé à temps.

Je dois présenter également mes remerciements les plus vifs à messieurs le Doyen et le vice doyen chargée de post graduation et relation extérieur de la faculté des Sciences Exactes et des Sciences de la Nature et de la Vie, sans oublier le Chef du département, pour nous avoir facilité toutes les démarches administratives.

J'adresse mes remerciements à monsieur DEBABECHE DJAMEL Responsable de l'unité du traitement des eaux au niveau de la société TIFIB de Biskra pour m'avoir aidé à réaliser mes analyses expérimentales au niveau de son laboratoire, ainsi que monsieur Hatem Zeribi, je les remercie énormément pour leur simplicité, leur gentillesse et surtout pour leur conseils et disponibilité.

Je n'oublierai certainement pas de remercier ceux qui ont contribué à la réalisation de ce travail : le directeur du laboratoire d'hygiène Biskra, et surtout madame Ghameri Najette, qui m'a assisté durant mes expériences bactériologique, sa disponibilité et ses nombreux conseils, ainsi que madame EZIR SALIMA et Zbaida, pour leurs encouragements. J'adresse aussi mes profonds remerciements au directeur de l'ADE Mr Hadid Morad, pour m'avoir ouvert les portes afin d'accéder au laboratoire de traitement des eaux. Je dois remercier aussi toute l'équipe du laboratoire.

Je rends également hommage à l'ensemble des personnes qui ont contribué de près ou de loin à l'achèvement de ce travail sans oublier mes enseignants, mes collègues de promotion et mes élèves du lycée Mohamed Bjaoui, mes étudiants de la promotion 2008/2009/2010 BBM et la promotion 2009/2010 CQA et l'équipe Bank de sang /mai 2010/

Enfin. J'adresse aussi mes plus vifs remerciements à ma famille, à mes parents qui m'ont toujours soutenu et encouragé dans ma vie Scientifique, mes deux bien aimés Mohamed et Chakib, une nouvelle vie commence pour nous Quatre.....

Table Des Matières

Dédicace.....	I
Remerciements.....	II
Liste Des Figures.....	VI
Liste Des Tableaux.....	IX
Abréviations.....	X
Introduction générale.....	1

Chapitre 1. Etude Bibliographique

1.1. Introduction.....	4
1.2. Définition des zones humides	5
1.3. D'où vient l'eau qui alimente les milieux humides ?	6
1.4. Les habitats humides : Une contribution majeure à la biodiversité.....	6
1.5. Adaptations et stratégie des organismes vivants.....	7
1.5.1. Les micro-organismes : des adaptations métaboliques	7
1.6. L'influence des milieux humides sur la qualité des eaux.....	9
1.6.1. La rétention des matières en suspension (MES) et des éléments associés.....	9
1.6.2. La rétention et l'élimination de l'azote dans les milieux humides	10
1.6.3. La dynamique du phosphore dans les zones humides	15
1.6.4. La rétention des éléments en traces potentiellement toxique (ETPT)	17
1.6.5. La rétention et la transformation des micropolluants organiques	19
1.6.6. La microbiologie du carbone dans les milieux humides	20
1.6.7. La microbiologie du soufre dans les milieux humides	23
1.7. Les zones humides artificielles pour l'épuration	26
1.7.1. Classification	26
1.7.2. L'intérêt de la technique.....	28
1.7.3. Les processus mis en jeu pour l'épuration des eaux dans une zone humide artificielle.....	29
1.8. Conclusion	30

Chapitre 2. Présentation du cas d'étude

2.1 Introduction.....	31
2.2. Situation géographique de la région d'étude	32
2.3. Les ressources hydriques du souf.....	34
2.4. Mécanisme de la remontée	36
2.5. Conséquences de la remontée	40
2.5.1. Inondation des ghouts	40
2.5.2. Détérioration des habitations	41
2.5.3. Détérioration de l'environnement	41
2.6. Solutions envisagées	42
2.6.1. Installation des réseaux de drainage et d'assainissement	42
2.6.2. Remblaiement des ghouts	44
2.6.3. Création d'une ceinture verte autour de la ville d'El Oued	44
2.6.4. Développement d'une agriculture à base d'une irrigation par les eaux usées et de drainage épuré	45
2.7. Conclusion	46

Chapitre 3. Matériels et Méthodes

3.1. Introduction.....	47
3.2. Méthodes de travail	47
3.2.1. Prélèvements et analyses des eaux de remontée	47
3.2.2. Technique du prélèvement	48
3.3. Méthodes d'analyses des paramètres physico – chimiques	48
3.3.1. Température	48
3.3.2. PH	48
3.3.3. Conductivité électrique et solides dissous (TDS)	48
3.3.4. Matière en suspension (MES)	49
3.3.5. Turbidité	49
3.3.6. Couleur	49
3.3.7. Oxygène dissous	49
3.3.8. La demande chimique en oxygène	49
3.3.9. Demande biochimique en oxygène	50
3.3.10. Détermination de la matière organique (MO)	50
3.3.11. Dosage de l'azote ammoniacal	51
3.3.12. Dosage de nitrite	51
3.3.13. Dosage de nitrate	51
3.3.14. Dosage du fer	51
3.3.15. Dosage des Orthophosphates	52
3.3.16. Détermination de la dureté	52
3.3.17. Sulfate	52
3.3.18. Chlorure	52
3.4. Méthodes d'analyse des paramètres bactériologiques	53
3.5. Techniques générales de recherche et de dénombrement des bactéries dans les eaux.....	53
3.5.1. Caractères généraux et classifications des indicateurs d'une contamination fécale	53
3.5.2. Protocole de recherche et de dénombrement pour les coliformes et thermotolérants	56
3.5.3. Protocole de recherche et de dénombrement pour les « streptocoques fécaux »	60
3.5.4. Technique de recherche et de dénombrement de bactéries anaérobies sulfitoréductrices dans les eaux.....	63
3.5.5. Recherche et dénombrement microbiologique des microorganismes revivifiables	65
3.6 Recherches et dénombrements microbiologiques spécifiques dans les eaux	67
3.6.1. Salmonelles	67
3.6.2. Staphylococcus aureus	69
3.6.3. Vibriion	72
3.7 Conclusion	78

Chapitre 4. Résultats expérimentaux et discussion

4.1 Introduction	79
4.2 Synthèse climatique	79
4.2.1. Température	79
4.2.2. Précipitation	80
4.2.3. Humidité relative	80

1.1.1. Vitesse moyenne des vents	81
1.1.2. Diagramme Ombrothermique de Gaussen	81
1.1.3. Climatogramme d'Emberger	82
1.2. Résultats d'analyses physico – chimiques des eaux de remontée	84
1.2.1. PH	84
1.2.2. Température	85
1.2.3. Minéralisation : Conductivité et taux des sels dissous (TDS)	86
1.2.4. La dureté totale (TH _t)	88
1.2.5. La salinité	90
1.2.6. Couleur	91
1.2.7. Matière en suspension (MES) et Turbidité	92
1.2.8. Matière organique (M.org)	93
1.2.9. L'oxygène dissous	94
1.2.10. Demande chimique en oxygène (DCO)	95
1.2.11. Demande biochimique en oxygène pendant cinq jours (DBO ₅)	96
1.2.12. L'azote ammoniacal « N-NH ₄ ⁺ », Nitrates « NO ₃ ⁻ » et Nitrites « NO ₂ ⁻ »	98
1.2.13. Orthophosphates « PO ₄ ³⁻ »	101
1.2.14. Sulfate « SO ₄ ²⁻ »	104
1.2.15. Le Fer « Fe ⁺² »	106
1.3. Résultats d'analyses bactériologiques des eaux de remontée	108
1.3.1. Les bactéries pathogènes	108
1.3.1.1. Salmonella	108
1.3.1.2. Staphylococcus aureus	109
1.3.1.3. Vibrio cholerae	110
1.3.2. Clostridium	111
1.3.3. Germes totaux	112
1.3.4. Coliformes totaux, fécaux et Streptocoques fécaux	113
1.4. Conclusion	122
Conclusion générale et perspectives	123
Annexe	125
Références Bibliographiques	126

Liste des abréviations

ADN	Acide désoxyribonucléique
ATP	Adénosine tri phosphate
A.E.P	Alimentation en eau potable
API	Application and Programming Interface. Français : Interface pour la programmation d'applications
ADH	Arginine DiHydrolase
AFNOR	l'Agence Française De Normalisation, Qui Elabore Les Normes NF
AMY	Fermentation/ oxydation (AMYgdaline)
A.N.A.T,	Agence Nationale D'aménagement de Territoire
A.N.R.H	Agence National des ressources hydriques
APHA	American Public Health Association
AOB	Bactéries Oxydative D'azote
ARA	Fermentation/ oxydation (ARAbinose)
ASR	Anaérobies Sulfito-Réducteurs
BCP	Pourpre de Bromocrésol milieu solide
BCPL D/C	Bouillon Lactosé Au Pourpre de Bromocrésol), Double Concentré
BCPL S/C	Bouillon Lactosé Au Pourpre de Bromocrésol), Simple Concentré
BGN	Bacilles Gram Négatifs
CE	Conductivité Electrique
CIT	Utilisation du Citrate
CLED	Cystine Lactose Electrolyt déficient
DSA	Direction des Statistiques Agricole
DCO	Demande Chimique en Oxygène

DBO	Demande Biochimique en Oxygène
DDT	Dichlorodiphenyltrichloroethane)
2.4D	2, 4-dichlorophenoxy acetic acid
2.4 DCP	2, 4-Dichlorophenol
Drigalski	Gélose
EPA	Eau Peptonée Alcaline
EN	Comité Européen de Normalisation
EPA	Environmental Protection Agency
FTU	Formazine <i>Turbidity</i> Unit
GF/C	Filtre Glass Microfibre (Watman)
GNAB	Gélose Nutritive Alcaline Biliée
GEL	Gélatinase (GELatine)
GLU	Fermentation/ oxydation (Glucose)
G+C%	% de Guanine et cytosine
GN	Gélose nutritive
GS	Gélose au sang
HPC	Coliformes Hétérotrophe
ISO	L'organisation Internationale de Normalisation,
IND	Production d'Indole
INO	Fermentation/ oxydation (Inositol)
INRA	Institut national de la recherche agronomique
LDC	Lysine Décarboxylase

MES	Matière En Suspension
M	Température moyenne maximale du mois le plus chaud (°C)
m	Température moyenne minimale du mois le plus froid (°C)
MO	Matière Organique
NOB	Bactéries oxydatives de nitrite
MAN	Fermentation/oxydation (Manitole)
MEL	Fermentation/ oxydation (Melibiose)
NPP	Nombre le Plus Probable
OMS	Organisation Mondiale De La Santé
ONPG	B-galactosidase (Ortho NitroPhényl- β D-Glactopyranosidase)
ONA	l'Office national d'assainissement
ODC	Ornithine Décarboxylase
OX	Cytochrome-oxydase
P	Pluviométrie Annuelle (mm)
PVC	Polyvinyle chloride
PE	Volume d'échantillon ou Prise d'Essai.
Q	Quotient Pluviométrique d'Emberger.
SASS	Système Aquifère <i>du Sahara Septentrional</i>
VNC	Vibron non cultivable

Liste des figures

Figure 1.1	Séquence des processus d'oxydo-réduction dans les sols des milieux humides	8
Figure 1.2	Le Cycle de l'azote dans un sol de zone humide présentant des conditions aérobies et anaérobies	11
Figure 1.3	Hiérarchisation des facteurs régulant l'activité dénitrifiante dans les zones humides	14
Figure 1.4	Les échanges du phosphore	16
Figure 1.5	Cycle biogéochimique de carbone	21
Figure 1.6	Cycle de soufre	24
Figure 1.7	Zone humide pour le traitement des eaux plantée de végétaux émergents sous une tranche d'eau libre	27
Figure 1.8	Schéma d'une Zone humide plantée de végétaux hydrophiles à écoulement sub superficiel horizontal.	27
Figure 1.9	Schéma de l'un des bassins d'une zone humide à écoulement vertical	28
Figure 2.1	Situation géographique du Souf	32
Figure 2.2	La zone d'étude	33
Figure 2.3	Le Système Aquifère du Sahara Septentrional	35
Figure 2.4	Puit captant la nappe phréatique	35
Figure 2.5	Forage captant la nappe du CT	35
Figure 2.6	Puit dans un Ghout	35
Figure 2.7	Forage captant la nappe du CI	35
Figure 2.8	Un Ghout de la région d'Eloued	36
Figure 2.9	Evolution du comportement de la nappe phréatique	37
Figure 2.10	Mécanisme de remontée	38
Figure 2.11	Processus du phénomène de la remontée des eaux dans la région d'El Oued	39
Figure 2.12	Evolution du débit des rejets domestiques et les retours d'irrigation dans la région d'El Oued	39
Figure 2.13	Inondation des ghouts	40
Figure 2.14	Asphyxie des palmiers dattiers	40
Figure 2.15	Détérioration et effondrement des habitations	40
Figure 2.16	Apparition des eaux polluées	41
Figure 2.17	Installation des réseaux de drainage et d'assainissement	43
Figure 2.18	Agriculture à base d'une irrigation par les eaux usées et de drainages épurés	44
Figure 2.19	Remblaiement des ghouts	44
Figure 2.20	Stations d'épuration de la région d'El Oued	45
Figure 3.1	Protocole de Recherche et de dénombrement des coliformes, thermotolérants et Escherichia coli en milieu liquide	58 59
Figure 3.2	Recherche et dénombrement des streptocoques du groupe D. Méthode générale par ensemencement en milieu liquide (NPP)	61 62
Figure 3.3	Recherche et dénombrement des spores de Clostridium sulfitoréducteurs Méthode par incorporation en gélose en tubes profonds	64

Figure 3.4	Protocole de recherche et dénombrement des microorganismes revivifiables à 22 et à 37°C dans les eaux	66
Figure 3.5	Protocole de recherche de salmonella dans les eaux ;Méthode par filtration	68
Figure 3.6	Recherche de staphylocoques à catalase positif dans les eaux: Méthode par filtration sur membrane	71
Figure 3.7	L'agglutination sur lame	74
Figure 3.8	Recherche de vibron cholérique dans les eaux; Méthode en milieu liquide	75
Figure 4.1	Les valeurs moyennes de la température dans la région d'El Oued durant l'année 2010	79
Figure 4.2	Les valeurs moyennes des précipitation dans la région d'Eloued durant l'année 2010	80
Figure 4.3	Valeurs moyennes d'humidité relative dans la région d'Eloued durant l'année 2011	80
Figure 4.4	Les vitesses du vent dans la région d'Eloued durant l'année 2010	81
Figure 4.5	Diagramme Ombrothermique d'El Oued	82
Figure 4.6	Localisation de la région d'étude dans le diagramme d'Emberger (*El Oued)	83
Figure 4.7	La teneur moyenne du PH des eaux de remontée enregistrée durant une année	84
Figure 4.8	Teneur moyenne de la température des eaux de remontée durant une année	85
Figure 4.9	Teneur moyenne de la conductivité des eaux de remontée enregistrée durant une année	86
Figure 4.10	Taux des sels dissous des eaux de remontée enregistrée durant une année	87
Figure 4.11	Valeurs moyenne du titre hydrotimétrique des eaux de remontée enregistrée durant une année	88
Figure 4.12	Teneur moyenne en sels de calcium des eaux de remontée enregistrée durant une année	88
Figure 4.13	Teneur moyenne en sels de magnésium des eaux de remontée enregistrée durant une année	89
Figure 4.14	Teneur moyenne des ions chlorure des eaux de remontée enregistrée durant une année	90
Figure 4.15	Teneur moyenne d'unité de couleur des eaux de remontée enregistrée durant une année	91
Figure 4.16	Teneur moyenne en matière en suspension des eaux de remontée enregistrée durant une année	92
Figure 4.17	Teneur moyenne en turbidité des eaux de remontée enregistrée durant une année	92
Figure 4.18	Teneur moyenne en matière organique des eaux de remontée enregistrée durant une année	93
Figure 4.19	Teneur moyenne en oxygène dissous des eaux de remontée enregistrée durant une année	94
Figure 4.20	Teneur moyenne en DCO des eaux de remontée enregistrée durant une année	96
Figure 4.21	Teneur moyenne en DBO5 des eaux de remontée enregistrée durant une année	96
Figure 4.22	Dégradation de la matière organique durant une année	97
Figure 4.23	Teneur moyenne de l'azote ammoniacal durant une année	98
Figure 4.24	Teneur moyenne de nitrite durant une année	98

Figure 4.25	Teneur moyenne de nitrate durant une année	98
Figure 4.26	Teneur moyenne d'Orthophosphate durant une année	101
Figure 4.27	Teneur moyenne de sulfate durant une année	104
Figure 4.28	Teneur moyenne de fer enregistrée durant une année	106
Figure 4.29	Absence du Salmonella dans le milieu sélectif	109
Figure 4.30	Absence du Staphylococcus aureus dans le milieu sélectif	109
Figure 4.31	Absence du Vibrio cholerae dans le milieu sélectif	111
Figure 4.32	Le dénombrement annuel du Clostridium dans les eaux de remontée	111
Figure 4.33	Les spores de Clostridie	112
Figure 4.34	Le dénombrement annuel des germes totaux dans les eaux de remontée	112
Figure 4.35	Le dénombrement annuel du Coliformes totaux dans les eaux de remontée	113
Figure 4.36	Le dénombrement annuel du Coliformes fécaux dans les eaux de remontée	113
Figure 4.37	Le dénombrement annuel du Streptocoques fécaux dans les eaux de remontée	113
Figure 4.38	Des bactéries auto épuratrices isolées à partir des milieux de culture sélectifs	115
Figure 4.39	Caractéristiques biochimiques obtenus à partir des colonies de certaines bactéries auto épuratrices	116 117
Figure 4.40	Grille de qualité multi usage et signification des classes de qualité	121

Liste des tableaux

Tableau 3.1. Test confirmatif coliformes thermotolérants.....	57
Tableau 3.2. Galerie biochimique basée sur l'étude des acides aminés des Vibrions.....	74
Tableau 3.3. Tests effectués pour identifier les caractéristiques biochimiques d'une bactérie.....	77
Tableau 4.1. Lecture de profil biochimique de certaines bactéries auto épuratrices.....	118
Tableau 4.2. Tableau récapitulatif des résultats obtenus durant une année comparé avec la Grille de qualité simplifiée	120

Introduction générale

Les zones humides sont aujourd'hui reconnues comme une catégorie particulière d'écosystèmes qui sont organisés de divers éléments: éléments physico-chimiques constituant le biotope (sédiment ou sol, eau, atmosphère) et des éléments vivant formant la biocénose (microorganisme, flore, faune). La complexité des milieux humides tient en grande partie au fait qu'ils se situent "entre" les milieux terrestres et les milieux aquatiques (Barnaud et Fustec ., 2007).

En sa qualité d'écologues, Mitsch et Gosselink (1993) préfèrent retenir, comme caractéristiques des zones humides, trois propriétés principales déduites de leur position en interface des systèmes terrestres et aquatiques et de leur insertion dans un continuum d'hydromorphie :

- Leur régime hydrologique intermédiaire caractérisé par une inondation permanente ou intermittente ;
- Leur influence sur les cycles biogéochimiques en tant que lieu d'exportation (zone source), de modification (zone de transformation) ou de rétention (zone puits) d'élément minéraux et organiques ;
- Leur forte productivité ;

Dugan (1990) estime à plus de cinquante les définitions générales utilisées par le monde. De manière un peu caricaturale on constate que le géologue, l'hydrologue, le biologiste, l'écologiste, l'économiste, le sociologue ont chacun leur propre conception de ce que recouvre le vocable zones humides, en inspirant la définition de Clean Water (1977) « Zones qui sont inondées ou saturées par des eaux de surface ou souterraines avec une fréquence et une durée suffisantes pour permettre, le développement d'une végétation dominante typiquement adaptées aux conditions de vie dans un sol saturé en eau. Les zones humides comprennent généralement : les marais, les marécages, les étangs, Les mares, les tourbières et les zones similaires. » (Fustec, Lefevre et coll. ; 2000), on notera à cet égard que le mot anglais Wetlands (littéralement terrains mouillés) définit beaucoup mieux ces milieux que la référence à une « zone » qui entretient la confusion avec un qualificatif climatique, humide pouvant être alors opposé à aride, il existe en effet des terrains humides même dans les zones arides.

Les caractéristiques des zones humides et leurs propriétés sont d'abord déterminées par les conditions climatiques et les conditions hydrologiques (Brinson, 1993). Si les conditions hydrologiques déterminent l'organisation et l'activité des organismes vivants, en retour (processus de rétroaction ou feedback) ceux-ci modifient les caractéristiques hydrologiques des zones humides. (Fustec, Lefeuvre et coll. ; 2000).

L'analyse des rôles que jouent les milieux humides ou leurs fonctions a alors été entreprise et a mis en évidence l'intervention essentielle de ces écosystèmes dans l'équilibre et la richesse de la biosphère (Barnaud, 1998).

En tant que biologiste nous sommes intéressés par les fonctions biogéochimiques d'épuration vis-à-vis de la qualité des eaux.

Aujourd'hui, la situation dans le monde se caractérise par une demande croissante en eau. En Algérie, la problématique de l'eau sera sans doute une préoccupation majeure durant ce siècle. L'Algérie enregistrera un déficit en eau de 01 milliard de m³ d'ici l'an « 2025 » (Remini, 2004). Parmi les principaux problèmes techniques qui affectent la quantité et la qualité des ressources en eau, nous pouvons citer le problème de la remontée des eaux de la nappe phréatique de la région d'El Oued.

Au cours des trente dernières années, la situation de la vallée de Souf est caractérisée par un développement urbain, une importante extension des zones industrielles et des terrains d'agriculture, donc de nouvelles utilisations sont venues s'ajouter aux usages de l'eau. Pour répondre aux besoins croissants de l'eau, l'exploitation et l'utilisation des eaux des nappes profondes (Complexe Terminal et Continental Intercalaire) ont été nécessaires. Cependant, la surexploitation des eaux de ces nappes profondes a provoqué un énorme problème inattendu, à savoir la remontée des eaux de la nappe phréatique. Ce problème a causé un déséquilibre écologique dans la vallée (détérioration du tissu urbain, inondation d'un grand nombre des palmeraies, détérioration de la qualité des eaux potables,.....).

La remontée des eaux résiduaires urbaines et celles de la nappe phréatique favorisée par les eaux pluviales en période de précipitations, s'accroît, tout en formant une zone humide présentant des valeurs de pollution assez élevées, alors que faire ? Afin de remédier à ce problème, notre étude suggère de voir la possibilité de réhabiliter ce type de marais, par l'utilisation d'un système d'épuration à base de plantes (la phytoépuration). L'objectif est de rendre un étang naturel pollué, une zone humide d'attraction. Dans ce contexte, nous voulons

étudier la composition physico-chimique et bactériologique d'une zone de remontée des eaux à la ville d' El Oued durant une année , afin de voir la possibilité de lui adapter une technique d'épuration basée sur le principe de la phytoépuration, qui nous permet de créer une zone humide artificielle d'attraction.

Ce mémoire est composé de 04 chapitres

Le premier Chapitre, intitulé 'Etude bibliographique', sera consacré à une synthèse bibliographique des travaux relatifs aux caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques des zones humides et leurs fonctions biogéochimiques, d'épuration des eaux polluées ;

Le second Chapitre : 'Présentation du cas d'étude', sera consacré a la description détaillée de la zone d'étude, ainsi que la présentation de toutes les données collectées pendant les sorties sur terrains.

Le troisième Chapitre intitulé 'Matériels et Méthodes' sera consacré a la définition des différentes méthodes adoptées ainsi que le matériel utilisé afin de pouvoir évaluer les paramètres physico-chimiques et bactériologiques de la zone d'étude ;

Le quatrième est le dernier chapitre intitulé 'Résultats expérimentaux et discussion' aura pour objectif de décrire et analyser les paramètres physico-chimiques et bactériologiques obtenus durant l'étude et discuter ensuite la possibilité de réhabiliter la zone humide étudiée.

1.1. Introduction

Comme l'indique leur appellation générale, les « zones humides » se définissent avant tout comme des milieux marqués par la présence d'eau. Cependant, cette définition simple conduit à d'autres questions telles que : un plan d'eau ou une rivière constituent-ils des zones humides ? et à partir de quelle profondeur d'eau ? Pour tenter de répondre à ces interrogations, les diverses définitions évoquent des nappes souterraines à faible profondeur, ou encore des sols saturés gorgés d'eau ou submergés qui peuvent être permanents ou temporaires. On notera à cet égard que le mot anglais **Wetlands** (littéralement terrains mouillés) définit beaucoup mieux ces milieux que la référence à une « zone » qui entretient la confusion avec un qualificatif climatique, humide pouvant être alors opposé à aride. Il existe en effet des terrains humides même dans les zones arides.

Les précipitations, les eaux de surface douces ou salées et les eaux souterraines apportent de nombreux composés minéraux et organiques dans les milieux humides où plusieurs processus physico-chimiques, biogéochimiques et biologiques assurent leur rétention, leur transformation et dans certains cas leur élimination. Ces processus sont à l'origine du « pouvoir épurateur » des milieux humides. L'effet filtre des zones humides naturelles a été exploité artificiellement et basé sur le principe d'épuration dits « lagunage », consiste à reproduire en milieu contrôlé les mécanismes de dégradation, de transformation et de recyclage de la matière organique actifs dans les zones humides naturelles en présence d'algues microscopiques ou « microphytes » et les végétaux supérieurs (les macrophytes), flottants ou enracinés.

Dans ce chapitre il est question de la synthèse bibliographique des travaux relatifs aux caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques des zones humides et leurs fonctions biogéochimiques d'épuration des eaux polluées.

1.2. Définition des zones humides

Convention de Ramsar (1971) :

« Les zones humides sont des étendues de marais, de fagnes, de tourbière ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres ».

National research council, États-Unis (1995) :

« Une zone humide est un écosystème qui dépend de l'inondation peu profonde, constante ou récurrente ou de la saturation du substrat, à la surface ou à proximité de celle-ci. Les caractéristiques communes comprennent les sols hydromorphes, la végétation hydrophytique et des biotas adaptés aux processus chimiques et biologiques des zones humides ».

Classification de Cowardin et coll., États –Unis (1979) :

« Les zones humides sont des terres de transition entre les systèmes terrestres et aquatiques, la nappe phréatique étant habituellement soit à la surface, soit à proximité ou alors le terrain étant couvert d'une couche d'eau peu profonde . Dans le cadre de cette classification, les zones humides doivent avoir un ou plusieurs des trois attributs suivants : (1) le terrain est occupé de manière prédominante par des hydrophytes au moins périodiquement ; (2) le substrat correspond de manière prédominante à un sol hydromorphe non –drainé ; et (3) le substrat correspond à un non-sol (roche) saturé en eau ou couvert d'une couche d'eau peu profonde à certains moments, au cours de la saison de croissance de la végétation chaque année. »

Clean Water Act Section 404, États-Unis (197):

« Zones qui sont inondées ou saturées par des eaux de surface ou souterraines avec une fréquence et une durée suffisantes pour permettre, et ceci dans des circonstances normales, le développement d'une végétation dominante typiquement adaptés aux conditions de vie dans un sol saturé en eau. Les zones humides comprennent généralement “ les marais, les marécages, les étangs, les tourbières” et les zones similaires.» (Fustec, Lefeuvre et coll ; 2000).

1.3. D'où vient l'eau qui alimente les milieux humides ?

Trois types d'apports peuvent prendre part à l'approvisionnement en eau des milieux humides : les précipitations, les eaux de surface et les eaux souterraines.

Les précipitations : essentiellement sous forme de pluie ou de neige, une partie des précipitations est interceptée par les végétaux avec des apports variant selon le type de végétation (Mitsch et Gosselink, 2000) l'eau retenue sur les feuilles peut s'écouler le long des plantes jusqu'au sol et interviennent dans l'alimentation en eau d'un milieu.

Les eaux de surface : les eaux de surface d'une zone humide peuvent se présenter sous forme d'eaux courantes ou d'eaux stagnantes, qui se distinguent par des vitesses d'écoulement respectivement plutôt élevées et plutôt faibles sinon nulles. La vitesse d'écoulement des eaux de surface est un facteur important du fonctionnement des zones humides; c'est elle qui détermine la capacité des eaux à transporter les matières en suspension. (Hubert, 1984).

Les eaux souterraines : peuvent aussi alimenter des milieux humides. Des nappes phréatiques à faible profondeur contribuent à l'engorgement des sols par remontée capillaire de l'eau en périodes de basses eaux. En périodes de hautes eaux, leur réalimentation par les pluies peut amener leur niveau au dessus du sol (inondation phréatique) (Barnaud et Fustec, 2007). En fonction de la saison, le niveau de la nappe varie. Il monte quand la nappe est rechargée par la pluie et descend quand l'évapotranspiration par la végétation extrait l'eau stockée (Fustec, Lefeuvre et Coll ., 2000).

1.4. Les habitats humides : Une contribution majeure à la biodiversité

L'habitat est, par définition, l'espace géographique propre à la vie d'une espèce végétale, animale ou microbienne, c'est-à-dire où celle-ci peut s'alimenter, se protéger et se reproduire : pour de nombreuses espèces, il est le résultat d'un compromis entre la variabilité des conditions physiques et biologiques des milieux et l'optimisation de leurs besoins vitaux (Lévêque, 2001).

Les populations et les communautés de micro-organismes, de végétaux et d'animaux jouent, en effet, un rôle fonctionnel au sein des écosystèmes : production de biomasse, création d'habitats, fourniture de ressources alimentaires et d'énergie au sein des chaînes trophiques,

biodégradation et recyclage des éléments, formation des humus et structuration des sols, intervention dans les transferts hydriques, effet sur le climat.

La biodiversité (ou diversité biologique), toujours discutée par des scientifiques et des protecteurs de la nature. Les milieux humides se rencontrent dans des conditions climatiques et géologiques très variées. Leur taille, leur morphologie, les sols et les eaux qui les alimentent peuvent avoir différentes origine.

Cette large gamme de conditions physico-chimiques est naturellement propice à l'implantation d'une grande diversité d'espèces végétales, animales et microbiennes. Dont la plupart ont développés des adaptations appropriées en réponse aux contraintes sévères qui caractérisent ces milieux.

1.5. Adaptations et stratégie des organismes vivants

Les organismes vivant en milieux humides sont soumis à des conditions sévères que ne pourraient pas tolérer les organismes présents dans les écosystèmes terrestres ou aquatiques : submersions ou engorgements prolongés, absence durable d'oxygène (anoxie), moindre efficacité de l'énergie lumineuse quand la profondeur et la turbidité de l'eau augmente, variations de la température, fortes concentrations en sels, présence d'éléments toxiques

Certains organismes dits (tolérants) sont devenus aptes à fonctionner de manière efficace en présence de ces contraintes, d'autres dits (régulateurs) ont la faculté de les éviter ou de les modifier pour minimiser leurs effets.

1.5.1. Les micro-organismes : des adaptations métaboliques

Les micro-organismes, artisans du recyclage des éléments dans la biosphère, sont peu mobiles dans les sols et leurs adaptations aux contraintes des milieux humides se manifestent essentiellement au niveau de leur métabolisme. Mutation et transfert de gènes, fréquents au sein des populations microbiennes, sont propices au développement de divers processus adaptatifs.

Pour se procurer l'énergie dont ils ont besoin, de nombreux micro-organismes consomment des constituants organiques qu'ils oxydent en leur prélevant des électrons qui doivent être obligatoirement acceptés par d'autres substances qui sont alors réduites.

Pour les micro-organismes aérobies, le seul composé utilisable comme accepteur

d'électrons est l'oxygène. Les micro-organismes anaérobies, eux, peuvent se développer dans des milieux privés d'oxygène en utilisant des composés oxydés comme accepteurs d'électrons (respiration anaérobie). La figure (1.1) indique l'ordre dans lequel différents composés oxydés sont utilisés au cours de ce processus d'oxydo-réduction. La valeur du potentiel redox, qui s'exprime en millivolts, rend compte de la disponibilité des électrons dans le milieu et décroît au fur et à mesure de l'utilisation de ces composés. Existente aussi, dans les écosystèmes humides, des micro-organismes anaérobies facultatifs qui ont la faculté de se développer en utilisant de l'oxygène lorsque le milieu s'assèche et s'aère, puis de reprendre une respiration anaérobie lorsque celui-ci est de nouveau saturé en eau. (Barnaud et Fustec, 2007).

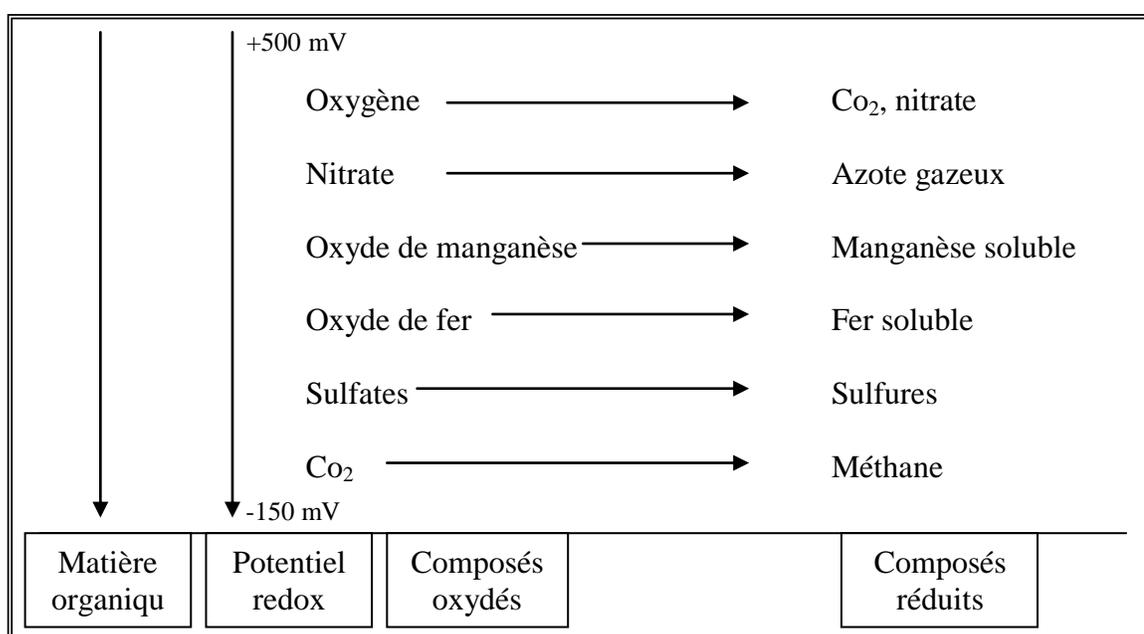


Figure 1.1. Séquence des processus d'oxydo-réduction dans les sols des milieux humides.

(Barnaud et Fustec, 2007)

En zones littorales, la salinité des eaux et des sols est variable, parfois très élevée. Malgré leurs parois et leurs membranes protectrices, la plupart des micro-organismes ne supportent pas de telles conditions qui présentent, pour eux, un double risque: déshydratation par sortie de l'eau intracellulaire vers le milieu extérieur plus concentré et empoisonnement par pénétration d'ions minéraux toxiques. Grâce à des modifications de leurs membranes et de leur équipement enzymatique, à des mécanismes d'échanges sélectifs d'ions minéraux et de molécules organiques, de nombreux micro-organismes dits « halophiles » ont pu s'adapter aux

environnements salés. Dans les milieux saumâtres ou marins, ils sont faiblement halophiles, tolérant, ou exigeant des concentrations en sels voisines de celle de l'eau de mer (entre 15 et 50‰). Dans des milieux comme les marais salants, des micro-organismes « hyper-halophiles » ne se développent que lorsque la concentration saline atteint ou dépasse 150‰.

Le pH varie très sensiblement selon les types de milieux humides. Les champignons microscopiques et les levures se développent préférentiellement dans les sols acides (pH de 3 à 6) tandis que les bactéries dominent en milieux neutres ou alcalins (pH entre 6 et 9). On rencontre cependant des bactéries adaptées à des sols où le pH est extrêmement bas, c'est le cas de bactéries du genre *Thiobacillus*, impliquées dans le cycle du soufre qui ne se développent qu'à des pH entre 0 à 4, avec un maximum de croissance à pH = 2.

Enfin, certains groupes de bactéries, y compris des anaérobies, possèdent des formes de résistance très efficaces à l'égard de certains stress comme l'assèchement et l'échauffement, sous la forme de spores déshydratées, imperméables et thermo résistantes, capable de survivre des années et qui germent lorsque les conditions du milieu redeviennent favorable (Barnaud et Fustec, 2007).

1.6. L'influence des milieux humides sur la qualité des eaux

Les précipitations, les eaux de surface douces ou salées et les eaux souterraines apportent de nombreux composés minéraux et organiques dans les milieux humides où plusieurs processus physico-chimiques, biogéochimiques et biologiques assurent leur rétention, leur transformation et dans certains cas leur élimination. Ces processus sont à l'origine du « pouvoir épurateur » des milieux humides.

1.6.1. La rétention des matières en suspension (MES) et des éléments associés

- **Les apports de matières en suspension** peuvent être essentiellement minérales, organiques (débris végétaux, algues, rejets domestiques) ou organo-minérales (agrégats argilo humiques arrachés aux sols). Divers éléments minéraux (Phosphore, ions ammonium, métaux lourds) ou des composés organiques peuvent être fixés sur ces particules par divers types de liaisons physico-chimiques.

- **Les processus d'interception et de sédimentation** facilitent l'immobilisation des particules dans les milieux alimentés par des eaux douces. Des processus de floculation et de précipitation s'y ajoutent à l'interface eaux douces/eaux salées. Les particules les plus lourdes sédimentent les premières, les plus fines ne se déposant que dans les secteurs plus éloignés où la vitesse de l'eau est fortement réduite. Ces processus sont toujours marqués, mais varient selon les types des milieux humides. Différentes études, menées notamment aux États-Unis, ont établi que les zones humides riveraines situées dans les petits bassins versants à l'amont des réseaux hydrographiques, donc proches des émissions de particules, montre qu'un milieu de ce type peut retenir plus de 90% des « MES » transportées par les eaux de ruissellement, 86% de l'azote organique, 84% du phosphore totale, 78% de l'azote ammoniacal et 64% du carbone organique qui leur sont associés (Peterjohn et Correll, 1984).

- **Les effets de cette fonction** à l'intérieur des milieux humides, l'apport et l'immobilisation des MES, en majeure partie durable, est un facteur essentiel de la dynamique naturelle de ces écosystèmes en provoquant l'exhaussement de leur surface et des changements dans leur complexité topographique. L'effet externe majeur de cette fonction est d'améliorer la qualité des eaux à l'aval des milieux humides, en réduisant leur charge solide, donc leur turbidité (Barnaud et Fustec, 2007).

1.6.2. La rétention et l'élimination de l'azote dans les milieux humides

L'utilisation des zones humides dans la régulation des pollutions présente un intérêt croissant. Cet engouement fait suite aux travaux réalisés par des auteurs américains au début des années quatre-vingt (Peterjohn et Correll, 1984) qui ont montré que les zones humides bordant les cours d'eau pouvaient réduire de façon significative les flux d'azote et de phosphore les traversant. L'azote est présent sous plusieurs formes : minérales et organiques, à l'état solide dissous ou gazeuse. Son excès dans les eaux, en particulier sous la forme de nitrates, favorise le phénomène d'eutrophisation des écosystèmes aquatiques et présente un risque pour la santé des hommes et des animaux.

➤ **Le cycle de l'azote dans les zones humides**

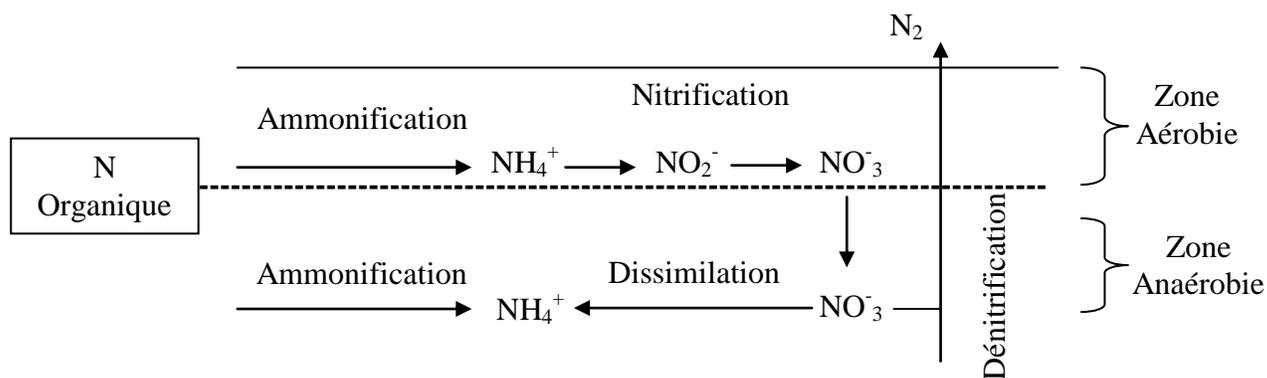
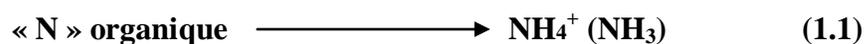


Figure 1.2. Le Cycle de l'azote dans un sol de zone humide présentant des conditions aérobies et anaérobies. (Reddy et Patrick , 1984).

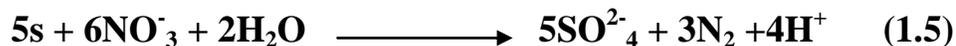
La transformation d'une forme d'azote en une autre est sous la dépendance de processus microbiologique très sensibles, pour la plupart, aux conditions d'oxydoréductions du milieu (Reddy et Patrick, 1984). Dans des conditions aérobies, c'est-à-dire en présence d'oxygène libre dans les sols, l'azote organique peut être minéralisé sous forme de nitrate via l'ammonification et la nitrification.

- **La fixation de l'azote :** est assuré par des microorganismes libres telles que les algues bleues, les bactéries aérobies « *Azotobacter* » (Dalton, 1974) ; d'autre part, la fixation par les bactéries symbiotiques du genre « *Rhizobium* » qui vivent en association avec les légumineuses (Sprent, 1979).
- **L'ammonification d'azote :** est la transformation de composés organique d'azote en forme inorganique. Les transformations d'ammonification sont catalysées par des enzymes variées (hydrolase, oxydase, ...) synthétisé par les cellules des microorganismes (*Proteus*, *Flavobacterium*, *Clostridium*) (Ladd et Jackson, 1982).

Réaction d'ammonification

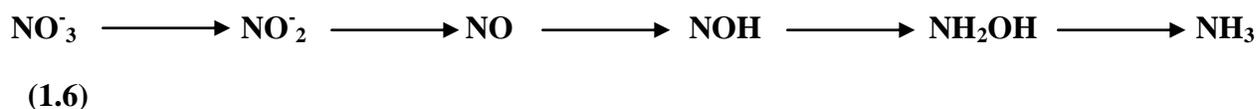


Mais, il existe aussi quelques micro-organismes chimiolithotrophes capable de réduire les nitrates à l'état d'azote moléculaire comme *Thiobacillus denitrificans* (Delwiche et Bryan, 1976), selon l'équation suivante:



Dans des conditions très réductrices, le nitrate peut être aussi transformé en ammonium. Ce processus microbien est appelé **réduction dissimilative**. Il est le fait, notamment, des bactéries des genres *Geobacter* et *Desulfovibrio*.

Séquence de la réduction dissimilative



Dans le cas où les conditions de PH sont très basique **PH > 8,5** l'ammoniaque peut être volatilisée sous forme d'ammoniac gazeux (**NH₃**). Cependant, dans la majeure partie des cas, le PH des sols des zones humides est inférieur à « 8 » et l'ammoniaque ainsi formée s'accumule. Ce phénomène fut observé pour la première fois dans un petit étang en Bohême (Denk, 1950) où la teneur en ammoniaque était trop importante pour être attribuée à une ammonification normale.

➤ Les processus impliqués dans la rétention et l'élimination de l'azote

Lorsque l'on étudie le cycle de l'azote dans les zones humides, il apparaît que deux processus majeurs sont impliqués dans sa rétention et son élimination : d'une part l'absorption par la végétation et les micro-organismes du sol et d'autre part la dénitrification (Haycock et Coll., 1993).

L'absorption par la végétation est un processus de rétention temporaire qui retient sous forme organique une partie de l'azote prélevé sous forme minérale durant la vie de l'organisme. L'azote absorbé juste une partie, retourne au sol ou dans l'eau par le biais de la litière et des exsudats racinaires. Quoiqu'il en soit, à la mort de la plante, l'azote stocké retourne dans le pool organique du sol. De plus, il apparaît que ce processus est réduit en regard de la dénitrification. Ainsi, Leonardson et Coll. (1994) ont estimé une rétention par les végétaux de l'ordre de 50 – 70 Kg d'N/ha/an par contre 400 à 550 Kg d'N/ha/an éliminés par

dénitrification, dans des prairies artificiellement inondées. Ainsi selon différentes études, de 30 à 90 Kg d'azote par hectare et par an peuvent être ainsi immobilisés de façon durable. (Pinay et Trémolières, 2000 ; Trémolières et Coll., 2004).

La dénitrification microbienne est donc le seul processus qui permette une élimination complète de l'azote dans une zone humide. Au niveau microbien, l'anaérobiose du sol, la présence de carbone facilement minéralisable (Haycock et Pinay, 1993) et la présence de nitrate sont les trois principaux facteurs qui influencent l'activité dénitrifiante avec la température. Figure (1.3). Il est généralement admis que cette activité microbienne double lorsque la température augmente de 10°C. (Lalisse-Grundmann et Coll., 1983).

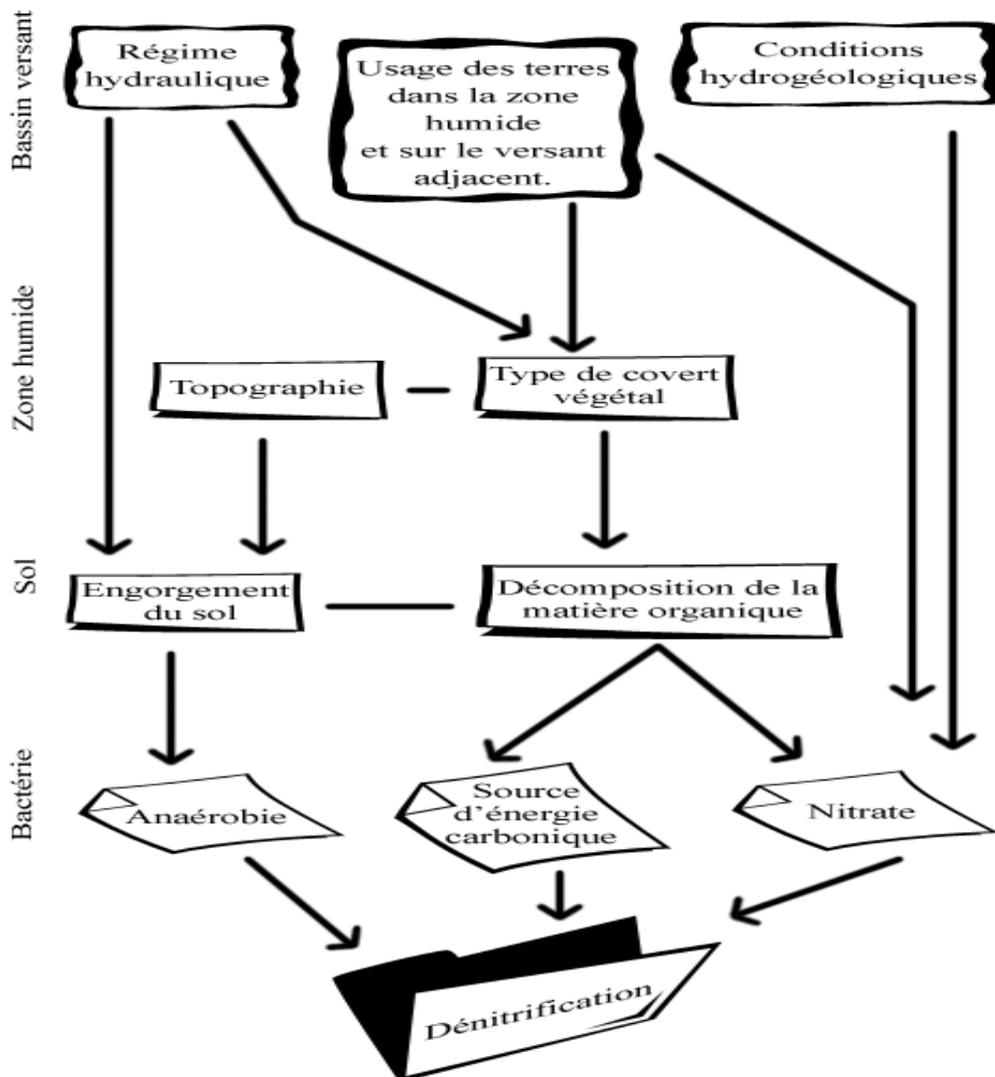


Figure 1.3. Hiérarchisation des facteurs régulant l'activité dénitrifiante dans les zones humides. (Haycock et Pinay, 1993)

Enfin, la production d'azote par nitrification assure une productivité élevée de ces zones ; en retour, ces zones contribuent à la rétention voire à l'élimination de l'azote par absorption végétale et dénitrification. Au-delà de cet effet bénéfique, il convient de souligner une conséquence de la dénitrification qui représente un risque pour l'environnement. La dénitrification produit en effet des oxydes d'azote intermédiaires à l'état gazeux (dont l'oxyde nitreux NO et le Protoxyde d'azote N₂O) qui peuvent s'échapper dans l'atmosphère avant leur transformation. (Bremner, 1997) et contribuent à la destruction de la couche d'ozone (Wayne, 1993). Cela implique que, s'il convient de maintenir et de restaurer des milieux humides pour une meilleure qualité de l'eau.

1.6.3. La dynamique du phosphore dans les zones humides

Le phosphore (P) est présent, à tout instant, dans des molécules essentielles au déroulement de nos processus vitaux majeurs, tels les transferts d'énergie (ATP) ou la reproduction (ADN). Le phosphore provient de l'altération physique, chimique et biologique des roches, qui sont toujours, la source initiale du « P » de la biosphère. L'augmentation des concentrations en (P) observé aujourd'hui est un facteur essentiel de l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques. Barroin en (1992) a défini l'eutrophisation comme : « L'enrichissement des eaux en matières nutritives qui entraîne une série de changements symptomatiques tels que l'accroissement de la production d'algues et de macrophytes, la dégradation de la qualité de l'eau et autre changements considérés comme indésirables et néfastes aux divers usages de l'eau ».

➤ Les apports de phosphore dans les milieux humides

L'alimentation des zones humides en éléments nutritifs tels que le «P» pouvant se faire par différentes voies. L'accroissement des flux de phosphore vers les eaux de surface résulte de l'intensification de la pression démographique et des activités agricoles dans les bassins versants (Dorioz et Coll., 1998). Les apports se font essentiellement par des rejets directs dans les eaux de surface, provenant des excréments humains et le reste des polyphosphates associés aux produits nettoyants. Les transferts érosifs sur les bassins versants exportent de 0,1 à 7 kg/ha de phosphore (Sharpley et Coll., 1995). Les flux de phosphore (P) sont constitués surtout de forme organique dans les bassins forestiers et de formes minérales

(H_2Po_4^- , Hpo_4^{2-} , Po_4^{3-}) dissoutes dans les bassins agricoles (Vaithyanathan et Correll, 1992).

Le P – particulaire représente la majorité du phosphore exporté lors des bassins agricoles (Vaithyanathan et Correll, 1992 ; Sharpley, 1993).

➤ Le cycle aquatique du phosphore

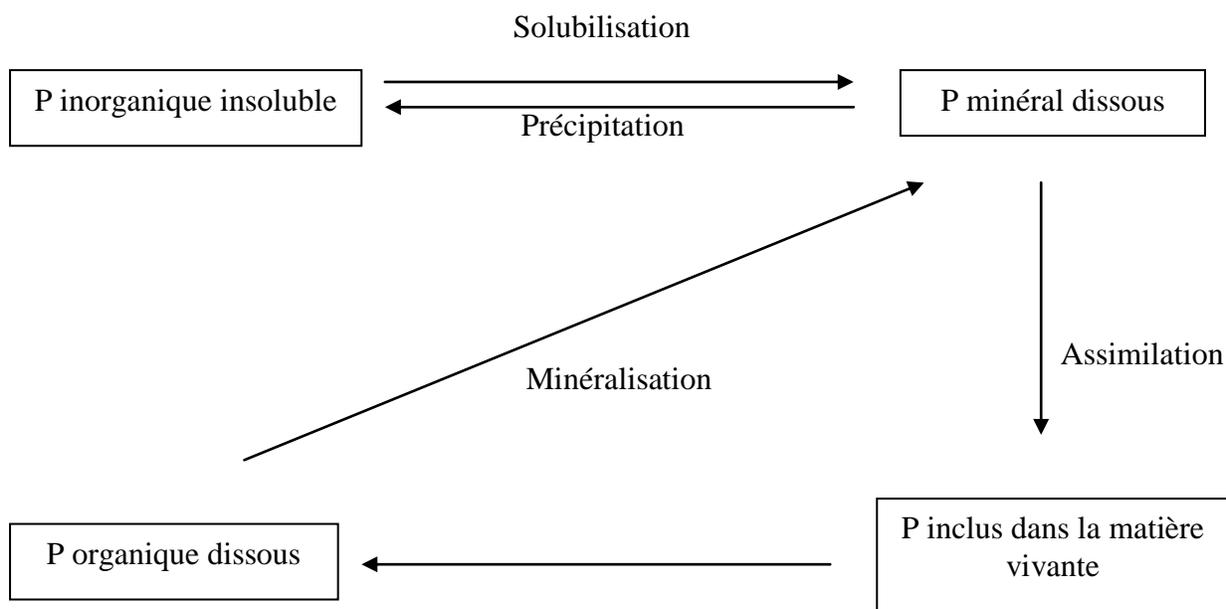


Figure 1.4. Les échanges du phosphore (Cosgrove, 1977)

- Transfert d'une forme insoluble immobilisée à un composé soluble, c'est-à-dire **solubilisation** par voie microbologique du « P » inorganique insoluble au P inorganique dissous par des microorganismes vivants tels que : *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Bacillus*.

Les transferts entre phase solide et liquide résultent soit des mécanismes d'adsorption – désorption, soit de ceux de dissolution – précipitation (Barrow, 1987).

- Transfert des formes organiques à des formes inorganiques : c'est – à – dire **minéralisation** du phosphore organique. Elle est catalysée par des enzymes de type phosphatases (Feder, 1973), synthétisés par des genres très divers : *Serratia*, *Proteus*, *Arthrobacter*, *Bacillus megaterium*, *Bacillus subtilis*.

➤ **La rétention et le devenir du phosphore dans les milieux humides**

Les zones humides sont, pour la majorité des auteurs, des « filtres » ou des « pièges » à phosphore (Cooper et Coll., 1987 ; Dorioz et Coll., 1989 ; Brinson, 1990 ; Mitsch et Gosselink, 1993). Une telle conclusion est une évidence pour les zones humides quasi fermées « *bactchs* », mais les taux de rétention du phosphore varient de 5 à 95% dans les zones humides ouvertes (Nichols, 1983) en fonction des années ou des périodes saisonnières. (Faulkner et Richardson, 1991).

Le phosphore associé aux particules minérales et organiques transportées par les eaux se dépose avec celle – ci au sein des milieux humides. Les formes dissoutes peuvent être immobilisées par précipitation avec du fer, du calcium ou de l'aluminium ou par adsorption sur les argiles des composés organiques ou des oxydes métalliques. Une prairie humide peut retenir 95% du phosphore particulaire mais seulement 5% du phosphore dissous, en raison de la saturation rapide des sites d'adsorption à la surface du sol (Fardeau et Dorioz, 2000).

Le phosphore piégé dans les milieux humides s'ajoute au stock déjà présent et subit les processus qui induisent le transfert de cet élément entre les compartiments de l'écosystème. Le phosphore ne peut être assimilé par les végétaux que sous la forme d'ions phosphates (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}) (Barber, 1995).

1.6.4. La rétention des éléments en traces potentiellement toxique (ETPT)

Sous cette appellation, on désigne, aujourd'hui, un ensemble des éléments appelés auparavant « métaux lourds » et qui comporte des métaux tels que le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cobalt (Co), le cuivre (Cu), l'étain (Sn), le mercure (Hg), le Nickel (Ni), le Plomb (Pb) et le Zinc (Zn) mais aussi les métalloïdes comme l'arsenic (As) ou le sélénium (Se).

Ces éléments sont issus des roches et peu abondants dans les milieux naturels. Certains d'entre eux sont, à faibles doses, indispensables au développement de nombreux organismes vivants (Oligo-éléments). A des concentrations plus élevées, ils deviennent toxiques pour les organismes. (Thévenot et Coll., 1998).

➤ **Les processus qui assurent la rétention de ces éléments en traces**

Sédimentation des formes associées aux particules et adsorption des formes dissoutes sur les argiles ou sur des constituants organiques des sols et des sédiments. Dans certaines

conditions, il y a également précipitation de formes associées à des colloïdes. Une étude menée aux Etats – Unis sur plusieurs milliers de sites a montré que les teneurs moyennes en divers métaux étaient de 2 à 7 fois plus élevées dans les sédiments des milieux riverains qu’au fond des rivières (Zhulidov et Emetz, 1998).

➤ **Le rôle de la végétation à la rétention de ces éléments en traces (ETPT)**

L’absorption par les végétaux (**Algues et végétaux supérieurs**) participe aussi au stockage à plus ou moins long terme des (ETPT). La photosynthèse induit une augmentation du PH qui provoquerait la précipitation des métaux (Salomons et Mook, 1980 ; Admiraal et Coll., 1995 ; Garban et Coll., 1999).

Cependant, une forte relation entre les teneurs en ces éléments dans les végétaux et les quantités de matières organiques présentes dans les sédiments des milieux d’eau douce ou salée (Campbell et Coll., 1988). Leur rétention, préférentiellement sous forme de complexes avec la matière organique, contrôlerait de manière essentielle leur biodisponibilité et donc leurs transferts dans les chaînes alimentaires (Breteler et Coll., 1981).

Les concentrations en ETPT sont généralement plus élevées dans les systèmes racinaires que dans les parties aériennes des végétaux (Roux et Coll., 1994).

Il faut souligner que les travaux sur les capacités des végétaux aquatiques ou de milieux humides à accumuler les ETPT se sont multipliés avec le développement des milieux artificiels destinés à l’épuration d’eau de pluies en milieu urbain et de ruissellement sur les autoroutes ou de rejets industriels, en particulier de lavage des minerais (Hvitved – Jacobsen et Coll., 1994 ; Quian et Coll., 1999).

L’accumulation des ETPT présente cependant des risques pour la qualité écologique des milieux humides. Elle peut avoir des effets négatifs : limitation de certains processus biogéochimiques, réduction de la diversité biologique, atteintes à la santé des populations végétales, animales et humaines.

1.6.5. La rétention et la transformation des micropolluants organiques

- **Les apports de ces produits dans les milieux humides** parmi les quelques 50 000 composés de synthèse organique qui sont utilisés, ce sont surtout les pesticides (l'atrazine, 2,4D) et des produits d'origine urbaine et industrielle qui retiennent l'attention, en raison de leur présence croissante dans les eaux et de leur toxicité globale (Chevreuil et Coll., 1998).

- **Processus de rétention :** La transformation de ces produits sont de nature physico – chimique :
 - Certains composés volatils ou semi volatils sont exportés vers l'atmosphère.
 - Les composés fixés sur les particules minérales ou organiques sont immobilisés lors de la sédimentation de ces dernières.
 - Les composés dissous peuvent être retenus de manière significative par adsorption sur les argiles, des hydroxydes de fer et de manganèse et surtout sur la matière organique des sols et des sédiments (Gambrell et Patrick, 1988).

- **Processus de dégradation :** Les processus de rétention constatés favoriseraient essentiellement la biodégradation de la plupart des composés. Le développement et l'efficacité de ces processus dépendent de la nature des substances (plus ou moins biodégradables), du type de milieu et des conditions qui y règnent. Une étude a ainsi montré que l'atrazine et le « 2,4 D » étaient plus rapidement dégradés dans les horizons superficiels organiques sous forêts alluviales que dans les horizons superficiels plus minéraux de prairies humides mais, dans les deux cas, le « 2,4 D » a été beaucoup plus rapidement dégradés (20 à 50% dégradés en 1 mois) que l'atrazine (1,5 à 4,5% dégradés en 1 mois) (Entry et Coll., 1994). Les conditions d'oxydo-réduction n'ont aucune influence sur la dégradation de certains composés. Des composés comme la perméthrine disparaissent plus vite en conditions aérobies tandis que d'autre, comme le D.D.T., sont plus rapidement dégradés en conditions fortement réductrices (Gambrell et Patrick, 1988).

Plus récemment, des chercheurs de l'INRA ont confirmé ces différences dans le devenir des pesticides en fonction du type de molécule et des conditions de milieu. Des conditions réductrices sont favorables à la dégradation de divers composés chlorés (PCP ; 2,4 D ; 2,4 DCP), d'autres molécules se décomposent mieux en milieu oxydant et la biodégradation de certains produits phytosanitaires paraît favorisée par l'alternance de conditions réductrices et oxydantes (Barnaud et Fustec, 2007).

Il apparaît bien que les zones humides constituent des « puits » pour les éléments en traces et les polluants organiques. Reste le problème des effets éventuels de l'accumulation des éléments très résistants à la biodégradation sur d'autres fonctions des zones humides et sur leur qualité écologique globale.

1.6.6. La microbiologie du carbone dans les milieux humides

➤ **Les réservoirs et les formes des matières carbonées**

- **Dans l'atmosphère** on trouve le « CO_2 », dioxyde de carbone à des concentrations élevées constituant un facteur écologique important (Ramade, 1982). Le « CO », monoxyde de carbone est retrouvé à des taux de 0,01 ppm. On trouve également des hydrocarbures. Enfin, certaines industries évacuent des gaz riches en substances carbonées (exemple : fonderies, peintures, cuisines, ...).
- **Au niveau du sol** le carbone figure comme combustible possible (charbon, hydrocarbures) mais il apparaît aussi dans les matières organiques du sol (matières humiques).
- **Dans les eaux** le carbone est présent sous formes inorganiques, CO_2 ; hydrogénocarbonates (HCO_3^-) et carbonates. Une forme organique comme les acides aminés, les sucres ..., on peut ainsi citer les tensioactifs, pesticides. A côté de ces substances carbonées, il ne faut pas négliger un réservoir carboné important constitué par le plancton, les algues, les bactéries et les poissons.

➤ Cycle biogéochimique du carbone

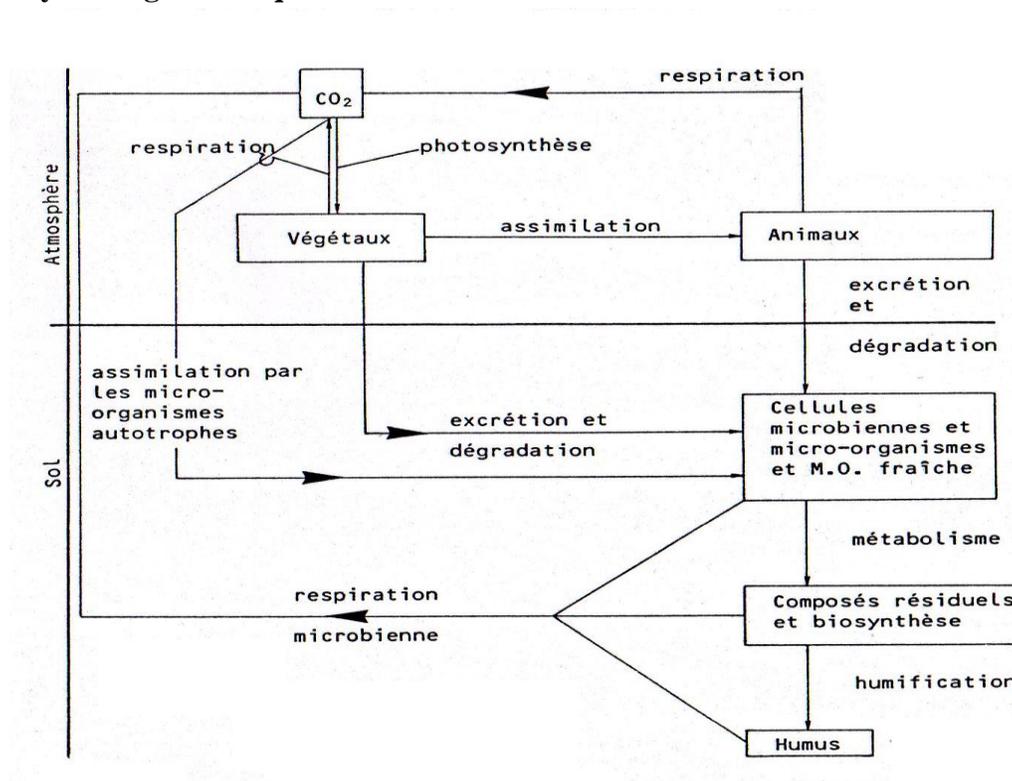


Figure 1.5. Cycle biogéochimique de carbone (Bruni et Monticelli, 1981)

Le cycle du carbone se déroule en milieu terrestre ou en milieu aquatique, il aboutit aux mêmes composés, mais les mécanismes ne sont pas totalement identiques. Le carbone organique des milieux aquatiques est généralement formé par production primaire à partir d'algues photosynthétiques ou de bactéries. (Bruni et Monticelli, 1981).

On peut citer deux aspects fondamentaux de ce cycle : Production et biodégradation de matière organique dans l'environnement aquatique.

▪ **Production de la matière organique**

La transformation de CO₂ en composés organique se réalise selon l'équation symbolique générale (1.7) (Senez, 1968).



Des organismes photosynthétiques (« les plantes vertes », « les algues », « des bactéries ») participent à la production de quantités considérables de matière organique (Clayton et Sistrom, 1978), des bactéries nitrifiantes, des bactéries sulfo-oxydantes,

particulièrement celles appartenant au genre *Thiobacillus* (Wainwright, 1978).

Les bactéries autotrophes du Fe et du Mn peuvent aussi se développer massivement dans certaines eaux. Les études de Starkey (1945) ont montré que l'oxydation des composés « Fe²⁺ en composés Fe³⁺ » est couplée à un faible gain d'énergie, ses calculs montrent en effet que 280g de Fe²⁺ oxydé par des bactéries ferrugineuses produit 1g de matière organique.

En conclusion, s'il est possible d'affirmer que la production primaire par les bactéries autotrophes est un phénomène de faible importance. Il ne faut pas négliger la production secondaire réalisée par les bactéries hétérotrophes.

Zobell (1963) a calculé une production annuelle de 7,3 µg de carbone / m³ d'eau. Sur un autre plan, Sorokin (1965) estime que la proportion de Co₂ hétérotrophe fixée dans les eaux représenterait environ 6% de la biomasse bactérienne produite ; ce chiffre est d'ailleurs contesté par des autres chercheurs (Tan et Overbeck, 1973).

▪ **Décomposition de la matière organique**

Les composés organiques formés par les animaux et les végétaux retournent à la terre après leur mort. La conversion de cette matière organique en substance minérale va être effectuée par les plantes, les animaux et surtout par les micro-organismes (Fenchel et Jorgensen, 1977). Les microorganismes tels que (*Eubactéries*) sont capables de dégrader des substances organiques comme les protéines (Little et Coll., 1979), les sucres simple sont métabolisés par des *Pseudomonas* et *Actinomycétales* dans un environnement aérobie.

En milieu anaérobie par fermentation, les sucres sont dégradés en alcools et /ou en acide organique (Zobell, 1946).

L'amidon, polysaccharide, essentiellement décomposé par diverses souches de *Clostridium* et différentes espèces de *Pseudomonas*, *Bacillus*. La cellulose, élément constitutif du squelette des plantes, est abondante dans les eaux douces et les sédiments d'étangs ou de lacs (Kumarasamy, 1980). En aérobiose, comme en anaérobiose, elle est attaquée par des (*Myxobactériales*, *Cytophagales*) et par des micro-organismes variés tels que *Vibrio*, *pseudomonas*.

La chitine, présente dans les milieux aquatiques, provient essentiellement de l'exosquelette des différents crustacés. Sa dégradation est effectuée par des *Pseudomonas*, *Vibrio* et quelques *Actinomycètes*.

La lignine, dans certaines eaux douces et marines côtières, on le retrouve en quantité importante. C'est un constituant majeur du bois. Ce composé est très résistant à la dégradation enzymatique bactérienne. En anaérobie, son taux de décomposition est beaucoup plus bas que celui de cellulose (Zeikus, 1981). En aérobie la dégradation enzymatique effectuée par plusieurs genres bactériens (*Arthrobacter*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, *pseudomonas*).

Les hydrocarbures sont présents dans les eaux douces et marines, la plupart des hydrocarbures peuvent être dégradés par des microorganismes. De nombreuses bactéries sont capables d'oxyder les hydrocarbures aliphatiques à courte chaine (*Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Nocardia*) et à long chaine (*Corynebacterium*, *Nocardia*).

1.6.7. La microbiologie du soufre dans les milieux humides

- **Les réservoirs et les formes des matières soufrées** le soufre est présent dans la biosphère en quantités importantes (Atlas et Bartha, 1981 ; Senez, 1968). Les formes principales du soufre sont dans **le domaine minérale** : le soufre natif (S^0), les sulfures (S^{2-}), le dioxyde de soufre (SO_2) et les sulfites (SO_3^{2-}), le thiosulfate ($S_2O_3^{2-}$) et sulfate (SO_4^{2-}) et dans **le domaine organique** : il est intégré dans diverses molécules (acide aminé). Il constitue des liaisons S-C, S-H, P-S.

D'après Ramade (1982), l'érosion des roches superficielles entraîne le « S » (sous forme SO_4^{2-}) vers les fleuves qui constituent un réservoir important mais qui n'est que lentement recyclé.

➤ Cycle biogéochimique du soufre

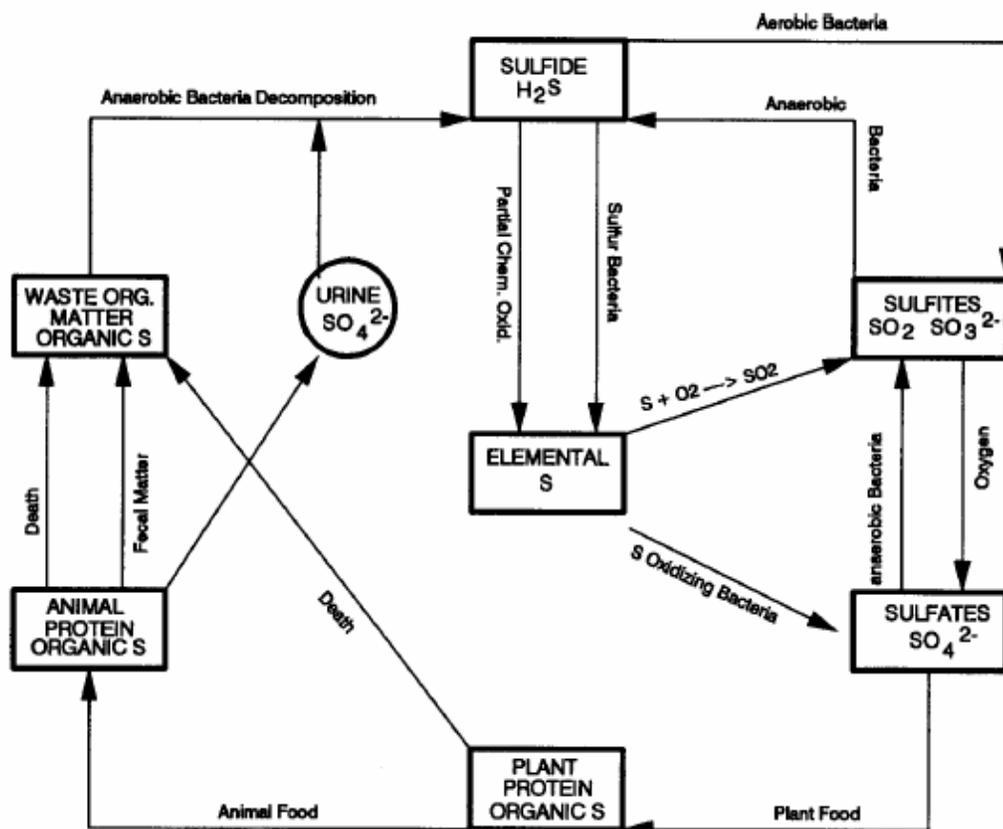


Figure 1.6. Cycle de soufre (d'après Sawyer et McCarty, 1967).

Les conversions par oxydation ou réduction des diverses formes du soufre peuvent être effectuées soit par voie chimique ou enzymatique. Ce cycle a été spécialement étudié par : Starkey (1964) et Jorgensen (1977).

➤ **Minéralisation de la matière organique**

La décomposition de la matière organique par les microorganismes libère le soufre sous forme d' H_2S .

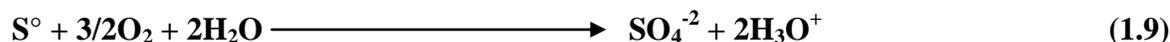
➤ **Oxydation des sulfures aux sulfates**

Le soufre (sous forme H_2S) est oxydé soit chimiquement par l' O_2 atmosphérique, soit biologiquement par une grande variété de bactéries sulfo-oxydantes. Les bactéries photosynthétiques sulfureuses (*Chlorobiaceae* et *chromatiaceae*), anaérobies strictes sont capables de réaliser la photoréduction du CO_2 en même temps que l'oxydation de « H_2S » en « S^0 ». En pratique, elles sont retrouvées dans les eaux riches en matières organiques et les litières végétales aquatiques.

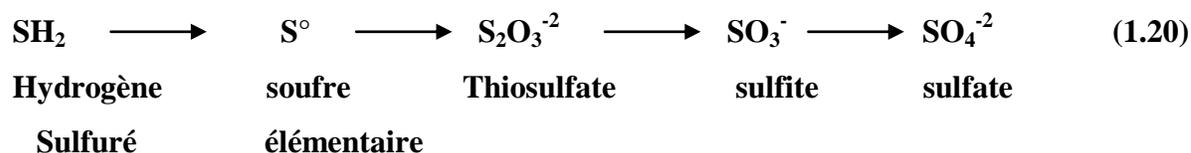
Les *Beggiatoa* (Nelson et Castenholz, 1981) et *Thiothrix* tirent leur énergie de l'oxydation de H_2S qui oxydé sous forme de soufre élémentaire, s'accumule à l'intérieur des cellules en granules réfringents caractéristiques :



Lorsque les sulfures sont épuisés dans le milieu, les microorganismes oxydent le stock intracellulaire de soufre en acide sulfurique (Schedel et Truper, 1980) selon l'équation (1.9) suivante :



Le genre *Thiobacillus* joue un rôle prédominant dans la sulfo-oxydation en milieu aquatique (Takakuwa et Coll., 1979). Différents schémas métaboliques d'oxydation par les *Thiobacillus* ont été proposés (1.20) :



➤ Réduction des sulfates ou sulfatoréduction

La réduction dissimilative des sulfates ou sulfatoréduction, apparaît dans des milieux anoxiques particulières tels que: les boues, eaux-vannes, sédiments marins (Jorgensen, 1977), gisement de pétrole,... etc. Les bactéries sulfatoréductrices appartiennent au genre *Desulfovibrio*, utilisent comme donneur d' H_2 , soit des acides organiques (lactate, pyruvate, ...) et des alcools primaires simple, soit de l' H_2 molaire, selon les réactions suivantes :



Les différentes transformations de nature biologique qui intéressent le soufre sont extrêmement complexes et il est difficile d'en donner une image exacte. Le cycle du soufre et de l'azote présentent des analogies frappantes et encore une différence importante sépare les deux cycles ; elle concerne la source primaire de ces éléments.

1.7. Les zones humides artificielles pour l'épuration

Les marais sont utilisés pour le recyclage de la ressource en eau depuis des siècles. Les premières installations d'envergure qui témoignent de l'utilisation volontaire d'une zone humide pour l'épuration datent du début du XX^e siècle, au début de la mise en place de systèmes de traitement des eaux dans les villes.

Le principe de cette technique d'épuration, couramment appelée « lagunage », consiste schématiquement à reproduire en milieu contrôlé les mécanismes de dégradation, de transformation et de recyclage de la matière organique actifs dans les eaux naturelles en présence d'algues microscopiques ou « microphytes ». Les végétaux supérieurs « les macrophytes », flottants ou enracinés, n'interviennent dans le traitement des eaux que beaucoup plus tard.

Les premières stations expérimentales utilisant des macrophytes ont vu le jour en Allemagne, à l'Institut Max Planck, en 1952 sous l'initiative de Käthe Seidel (Seidel, 1966 et 1976). Il a fallu 20 ans d'effort de recherches avant que la première station fonctionnelle ne soit construite. Elle date de 1972 et a été installée à Othfresen en Allemagne par Kickuth (Vymazal, 1998). Déjà, les techniques proposées par Seidel et Kickuth (1970) étaient assez différentes, écoulement vertical en rotation sur plusieurs bassins dans un cas, écoulement horizontal dans la zone racinaire dans l'autre.

1.7.1. Classification

Brix (1993) propose une classification des diverses filières d'épuration existantes à partir du type des végétaux dominants :

- Systèmes dont les végétaux flottent librement à la surface d'eau libre ;
- Systèmes dont les végétaux sont enracinés et submergés
- Systèmes dont les végétaux sont enracinés et émergents.

Les deux premières filières se caractérisent par l'existence d'une tranche d'eau libre. Outre l'activité épuratrice induite par la présence des plantes, l'épuration est assurée par des bactéries libres en suspension dans l'eau ou fixées sur les végétaux en tant que bactéries épiphytiques.

Dans la troisième filière, les conditions de fonctionnement hydrauliques sont variées :

- a. **Les végétaux enracinés émergents sont dans une tranche d'eau libre** : la terminologie française parle alors de « lagunage à macrophytes » (Inter – Agences, 1979), la nomenclature américaine de *free water surface (FWS) constructed wetlands* (Crites, 1998) et les termes *surface flow (SF)* sont employés en Europe (Vymazal, 1998), c'est le système schématisé sur la figure (1.7).

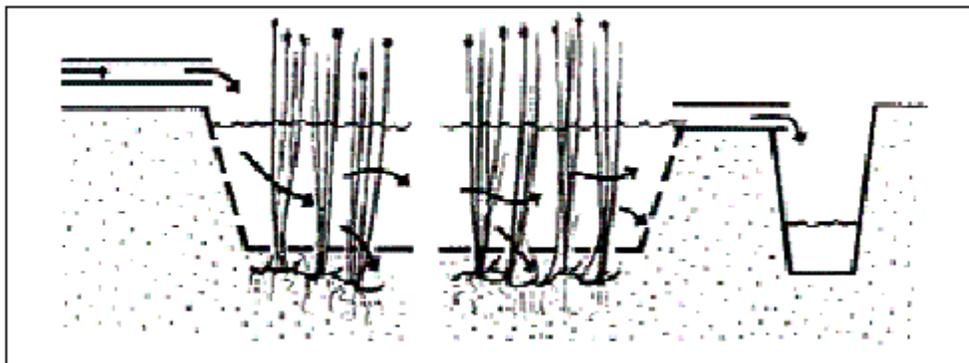


Figure 1.7. Zone humide pour le traitement des eaux plantée de végétaux émergents sous une tranche d'eau libre (d'après Brix, 1998).

- b. **Les végétaux enracinés émergents sont plantés sur un support en place (sol) ou rapporté (sable, gravier)** : La circulation de l'eau est contrôlée par des gabions latéraux, à chaque extrémité du filtre, et l'écoulement est à dominante sub superficiel horizontale (*subsurface Flow Systems (SSF)*) (figure 1.8). Ce principe est aussi connu au niveau international sous le vocable *root zone method (RZM)*, méthode développée par le professeur Kickuth .

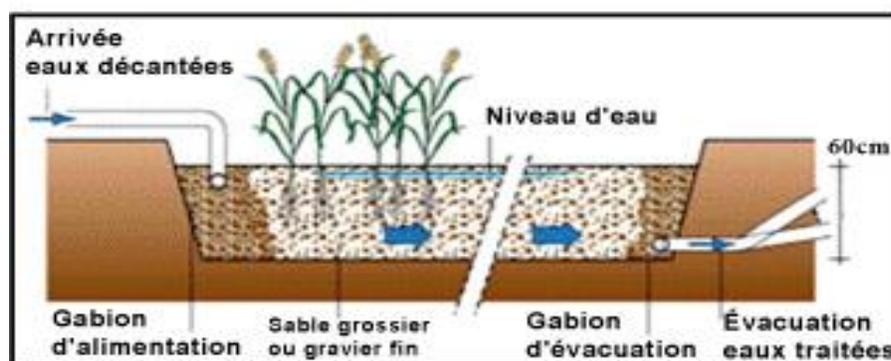


Figure 1.8. Schéma d'une zone humide plantée de végétaux hydrophiles à écoulement sub superficiel horizontal.

- c. **Les végétaux enracinés émergents sont plantés sur un support rapporté (sable, gravier) :** La circulation de l'eau est assurée par un apport à la surface du filtre et un drain de collecte en fond de massif, ce qui conduit à un écoulement de type **vertical**. Ce principe est connu au niveau international sous le terme *Max Planck Process (MPP)*, développé par le professeur Seidel (Figure 1.9).

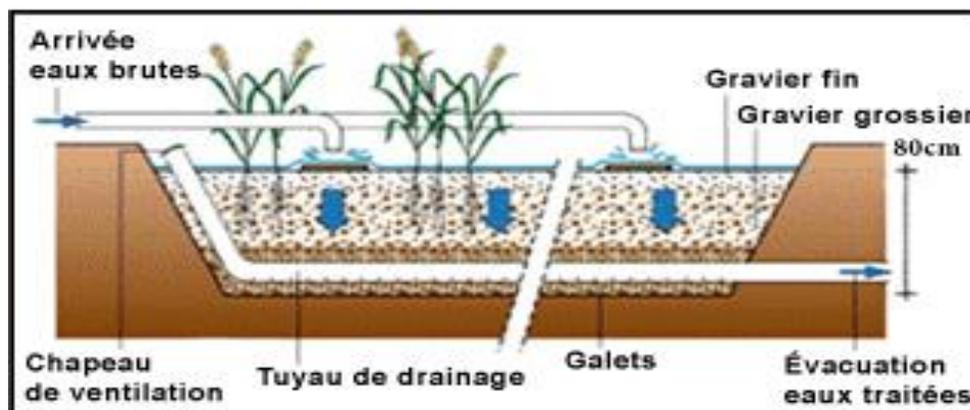


Figure 1.9. Schéma de l'un des bassins d'une zone humide à écoulement vertical.

Les deux dernières descriptions (b) et (c) correspondent à la terminologie internationale '*Reed Bed Filters with horizontal or vertical flow*'. Les bactéries aérobies actives dans l'épuration sont en grande partie fixées sur un support de faible granulométrie (inférieure à quelques millimètres).

1.7.2. L'intérêt de la technique

Ces techniques peuvent fonctionner sans apport d'énergie extérieure, présentent une grande facilité d'entretien, les systèmes pouvant être exploités par un personnel ne disposant pas de compétences particulières. Elles sont donc bien adaptées aux petites communautés isolées, voire aux maisons individuelles, ainsi qu'aux pays en voie de développement dont les facteurs climatique peuvent favoriser leur installation. L'ordre de grandeur des lames d'eau qui peuvent être appliquées sur ces systèmes est de quelques centimètres par jour, à comparer aux quelques mètres par jour aujourd'hui appliqués sur les stations d'épuration les plus modernes, au prix d'un considérable effort technologique pour la conception et la gestion des systèmes.

1.7.3. Les processus mis en jeu pour l'épuration des eaux dans une zone humide artificielle

Vymazal et Coll (1998) décrivent les processus biologiques et chimiques possibles dans les zones humides, puis les principaux concepts de construction de zones humides artificielles pour le traitement des eaux :

- Les particules, et la pollution qu'elles portent, sont épurées par filtration ou adsorption dans les interstices du matériau qui constitue le lit de la zone humide, ainsi que sur les racines et parties supérieures des végétaux.
- La plupart des matières organiques sont éliminées par dégradation hétérotrophe aérobie par des bactéries fixées sur le matériau et sur les végétaux. Ce processus consomme de l'oxygène et des nitrates. Oxygène et nitrates peuvent être apportés à la zone humide par l'effluent lui-même, mais en faibles concentrations pour les effluents urbains ; des apports supplémentaires doivent donc être prévus. Les zones humides artificielles ne sont en générale pas conçues pour favoriser la dégradation anaérobie, les temps de séjour étant réduits par rapport aux zones humides naturelles.
- L'azote réduit peut être éliminé par nitrification. On notera que beaucoup de zones humides artificielles ne sont pas dimensionnées pour favoriser la nitrification, qui demande un allongement des temps de séjour et un apport supplémentaire d'oxygène. Dans les cas où la nitrification se produit effectivement, une dénitrification presque simultanée est possible dans une certaine mesure. L'hétérogénéité des micro-environnements dans la zone humide favorise le couplage des deux réactions biologiques.
- De l'azote et du phosphore sont transférés dans la biomasse des végétaux, et éventuellement exportés si les végétaux sont coupés et récoltés. Mais l'efficacité réelle de cette voie d'élimination des nutriments est contestée.
- Le phosphore peut être adsorbé sur des sols particuliers, à très forte affinité pour cet élément, ce qui peut conduire à une élimination presque totale des phosphates. Ce processus est en général peu effectif si le sol n'a pas été bien choisi.
- Les micropolluants métalliques peuvent être retenus par adsorption sur le sol et les végétaux, voire par incorporation dans la biomasse végétale, alors que certains micropolluants organiques, tels que l'atrazine (Mackinlay et Kasperek, 1999) ou le

phénanthrène (Machate et Coll, 1997) peuvent être dégradés par la flore microbienne. Mais le faible nombre d'expérimentations consacrées à cette classe de polluants ne permet pas d'évaluer globalement ces processus.

- Les bactéries indicatrices de contamination fécales peuvent être fort bien éliminées par les zones humides artificielles, La compétition avec les nombreux microorganismes qui peuplent les zones humides, et le broutage par leurs prédateurs sont probablement les deux facteurs majeurs qui expliquent l'efficacité des zones humides artificielles.

1.8. Conclusion

Ce chapitre a été consacré à la synthèse bibliographique des travaux relatifs aux zones humides et leurs fonctions biogéochimiques d'épuration des eaux polluées.

En effet, le rôle des plantes dans le traitement des eaux dans les zones humides artificielles est très complexe et ne doit pas être réduit aux flux de leur métabolisme propre (apport d'oxygène, incorporation d'azote ou de phosphore) mais le rôle essentiel des plantes demeure certainement la constitution de micro-niches favorables au développement d'une flore microbienne diversifiée. Bien que très important, ce rôle reste très difficile à quantifier.

De nombreuses expériences comparatives, avec et sans végétaux, ont permis d'évaluer globalement l'apport des végétaux dans le fonctionnement d'une zone humide. Nous citerons les résultats rapportés par Radoux (1980) et Radoux et Kemp (1982, 1990), obtenus sur des pilotes de lagunages à macrophyte émergents ayant fonctionné durant 8 ans, à une charge appliquée d'un équivalent habitant pour 6m^2 . La rétention des matières en suspension passe de 50 à 90% en présence de végétaux, celle de la DCO de 35 à 70 %, alors que les rétentions de N et P ne sont que faiblement augmentées (de 10 à 20 %) et atteignent seulement 65 % et 40 % respectivement.

Le fonctionnement des zones humides artificielles ne résume pas aux processus associés à la présence des végétaux. En particulier, des activités microbiologiques se développent dans le massif et des processus physico-chimiques d'adsorption peuvent également être actifs. Il est possible d'améliorer l'efficacité de ces processus dans les zones humides artificielles, par des méthodes qui se doivent de respecter les critères de rusticité qui sont à la base de leur conception.

2.1. Introduction

La vallée de Souf est une région aride, située au Sud-Est du Sahara algérien, faisant partie du Sahara septentrional partagé par la Tunisie, la Libye et l'Algérie, caractérisé par un système aquifère nommé SASS (figure 2.3). En Algérie, le système aquifère du Sahara septentrional couvre une étendue de 700000 km². Ce système renferme des réserves d'eau considérables, il est reconnu et exploité par près de 6500 points d'eau, forages et sources (Meziani, 2008).

Au cours des trente dernières années, la situation de la vallée de Souf est caractérisée par un développement urbain, une importante augmentation de la population et une extension des zones industrielles et des terrains d'agriculture, donc de nouvelles utilisations sont venues s'ajouter aux usages de l'eau. Pour répondre aux besoins croissants de l'eau, l'exploitation et l'utilisation des eaux des nappes profondes (Complexe Terminal et Continental Intercalaire) ont été nécessaires. Cependant, la surexploitation des eaux de ces nappes profondes a provoqué un énorme problème inattendu, c'est la remontée des eaux profondes. Ce problème a causé un déséquilibre écologique dans la vallée (détérioration du tissu urbain, inondation d'un grand nombre des palmeraies, détérioration de la qualité des eaux potables,.....).

Afin de solutionner ce problème, des meilleures solutions économiques ont été adoptées : La réduction de la surconsommation et de gaspillages des eaux de forages exploitées intensément « la production en eau était de 180.000 m³/jour, dont 112.000 m³ pour l'alimentation en eau potable d'une dotation moyenne journalière de 474 litres/jour/habitant » selon la Direction d'Hydraulique, la recherche de pertes d'eaux au niveau du réseau d'A.E.P par un meilleur contrôle (débitmètre et compteurs) et épuration des eaux par un lagunage aéré.

Face à cette problématique, nous nous sommes intéressées -au cours de notre étude-à caractériser une zone de remontée des eaux (El Chatt) par un suivi mensuel des paramètres physico-chimique et bactériologiques durant une année. Cette étude a pour objectif de proposer une solution écologique à ce problème particulier: c'est l'épuration des eaux par un lagunage à macrophyte.

Ce chapitre résume toutes les informations collectés pendant les sorties sur terrains.

2.2. Situation géographique de la région d'étude

El Oued fait partie du Sahara Nord-Est septentrional, limité au Nord par les chotts Melghir et Merouane, au Sud, par l'extension du Grand Erg Oriental, à l'Ouest par la vallée d'Oued Righ et à l'Est par la frontière algéro-tunisienne Figure (2.1). Elle s'étend sur 3000 km² dans une configuration géographique caractérisée par une topographie plane et sans exutoire. La population est estimée à 380.000 habitants donnant ainsi une densité de 12 hab/km² (Meziani, 2008). Cette population est répartie à travers 18 communes: Bayadha, Robbah, Kouinine, Guemmar, Taghzout, Hassani Abdelkrim, Debila, Sidi Aoun, Magrane, Hassi Khelifa, Reguiba, Mihouensa, Oued Alenda, Ogla, Nakhla, Ourmes et Trifaoui.

Le site d'étude se situe au quartier (El Chatt), figures (2.2), a proximité de l'université d'El Oued, Il se caractérise par la présence des plantes macrophytes à savoir les roseaux (*phragmites australis*), les massettes (*le typha*) et les iris d'eau ... etc. Des stations de drainages et d'évacuation des eaux usées et de la nappe installées à proximités de la zone. Ces eaux usées sont traitées et réutilisées pour irriguer de terres agricoles.



**Figure 2.1. Situation géographique du Souf
(Khechana, 2008)**



Figure 2.2. La zone d'étude.

2.3. Les ressources hydriques du souf (A.N.R.H , 1996)

Le Souf repartis en 03 couches aquifères distinctes:

Nappe phréatique (1^{ère} nappe) : Elle est située à une faible profondeur (0 à 60 mètres de profondeur), ce qui rend son exploitation aisée. L'alimentation de cette nappe se fait par le biais des eaux de la pluie et les eaux d'irrigation. Sa faible profondeur a provoqué de problèmes multiples, notamment la remontée de la nappe en surface qui entraîne l'asphyxie totale des palmiers. Les eaux de cette nappe ont une qualité médiocre.

Nappe du Complexe Terminal (2^{ème} nappe) : Elle est composée des trois nappes : les deux premières correspondent aux nappes des sables d'âge Mio-Pliocène et Pontien, la troisième est la nappe des calcaires d'âge Senono-Éocène.

La première correspond à la formation supérieure du Complexe Terminal (CT), elle est constituée par de sable peu grossier qui se trouve à une profondeur moyenne de 280 m. Cette nappe du Mio-Pliocène couvre presque tout le Souf. La deuxième nappe de sable est d'âge Potien (Eocène Supérieur). Elle prend position entre la 1^{ère} nappe et la nappe des calcaires .Sa profondeur varie entre 400 et 480 m avec une épaisseur moyenne de 50m.

Nappe du Continental Intercalaire (3^{ème} nappe) : Elle est située à une profondeur allant de 1400 à 1800m. On l'appelle nappe albienne. L'eau de cette nappe est chaude (40 à 60 °C), elle présente un handicap majeur pour l'irrigation qui demande un refroidissement.

Les deux nappes CI, CT et de même la nappe phréatique sont intensivement exploités pour les besoins de l'agriculture et de l'alimentation en eau potable. Le volume consommé par la région du Souf est de 393 Hm³/an (Khadraoui, 2008). On estime a priori un partage de 20 % pour l'AEP et 80 % pour l'irrigation.

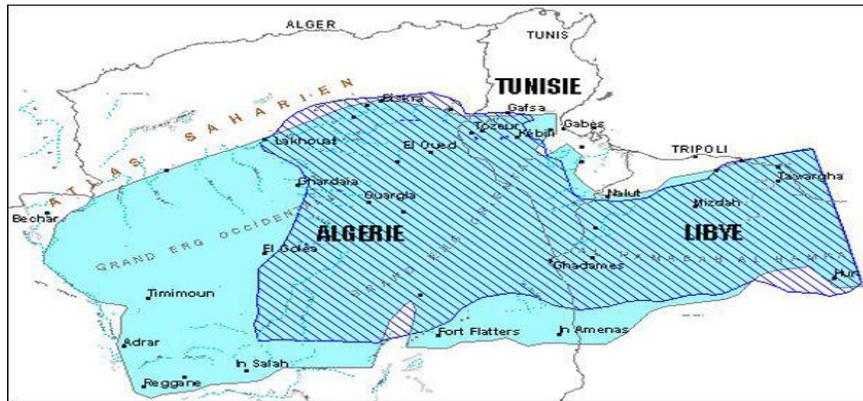


Figure 2.3. Le système aquifère du Sahara septentrional (A.N.R.H, 1996)



Figure 2.4. Puit captant la nappe phréatique



Figure 2.5. Forage captant la nappe du CT (A.N.R.H, 1996)



Figure 2.6. Puit dans un Ghout



Figure 2.7. Forage captant la nappe du CI (A.N.R.H, 1996)

2.4. Mécanisme de la remontée

Selon la direction d'agriculture, un Ghout est une technique de culture des palmiers propre à la région d'El Oued. Les palmiers sont implantés par groupe de 20 à 100 au centre d'une cuvette artificielle d'une profondeur de 10m et d'un diamètre de 80 à 200 m et dont le fond est amené à moins de 1m au-dessus de la nappe phréatique. Les Oasiens creusent progressivement dans le sol afin que les palmiers exploitent directement la nappe phréatique par leurs racines au fond d'un Ghout, figure (2.8).



Figure 2.8. Un Ghout de la région d'Eloued

Avant les années soixante, les Oasiens utilisaient uniquement les eaux de la nappe phréatique pour les besoins en eau potable et agricole. Il existait un équilibre entre les prélèvements et les rejets, et le niveau piézométrique de la nappe restait stationnaire. Mais à partir des années soixante, avec l'apparition des forages profonds, le niveau de l'eau de la nappe phréatique s'élevait progressivement puisque les rejets dans la nappe phréatique étaient devenus considérables. À partir des années quatre vingt, les prélèvements effectués à partir des nappes du Complexe Terminal et du Continental Intercalaire ont augmenté considérablement le volume des apports, ce qui a provoqué l'inondation des Ghouts, figure (2.13) (D.S.A ,1998).

Cote (1998) illustre bien l'évolution du comportement de la nappe phréatique figure (2.9)

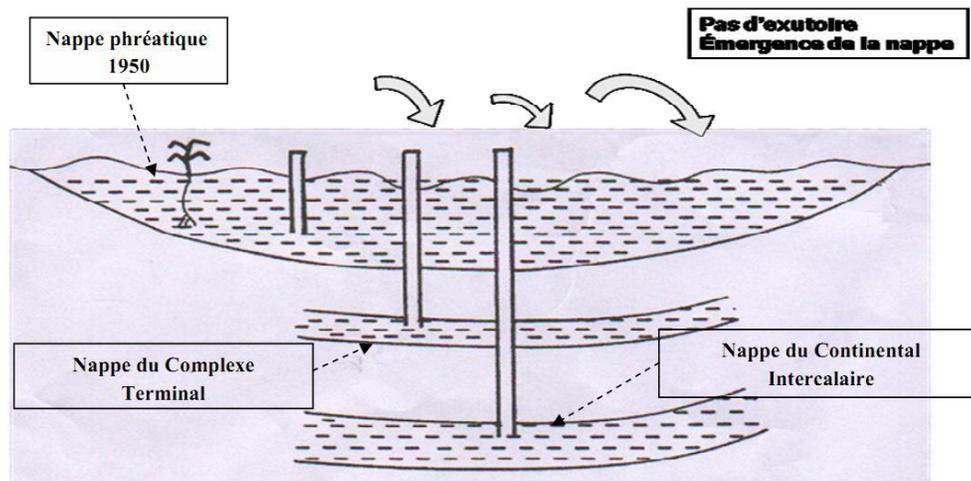


Figure 2.9. Evolution du comportement de la nappe phréatique (Cote, 1998)

- 1950 : Puits perdu (fosse septique) équilibre de la nappe phréatique.
- 1970 : Prélèvement de la nappe complexe terminal : Remontée de la nappe.
- 1980 : Émergence de la nappe phréatique : début de la problématique.
- 1990 : Prélèvement de la nappe du Continental Intercalaire.

Cette remontée s'explique par les mécanismes suivants ; figure (2.10)

- L'agrandissement de la superficie des terres agricoles a engendré une augmentation du débit de pompage de la nappe profonde, contribuant par le biais des retours d'irrigation à l'augmentation du volume de la nappe supérieure (facilité par une perméabilité élevée du sol de type sable dunaire).
- L'absence d'un réseau d'assainissement collectif sur toute la région d'El Oued; les eaux utilisées sont collectées individuellement dans les fosses septiques. Cette situation a contribué à la suralimentation et à la pollution de la nappe phréatique par le biais du rejet des eaux usées (figure 2.11).

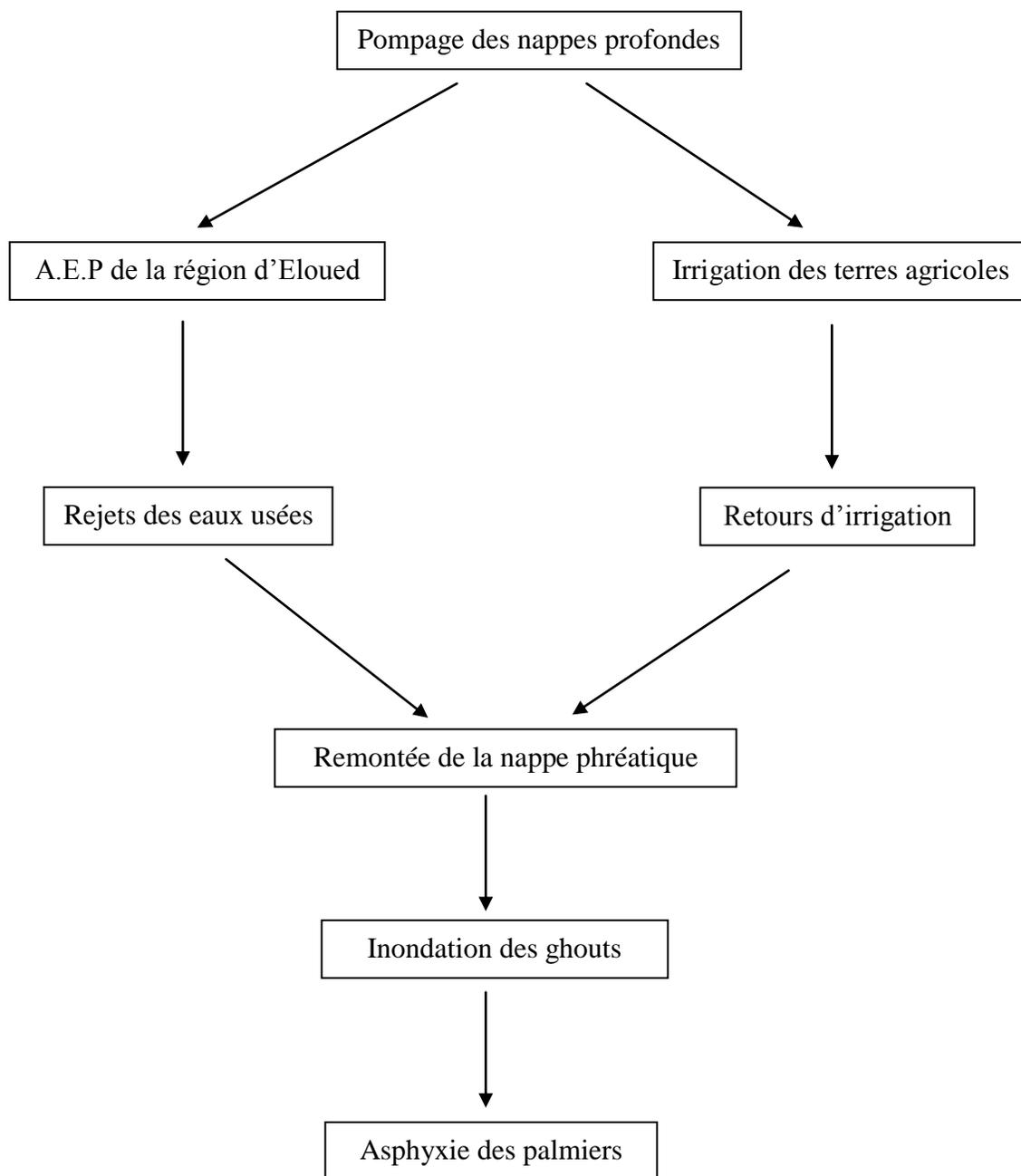


Figure 2.10. Mécanisme de remontée

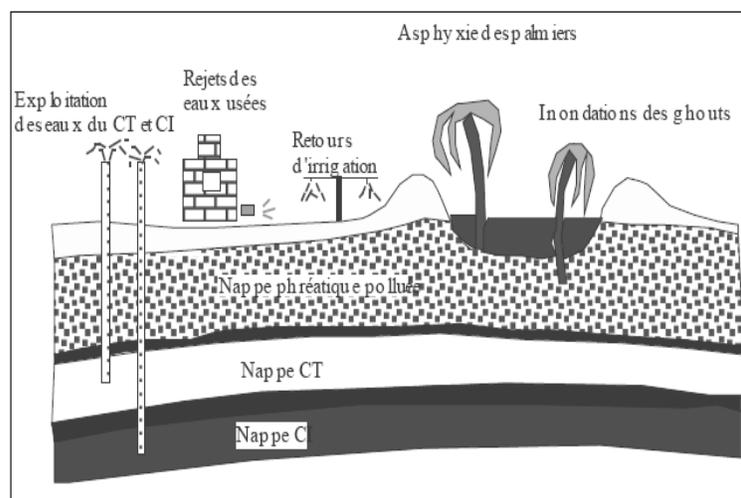


Figure 2.11 : Processus du phénomène de la remontée des eaux dans la région d'El Oued (Remini, 2004)

La figure (2.12) représente l'évolution dans le temps du débit des rejets domestiques et des retours d'irrigation durant la période 1967-1992 selon la direction d'hydraulique. On constate que le débit croît linéairement avec le temps, mais à partir de 1980, il s'est accéléré et même triplé. Cette date correspond au début de la mise en valeur de nombreuses terres dans la région. Le débit des forages des nappes profondes croît en parallèle et a eu comme conséquence un rejet élevé des eaux usées et des retours d'irrigation qui n'ont qu'un seul chemin, traverser le sable pour atteindre la nappe phréatique.

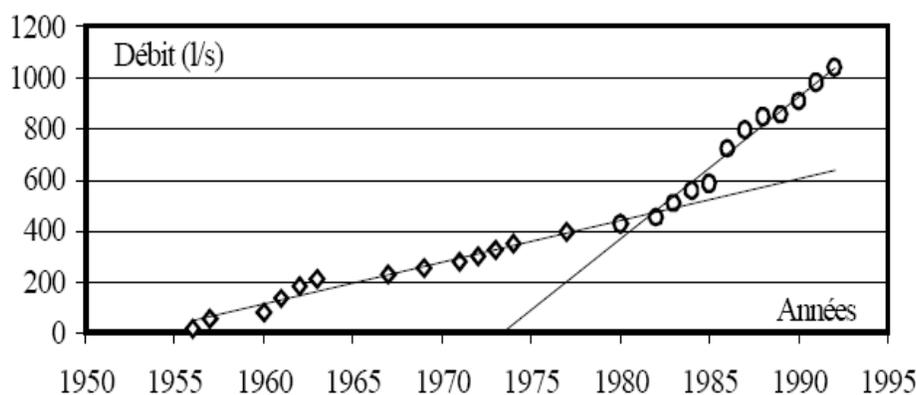


Figure 2.12. Evolution du débit des rejets domestiques et les retours d'irrigation dans la région d'El Oued (Remini, 2002)

2.5. Conséquences de la remontée

Les conséquences de cette remontée spectaculaire sont néfastes et on peut citer les principales:

2.5.1. Inondation des ghouts

En 1994, le nombre des ghouts inondés s'élevait à 500 (DSA d'El Oued, 1994). Aujourd'hui, ce nombre avoisine 1000 ghouts inondés sur un total de 9500 que détient la région d'El Oued, Figure (2.13). Ceci s'est traduit par une perte de plus de 150000 palmiers dattiers, péris par asphyxie selon la direction agricole d'El Oued, voir Figure (2.14). Le phénomène a pris de l'ampleur et touche même une partie d'Ouargla.

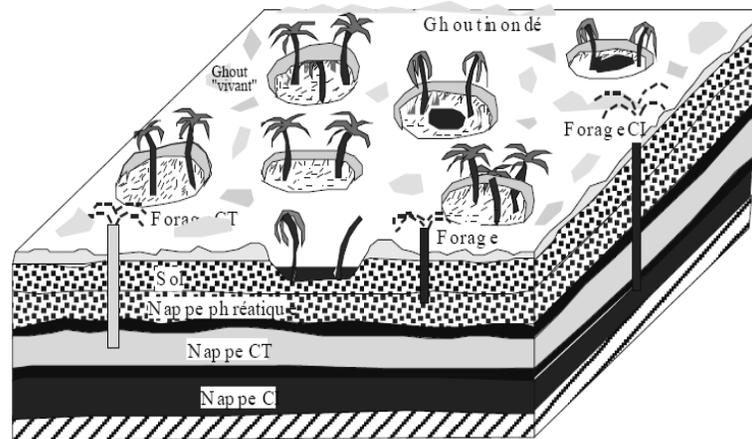


Figure 2.13. Inondation des ghouts (Remini, 2002)



Figure 2.14. Asphyxie des palmiers dattiers (Remini, 2002)



Figure 2.15. Détérioration et effondrement des habitations (Remini, 2002)

2.5.2. Détérioration des habitations

Suite à la remontée des eaux à la surface du sol, des habitations se sont détériorées, des fissures préjudiciables se sont apparues dans plusieurs maisons, notamment au niveau du quartier Sid Mastour situé à la périphérie nord de la ville. Plusieurs familles ont transférés vers d'autres lieux par peur d'effondrement de leurs maisons. Plus de 500 habitations ont été détruites par la remontée des eaux selon la direction de l'urbanisme d'El Oued. Même, les routes, les terrains de jeux ont été envahies par des eaux usées. Figure (2.15).

2.5.3. Détérioration de l'environnement

Les ghouts inondés en zones urbaines sont devenus de véritables lacs d'eau usées où les roseaux ont pris la place des palmiers. L'évacuation des eaux d'assainissement est devenue quasiment impossible. On ne peut même pas réaliser des fosses septiques, puisqu'à chaque fois qu'on creuse une fosse, elle se remplit rapidement d'eau.

Cette situation critique constitue une véritable menace pour la santé des populations : augmentation des maladies à transmission hydrique, dégagement d'odeur, prolifération des moustiques et insectes nuisibles, ainsi que le danger de noyades d'enfants dans ces ghouts marécageux, puisqu'on a recensé un nombre important de ghout, dont la profondeur d'eau dépasse *2* mètres figure (2.16).



Figure 2.16. Apparition des eaux polluées (photo gauche; Dali, 2009)

2.6. Solutions envisagées

2.6.1. Installation des réseaux de drainage et d'assainissement

Pour réduire les effets néfastes de ce phénomène, les autorités locales ont réalisé une station de drainage et d'évacuation des eaux usées et de la nappe. Selon l'ONA, la station est menue de deux systèmes : drainage des eaux de la nappe libre et un système collectif pour l'évacuation des eaux usées. Le système de drainage des eaux de la nappe libre comporte un bassin d'accumulation des eaux drainées, trois collecteurs perforés déversent un débit continu de 45 m³/heur. Le système collectif des eaux usées comprend un bassin d'accumulation, un réseau ramifié sur toute la superficie de la vallée et 04 pompes pour le refoulement des eaux usées. Les deux systèmes divergents à 30 km de la station dans la nature près de la décharge figure (2.17). Cependant, il est à signaler que les services d'hydraulique rencontrent des problèmes d'entretien, dû à la forte agressivité des eaux de drainage provoquant une corrosion rapide des pompes. Le réseau d'assainissement est entrain de s'élargir sur toute la ville d'El Oued.

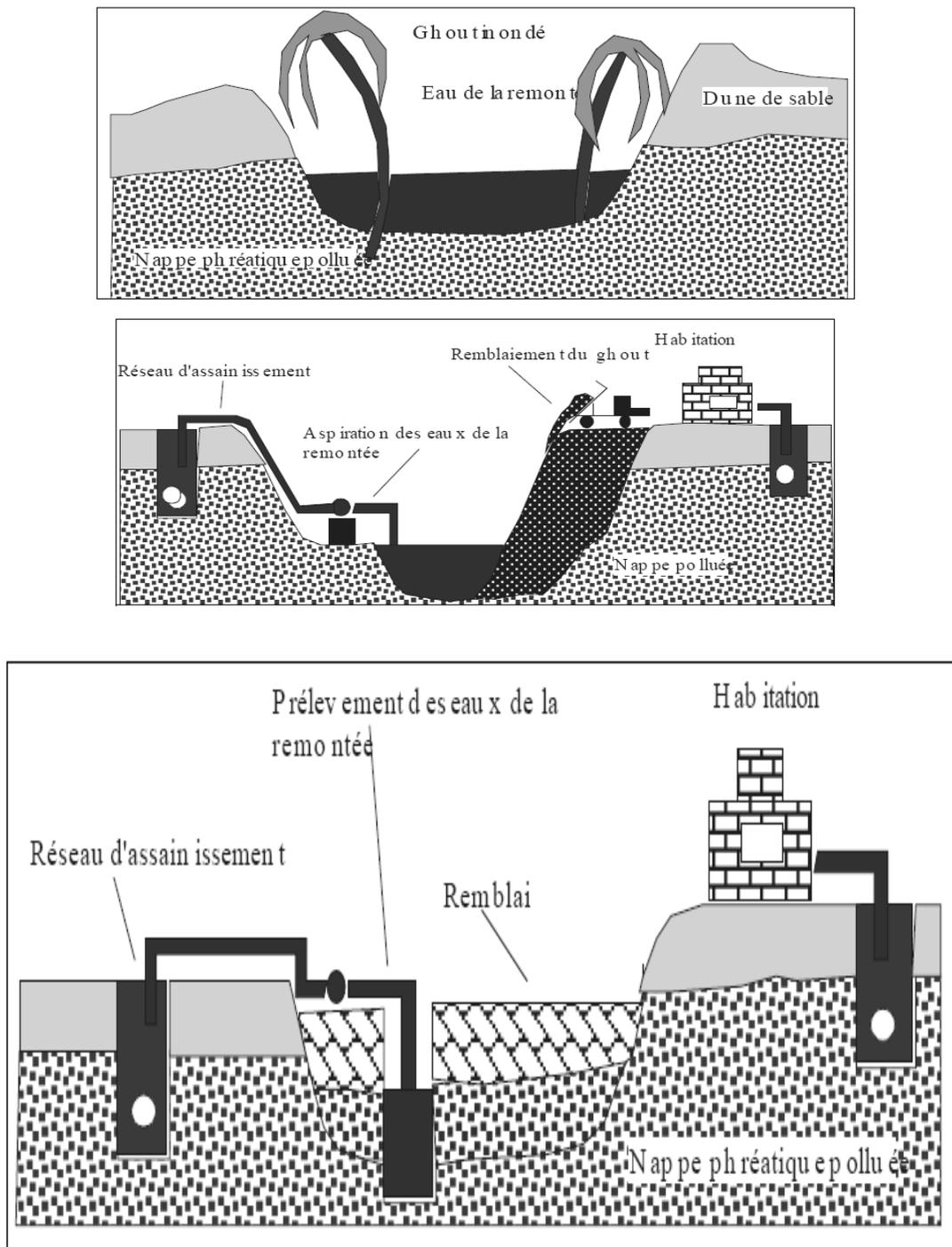


Figure 2.17. Installation des réseaux de drainage et d'assainissement (Remini, 2004)

2.6.2. Remblaiement des ghouts

Pour sauver 2000 ghouts en zone agricole, les services agricoles d'El Oued ont procédé à la réalisation des puits à l'intérieur des ghouts pour pomper de l'eau qui sera réutilisée pour l'irrigation des cultures autour du ghout (figure 2.18). Il ressort de cette solution, plus de 450 ghouts sauvés. Quelques ghouts inondés dans les zones urbaines qui possèdent un réseau d'assainissement ont été sauvés. Le procédé consiste à pomper l'eau des ghouts vers les réseaux d'assainissement (figure 2.17). Concernant les ghouts qui sont au stade de dégradation très avancé, les autorités locales ont procédé comme solution provisoire au remblaiement pour minimiser l'état dégradant de la pollution de l'environnement de la ville, Figure (2.19). Mais le phénomène demeure toujours, et il est même devenu alarmant ; toute la région d'El Oued est menacée un jour d'être inondée par les eaux de la remontée.

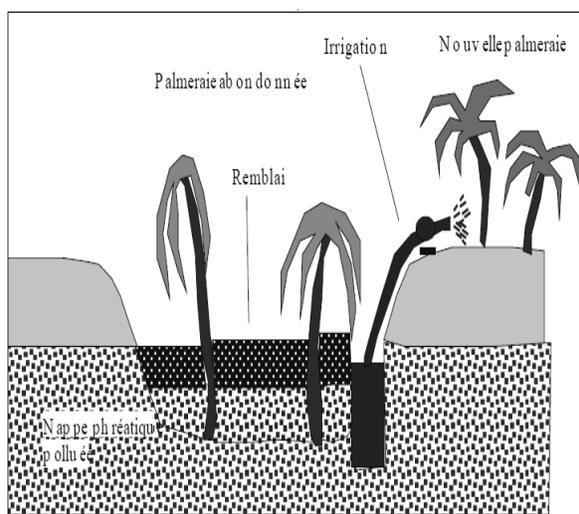


Figure 2.18. irrigation par les eaux de drainage (Remini, 2004)



Figure 2.19. Remblaiement des ghouts (Remini, 2002)

2.6.3. Création d'une ceinture verte autour de la ville d'El Oued

Les réseaux de drainage et d'assainissement n'ont pas résolu le problème de la remontée des eaux, faute d'absence d'un exutoire naturel. Comme nous l'avons mentionné précédemment, les eaux d'assainissement et de drainage déversées à 30 km de la ville finiront par regagner la nappe phréatique grâce à la forte porosité du sol (sable) et ainsi le circuit reste fermé. La création d'une ceinture verte autour de la ville d'El Oued, constituée essentiellement

d'arbres <<Eucalyptus>> qui sont irriguées au début de leur plantation par un réseau d'irrigation <<goûte à goûte>> aménagé spécialement. Ce projet une fois sera terminé, il aura un double objectif. Ce type de plantation appelé <<pompe biologique>>, puisque un seul arbre peut consommer 100 l/j peut remplacer l'exutoire physique (Remini, 2002). Les Eucalyptus peuvent directement consommées les eaux de la nappe. En deuxième objectif, cette ceinture verte créera un climat humide et apportera du bois pour la population. Elle sera sans doute un moyen d'éloigner et de réduire l'ensablement surtout lorsqu'on sait que les alentours de la ville sont en majorité des zones à bilan sédimentaire positif (zones de dépôts). Cette opération commence a apporté ces fruits, puisque déjà, nous avons constaté une régression du niveau d'eau.

2.6.4. Développement d'une agriculture à base d'une irrigation par les eaux usées et de drainage épuré

L'absence d'un exutoire naturel complique d'avantage le rejet du surplus d'eau et les eaux usées. Cependant, la solution au problème de la remontée a nécessité la suppression des fosses septiques et la généralisation d'un réseau d'assainissement dans toute la région d'El Oued et l'installation d'une grande station d'épuration par lagunage aéré (figure 2.20). Les eaux épurées seront destinées à l'irrigation ainsi que les eaux de drainage, la boue récupérée sera valorisée et réutilisée comme amendement pour les sols pauvres en matières organiques.



Figure 2.20. Station d'épuration de la région d'El Oued. (Photos Dali, 2009)

2.7. Conclusion

Le phénomène de remontée des eaux de la nappe phréatique a pris des dimensions très alarmantes ces vingt dernières années; l'utilisation des eaux des nappes profonde (le Continental Intercalaire et le Complexe Terminal) d'une façon excessive a augmenté considérablement le volume des apports, ainsi que l'absence d'un exutoire naturel pour les rejets des eaux d'assainissement, sont les principales causes de cette crise écologique, qui contribue au dépérissement des palmiers, l'inondation des Ghouts et entraîne des conséquences néfastes tant sur le plan environnemental , agricole , économique et sanitaire .

Face à cette problématique, diverses solutions ont été proposées pour mettre fin à cette inondation particulière :

- Encourager la plantation des arbres de type « Eucalyptus » qui seront utilisées comme brise-vent qui consommeront des volumes d'eau considérables directement de la nappe phréatique.
- Une irrigation par les eaux usées et de drainage épuré.
- Installation des réseaux de drainage et d'assainissement et suppression des fosses septiques.

Avec ce problème de la remontée des eaux dans la région d'El Oued, il ne semble pas possible de voir un jour le Ghout fonctionner comme dans le passé. La réponse est difficile, puisque aujourd'hui, on se retrouve face à un état très dégradant. La solution existe, mais elle doit être globale et non pas locale, sinon le problème risque de se déplacer vers d'autres régions.

3.1. Introduction

La présence de zones humides résultantes de la remontée des eaux résiduaires urbaines et des nappes souterraines s'accroît, tout en présentant des valeurs de pollution assez élevées. Cette pollution peut provoquer des risques d'apparition d'épidémies et peut éventuellement causer une contamination des nappes alluviales, par assainissement autonome. Tout cela se présente dans un contexte climatique défavorable, la région appartient à un climat saharien aride avec de fortes chaleurs en période d'été. Les polluants affectent la qualité des eaux de remontée et sa composition biologique.

Le but de ce chapitre porte sur la caractérisation des principaux paramètres physico-chimiques « Température, PH, Conductivité électrique, Turbidité, Couleur, Oxygène dissous, TDS (la charge totale dissoute), matière en suspension, demande chimique en oxygène, demande biochimique en oxygène, Fer, Sulfate, Orthophosphate, Azote ammoniacal, Nitrite, Nitrate, Matière organique, Chlorure, la dureté totale », ainsi que la caractérisation bactériologique des eaux de remontée, réalisée par la recherche des Germe totaux, les indicateurs d'une contamination fécale (*Coliformes totaux*, *Coliformes fécaux*, *Streptocoque fécaux* et *Clostridium sulfitoréducteurs*), et également les germes pathogènes telle que : *Salmonella*, *Vibrion cholériques* et *Staphylococcus aureus*.

Les analyses ont été réalisées conformément aux normes international (ISO, AFNOR, EN).

3.2. Méthodes de travail

3.2.1 Prélèvements et analyses des eaux de remontée

Les sorties sur le terrain nous ont permis d'effectuer, sur l'ensemble du site, un nombre représentatif de prélèvements. Les analyses ont été faites durant une année de mai 2010 au mois d'avril 2011. Les Paramètres physico-chimiques abordées sont les suivants :

Température (**T**), **pH**, Conductivité électrique, Turbidité, Couleur, Oxygène dissous, **TDS** (la charge totale dissoute), matière en suspension (**MES**), **DCO** (demande chimique en oxygène), **DBO₅** (demande biochimique en oxygène), Fer, Sulfate, Orthophosphate, Azote ammoniacal, Nitrite, Nitrate, Matière organique (Mo), Chlorure, la dureté totale (TH).

On a réalisé aussi l'identification et le dénombrement des Paramètres bactériologiques suivants : des Germe totaux, les indicateurs d'une contamination fécale (*Coliformes totaux*,

Coliformes fécaux, Streptocoque fécaux et Clostridium sulfitoréducteurs), et également les germes pathogènes telle que : *Salmonella, Vibriion cholériques et Staphylococcus aureus*.

3.2.2. Technique du prélèvement

Les échantillons d'eau destinés aux analyses physico-chimiques et bactériologiques ont été prélevés respectivement dans des flacons en PVC et en verre borosilicaté. Ils ont été lavés soigneusement avec de l'eau distillée. Les flacons en verre ont été stérilisés dans un autoclave à 120°C pendant 20 min. Le flacon est débouché et est immergé complètement jusqu'à 20 cm de profondeur, en position verticale renversée en le tenant par le fond ; il est alors retourné, selon les recommandations de Rodier (2005). Le flacon rempli d'eau est retiré du plan d'eau et fermé hermétiquement. Les échantillons soigneusement étiquetés sont placés dans une glacière à 4°C et transportés ensuite au laboratoire.

3.3. Méthodes d'analyses des paramètres physico – chimiques (Rodier.,2005)

3.3.1. Température

La température est mesurée à l'aide d'un thermomètre et est exprimée en degré Celsius (°C). Les mesures se font in situ.

3.3.2. pH

Le PH est en relation avec la concentration des ions hydrogène [H⁺] présent dans l'eau. C'est une mesure qui donne des indications sur l'acidité, basicité et neutralité des eaux grâce à un PH-mètre (Norme NFT 90-017).

3.3.3. Conductivité électrique et solides dissous (TDS)

La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement, la mesure de la conductivité permet donc d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau (A.N.A.T, 2003). La conductivité s'exprime en micro siemens par centimètre (µS/cm). On détermine la conductivité directement en la mesurant à l'aide d'un Conductimètre (Rejsek, 2002). Les solides dissous d'un échantillon d'eau, basé sur la valeur calculée de la conductivité électrique, peuvent être calculés en utilisant l'équation suivante:

$$\text{Solides dissous (mg/l)} = 0.2 \times \text{conductivité (}\mu\text{S/cm)} \quad (3.1)$$

3.3.4. Matière en suspension (MES)

La matière en suspension représentent les matières qui ne sont ni à l'état dissous ni à l'état colloïdal, donc filtrables (Satin et Selmi, 1995). Elles sont organiques et / ou minérales. Elles peuvent interférer avec la qualité d'une eau par des phénomènes d'adsorption notamment de certains éléments toxiques. L'analyse des MES permettent de connaître la qualité de matière non dissoutes, qu'elles soient organiques ou minérales, présentes dans un échantillon (Moll, 2008).

La détermination des matières en suspension est effectuée par la méthode de filtration sur filtre GF/C (AFNOR, T 90-101).

3.3.5. Turbidité

Elle traduit la présence de particules en suspension dans l'eau (débris organiques, argiles, organismes microscopiques, ...). La mesure de la turbidité par lecture de l'absorbance à $\lambda = 750$ nm (technique adaptée de « FWPC »: Federal Water Pollution Control (1969)). On peut également calculer le TH en additionnant les concentrations de calcium et de magnésium mesurées par d'autres méthodes. $TH = [Ca^{2+}]/4 + [Mg^{2+}]/2,4$ (concentrations de Ca et Mg exprimées en mg/l)

3.3.6. Couleur

La mesure est effectuée sur un échantillon non filtré avec la méthode **APHA** (American Public Health Association). En effectuant la lecture à une longueur d'onde $\lambda=455$ nm. Cette technique est adoptée de la méthode standard de l'examen des eaux usées, selon les normes : NF EN ISO 7789.

3.3.7. Oxygène dissous

La concentration en oxygène dissous est un paramètre essentiel dans le maintien de la vie, dans un plan d'eau par exemple, permet aux micro-organismes de se développer tout en consommant de l'oxygène (A.N.A.T, 2003).

L'oxygène dissous est mesuré par la méthode électrochimique respectant les normes, EN 25814 et ISO 5814.

3.3.8. La demande chimique en oxygène « DCO »

La DCO s'exprime en mg/L d'oxygène nécessaire pour oxyder, dans des conditions opératoires bien définies, les matières organiques biodégradables et non, présentées dans un échantillon donné (Moll, 2005).

La détermination de ce paramètre se fait suivant la méthode de détermination de l'indice permanganate respectant la norme EN ISO 8467.

Les valeurs obtenues sont basées sur les formules (3.2) et (3.3).

- Détermination du facteur F :

$$F = \frac{15}{X} \quad (3.2)$$

Où X : est le volume en ml de KMnO_4 .

- Le Calcul de DCO se fait comme suit :

$$O_2 = \frac{(V_v + 15)(F - 15)316}{PE} \quad (3.3)$$

- V_v : Volume versé de KMnO_4 pour la titration ;
- **F** : Facteur calculé par la formule (3.1) ;
- **PE** : Prise d'essai (volume d'échantillon) ;

3.3.9. Demande biochimique en oxygène « DBO₅ »

La décomposition en aérobiose, par les microorganismes, des substances organiques contenus dans les eaux, est en quelque sorte une oxydation plus ou moins lente. Les microorganismes aérobies exigent, pour cela, une quantité d'oxygène proportionnelle à la charge organique. Tant qu'il y aura de l'oxygène consommable, des microorganismes l'utiliseront pour leur travail de dégradation. La quantité d'oxygène exigée par eux est la demande biochimique d'oxygène. On utilise conventionnellement la DBO₅ c'est-à-dire la quantité d'oxygène consommé après 5 jours d'incubation.

Pour mesurer la DBO₅, nous avons utilisés un manomètre à mercure consommé pendant la durée d'incubation selon la norme (NF EN 1899 – 2).

3.3.10. Détermination de la matière organique (MO)

On définit la matière organique comme la matière carbonée qui est généralement produite par les être vivant, végétaux, animaux ou microorganisme. La matière est à l'origine

de dégradation de la qualité organoleptique de l'eau. Selon Salghi en 2009, la MO est déterminé par la formule (3.4) suivante :

$$MO = \frac{(DBO_5)(2) + DCO}{3} \quad (3.4)$$

3.3.11. Dosage de l'azote ammoniacal « N - NH₄⁺ »

Pour désigner l'azote ammoniacal, on utilise souvent le terme d'ammonium qui correspond aux formes ionisées (NH₄⁺) et l'ammoniaque non ionisées (NH₃). L'ammoniaque constitue un des maillons du cycle de l'azote (voire la partie bibliographique). Dans son état primitif, l'ammoniac (NH₃) est un gaz soluble dans l'eau, mais, suivants les conditions de PH et T, il se transforme en une forme ionisée (NH₄⁺). La mesure de l'azote ammoniacal est effectuée selon la méthode spectrophotométrique au réactif de Nessler **norme NFT 90 – 015**.

3.3.12. Dosage de nitrite « NO₂⁻ »

Les nitrites constituent une étape importante dans la métabolisation des composées azotés. Ils s'insèrent dans le cycle de l'azote entre l'ammoniaque et les nitrates. Leur présence est due, soit à l'oxydation bactérienne de l'ammoniaque, soit à la réduction des nitrates. Ils ne représentent qu'un stade intermédiaire et sont facilement oxydés en nitrates, leur présence dans l'eau est donc rare et en faible quantité (**Rejsek, 2002**). Pour doser le nitrite on utilise la méthode spectrophotométrique à la sulfanilamide conforme à la **norme ISO 5667**.

3.3.13. Dosage de nitrate « NO₃⁻ »

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote. Ils se trouvent naturellement dans les eaux de surface ainsi que dans les eaux souterraines. L'activité humaine accélère le processus d'enrichissement des eaux en nitrates. Le nitrate est mesuré selon la méthode spectrophotométrique avec l'acide sulfosalicylique, conforme à la **norme NFT 90 – 045**.

3.3.14. Dosage du fer

Le fer contenu dans les eaux superficielles provient de lessivage de terrains et de pollutions métallurgiques. Il se retrouve de manière plus importante dans les eaux souterraines car le fer est un des éléments de la croûte terrestre. Sa présence dans l'eau dépend des conditions physiques et hydrogéologiques. Le fer est mesuré par spectrophotométrie à la phénanthroline - 1,10 conforme à la norme **NFT 90 – 017**.

3.3.15. Dosage des Orthophosphates « PO_4^{3-} »

Le phosphate est présent sous différentes formes : le phosphore organique et le phosphore minéral, dérivé de l'acide phosphorique comme les Orthophosphates (PO_4^{3-} , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-}). On parle souvent de « phosphate » dans les eaux résiduaires urbaines ils correspondent en fait aux orthophosphates car l'ion phosphate PO_4^{3-} , n'existe en solution que pour des pH basique. Les valeurs d'Orthophosphate (PO_4^{3-}) sont déterminées par méthode spectrophotométrique à l'aide du molybdate d'ammonium conforme à la norme **NF EN 1189**.

3.3.16. Détermination de la dureté

La dureté d'une eau exprime l'aptitude de cette eau à réagir et à faire mousser du savon. A l'heure actuelle, on appelle dureté ou titre hydrotimétrique (TH) la somme des cations alcalino – terreux présents dans une eau. En pratique, on ne considère que les cations dont leurs concentrations sont supérieures à 1mg/L, c'est le cas des ions calcium et magnésium. Ces ions sont présents dans l'eau sous forme de sels de chlorure, de sulfates ou d'hydrogénocarbonates.

« Dureté totale (TH_t) : somme des concentrations en calcium et magnésium »

La dureté totale est déterminé par une méthode complexométrique par titrage avec l'EDTA (l'acide éthylène -diamine-tétracétique) conforme à la norme « **NF T 90 – 003** ».

3.3.17. Sulfate

Le sulfate parmi les principales formes du soufre. Les sulfates sont déterminés par lecture de l'absorbance à $\lambda = 420$ nm. Pour une suspension obtenue par réaction des sulfates avec le chlorure de baryum.

3.3.18. Chlorure

Les chlorures parmi les anions les très répandus dans la nature, généralement sous forme de « NaCl , KCl ou CaCl_2 ». Le dosage des ions chlorure est effectué par la méthode argentimétrique conforme à la norme **NFT 90 -014**.

3.4. Méthodes d'analyse des paramètres bactériologiques

3.5. Techniques générales de recherche et de dénombrement des bactéries dans les eaux

3.5.1. Caractères généraux et classifications des Germes indicateurs de contamination fécale

3.5.1.1. Coliformes (totaux) et Thermotolérants (fécaux)

3.5.1.1.1. Classifications des *Enterobacteriaceae*

- **Classification de Bergey's manual**

- Embranchement : *Gracilicutes* gram⁻ ;
- Groupe 5 : bâtonnets anaérobies facultatifs, gram⁻ ;
- Famille des *Enterobacteriaceae*, subdivisée en 5 tribus : *Escherichia*, *Klebsielleae*, *Proteae*, *Yersinia*, *Erwinia*.

Cette famille des entérobactéries regroupe des genres et des espèces bactériennes ayant des propriétés communes (Delarras, 2000).

- **Classification phylogénique (Larpent, 2000)**

- Domaine : *Eubacteria* – *Gracilicutes* ou bactéries à G⁻ ;
- Classe : *Proteobacteria* ;
- Sous – classe : gamma(&);
- Ordre des *Entérobactériales* ;
- Famille des *Enterobacteriaceae* ;
- 33 genres, dont les nouveaux genres : *Arsenophorus*, *Leminorella*, *Obesumbacterium*, *Pragia*, *Trabulsiella*, *Xenorhabdus* ;

3.5.1.1.2. Caractères généraux des *Entérobactéries coliformes (coliformes totaux et fécaux)*

Dans cette famille des entérobactéries, certains genres forment le groupe des coliformes, qui ont les propriétés suivantes : Ce sont des bacilles à **gram négatif** non sporulés, **oxydase négatif**, aérobies ou anaérobies facultatifs. Ils peuvent se développer en présence de sels biliaires ou d'autres agents de surface équivalents. Ils **fermentent le lactose** avec production d'acide et de gaz en 48 heures à une température de 35 à 37c° (± 0,5 C°). Ils sont parfois désignés « *Coliformes totaux* » dans la législation des eaux.

On peut citer (*Citrobacter freundii* ; *Enterobacter Cloac...* *Escherichia coli*, *Klebsiella*

pneumoniae subsp. pneumoniae)

D'autre groupe s'appelle **Coliformes thermotolérants** ont les mêmes propriétés que les coliformes, mais à la température de **44 c°** «*Escherichia coli*, *Klebsiella pneumoniae subsp. pneumoniae* se développent à **44C°** et au moins **95%** des souches fermentent le lactose avec production de gaz. (Leclerc et Mossel, 1989).

Ces espèces fécales constituent des germes indicateurs de contamination fécale en bactériologie des eaux.

3.5.1.2. *Streptocoques fécaux et Entérocoques fécaux (Sérogroupe D)*

3.5.1.2.1. Classification

- **Classification de Bergey's manual**
 - Embranchement : Firmicutes gram⁺ ;
 - Groupe 17 : Cocci gram⁺, chimiotrophes, mésophiles ;
 - Cocci aérobies catalase négatif ;
 - Genres *Enterococcus*, *Lactococcus*, *Pediococcus*, *Leuconostoc*, *Tetragenococcus* ;
 - Plus de 35 espèces de streptocoques, réparties en ensembles, sous-ensembles et espèces. En pratique courante, la classification sérologique de Lancefield est toujours utilisée (sérogroupe A à N) ; des streptocoques ne sont pas classés dans ces sérogroupe (Delarras, 2000)

- **Classification phylogénique (Larpen, 2000)**
 - Domaine : *Eubacteria* – Firmicutes ou bactéries à gram⁺, G + C% faible ;
 - Classe : *Bacilli* ;
 - Ordre des *Bacillales* ou *Lactobacillales* suivant les genres ;
 - Famille des *Streptococcaceae* ;
 - 15 genres dont les genres *Streptococcus* (**37 espèces**) *Enterococcus* (**19 espèces**), *Lactococcus*, *Pediococcus*...

3.5.1.2.2. Caractères généraux des *Sérogroupe D* (Larpent et Larpent – Gouraud, 1997 ; Larpent, 2000)

Ces streptocoques du sérogroupe D, à hémolyse ou non hémolytiques, pathogènes opportunistes comprennent des espèces d'*Enterococcus* d'origine fécale humaine ou animale (ou non fécale), possédant en général l'antigène D.

Toutes les espèces d'origine fécale constituent des indicateurs témoins de contamination fécale dans les eaux.

3.5.1.3. Bactéries anaérobies sulfitoréductrices « *Clostridium* »

3.5.1.3.1. Classification

- **Classification de Bergey's Manuel**
 - Embranchement des Firmicutes Gram+;
 - Groupe 18 : Cocci ou bâtonnets sporulés, Gram+;10
 - Genres de bactéries sporulées dont *Bacillus* et *Clostridium* ;
 - Plus de 100 espèces de *Clostridia*, réparties en plusieurs groupes.
- **Classification phylogénique (Larpent, 2000)**
 - Domaine : *Eubacteria* – *Firmicutes* ou bactéries à Gram+, G+C% faible;
 - Classe : *Clostridia*
 - Famille des *Clostridiaceae I* (groupe génétique I)
 - Genre *Clostridium* avec plus de 40 espèces dans cette famille.

3.5.1.3.2. Caractères généraux des espèces sulfitoréductrices

Elles regroupent des espèces *Clostridium* telles que *Clostridium perfringens*, *Cl. bifermentans* (*Clostridiaceae II*), *Cl. sporogenes*, *Cl. Fallax* ... Leur dénomination est due au fait que ces espèces sont capables de produire de l'hydrogène sulfuré (**H₂S**) à partir du sulfite de sodium présent dans le milieu ; celui-ci se combine avec du citrate de fer ammoniacal ou de l'alun de fer pour donner du sulfure de fer noir. C'est le cas, par exemple dans la **gélose viande – foie – sulfite – citrate** pour sulfitoréducteurs, les colonies entourées d'un halo noir sont présomptives de bactéries anaérobies sulfitoréductrices ; ces colonies devront ensuite être confirmées pour leur appartenance au genre *Clostridium*. Ces germes ont

été considérés comme des germes indicateurs de contamination fécale dans les eaux. *Clostridium perfringens*, est une espèce pathogène pour l'homme et les animaux.

3.5.2. Protocole de recherche et de dénombrement pour les coliformes et thermotolérants

3.5.2.1. Technique du NPP à 3 tubes par série

✓ Préparation des dilutions

La préparation des dilutions en milieu liquide à partir d'échantillons d'eaux prélevés Conformément à la norme Afnor **NF EN ISO 6887 – 1 (1999)**.

✓ Premier temps : test présomptif

- Sur BCPL ou bouillon lactosé au pourpre de bromocrésol avec cloche de Durham (Bio – Rad), à simple ou à double concentration.
- Ensemencer :
 - 5 tubes de bouillon lactosé à double concentration avec 10 ml d'eau par tube (série A) ;
 - 5 tubes de bouillons lactosé à simple concentration avec 1 ml d'eau par tube (série B) ;
 - Un flacon de bouillon lactosé à double concentration avec 50 ml d'eau.
- Incuber à $30 \pm 1\text{C}^\circ$ pendant 24 à 48 heures
- Observations :
 - Tube avec virage du milieu au jaune (pourpre de bromocrésole: indicateur de pH, violet en milieu basique et jaune en milieu acide).
 - Volume de gaz $\geq 1/10$ dans la cloche de Durham.
 - Gaz (+), lactose (+) (fermentation du lactose avec production de Gaz).

Ces tubes sont présomptifs de coliformes à 30 C° ou à 37 C° qu'il faudra obligatoirement confirmer.

✓ Deuxième temps : test confirmatif coliformes totaux

- Sur le bouillon bile et vert brillant (bio Mérioux ou sur le bouillon loctosé à la bile et au vert brillant (BLBVB Bio- Rad) avec cloche à simple concentration. A partir de

chaque tube de bouillon lactosé au bromocrésol - pourpre positif, ensemencer un tube de bouillon bile et vert brillant à simple concentration avec cloche ;

- Incuber les tubes à 37 ± 1 C° pendant 48 heures ;
 - Observations :
 - Tubes avec gaz dans la cloche (volume de gaz 1/10) : gaz (+) donc lactose (+).
- Ces tubes sont de coliformes totaux à 30 C° et de coliformes thermotolérants à 44C°.

✓ Deuxième temps : test confirmatif coliformes thermotolérants

A partir de chaque tube de bouillon lactosé au bromocrésol pourpre positif, confirmer en ensemençant sur milieu confirmatif de Schubert avec cloche de Durham (Bio-Rad).

- Ensemencer les tubes de Schubert et les incuber à 44 ± 0.5 °c pendant 24 heures.
- Observer les tubes repiqués pour confirmation et réaliser le test indole à l'aide du réactif de Kovacs .

Tableau 3.1. Test confirmatif des coliformes thermotolérants

	Présence de gaz	Production d'indole
Coliformes thermotolérants	+	+/-
<i>Escherichia coli</i>	+	+

- Exprimer le nombre de coliformes (totaux) et de coliformes thermotolérants par 100 ml d'eau à l'aide de la table NPP à 5 tubes par dilution suivant la norme **AFNOR T 90 – 411 (1989) et 90 – 413 (1985)** .

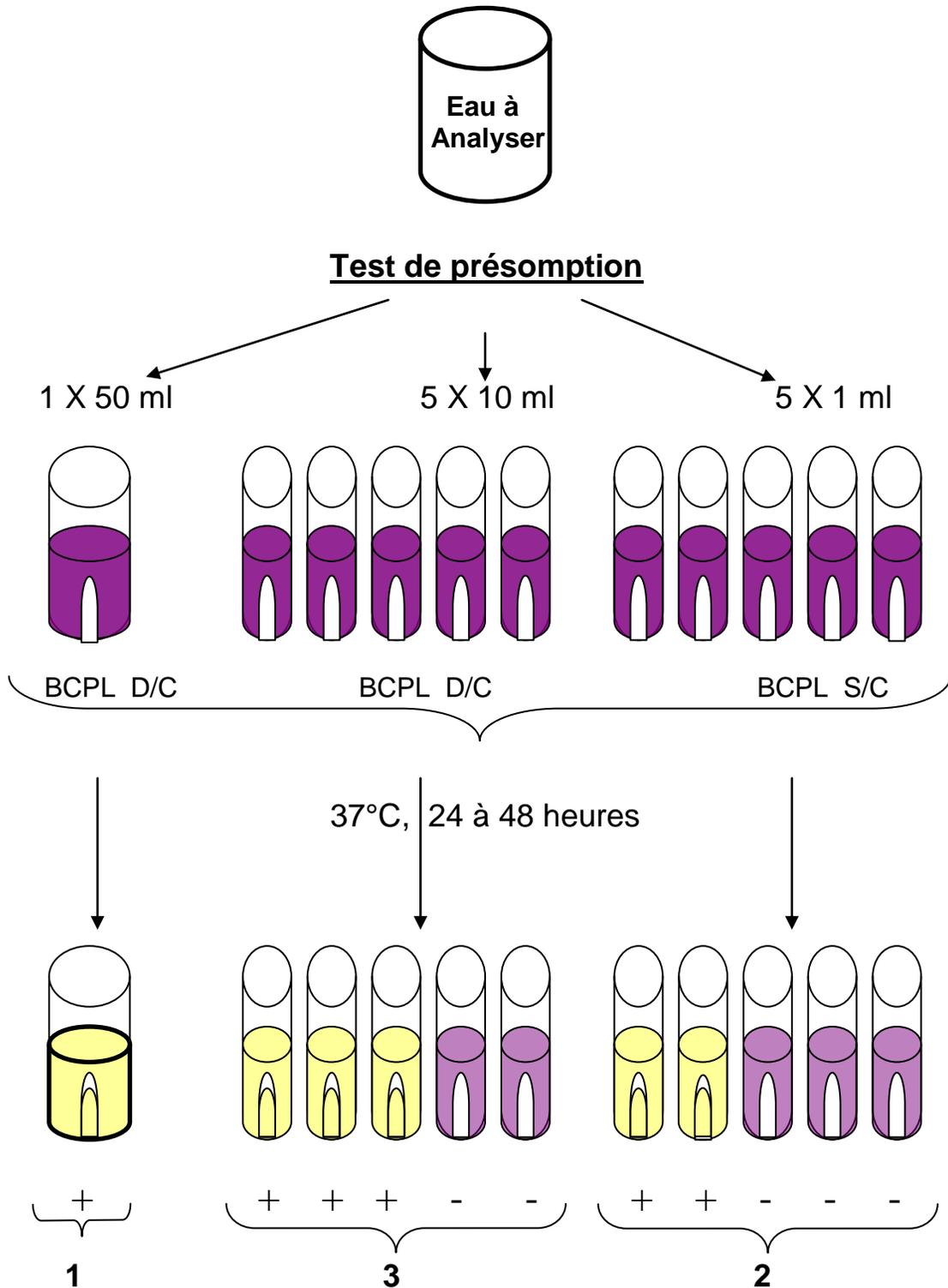


Figure 3.1 : Protocole de Recherche et de dénombrement des coliformes, coliformes thermotolérants et *Escherichia coli* en milieu liquide.

Test de confirmation

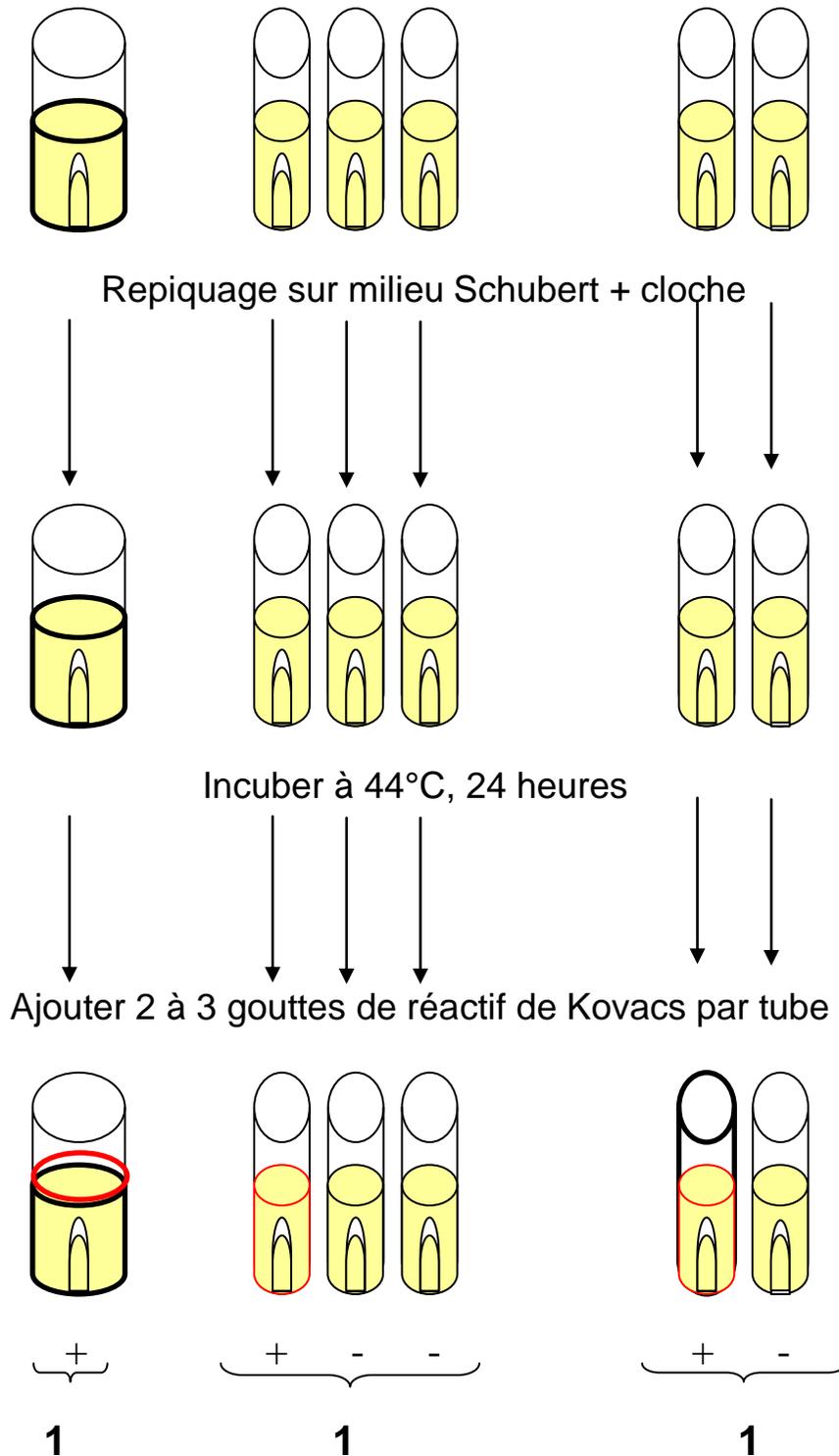


Figure 3.1 (suite) : Protocole de Recherche et de dénombrement des coliformes, coliformes thermotolérants et *Escherichia coli* en milieu liquide.

3.5.3. Protocole de recherche et de dénombrement pour les « streptocoques fécaux »

3.5.3.1. Technique du NPP à 5 tubes par série

✓ **Préparation des dilutions**

✓ **Premier temps : test présomptif**

- Ensemencer sur milieux de Rothe : bouillon azide glucosé (bio Mérieux SA) ou bouillon glucosé à l'azoture (Bio- Rad) à simple ou à double concentration ;
 - 5 tubes de Rothe à double concentration avec 10 ml de l'eau à analyser (série A).
 - 5 tubes de Rothe à simple concentration avec 1 ml de l'eau à analyser (série B).
 - Un flacon de Rolhe à double concentration avec 50 ml de l'eau à analyser.
- Incuber à $37 \pm 1\text{C}^\circ$ pendant 24 à 48 heures. Les tubes présentant un trouble bactérien sont considérés comme pouvant contenir des streptocoques du groupe D.

✓ **Deuxième temps : test confirmatif**

- Sur bouillon azide éthyl violet (Bio Mérieux SA) ou sur milieu de Litsky (Bio – Rad).
- Agiter les tubes de Rolhe présentant un trouble, présumés positifs.
- Repiquer une anse du contenu de chacun de ces tubes dans un tube de milieu de Litsky.
- Incuber à $37 \pm 1\text{C}^\circ$ pendant 24 à 48 heures.
- Les tubes présentant un trouble homogène et/ ou une pastille violette au fond contiennent au moins un streptocoque du groupe D.
- Observer et interpréter.
- Exprimer ensuite le nombre de « streptocoques fécaux » pour 100 ml d'eau en utilisant la table NPP à 5 tubes par dilution (voir annexe -03-, table NPP de la norme **AFNOR : NFT 90 – 411 (1989)**).

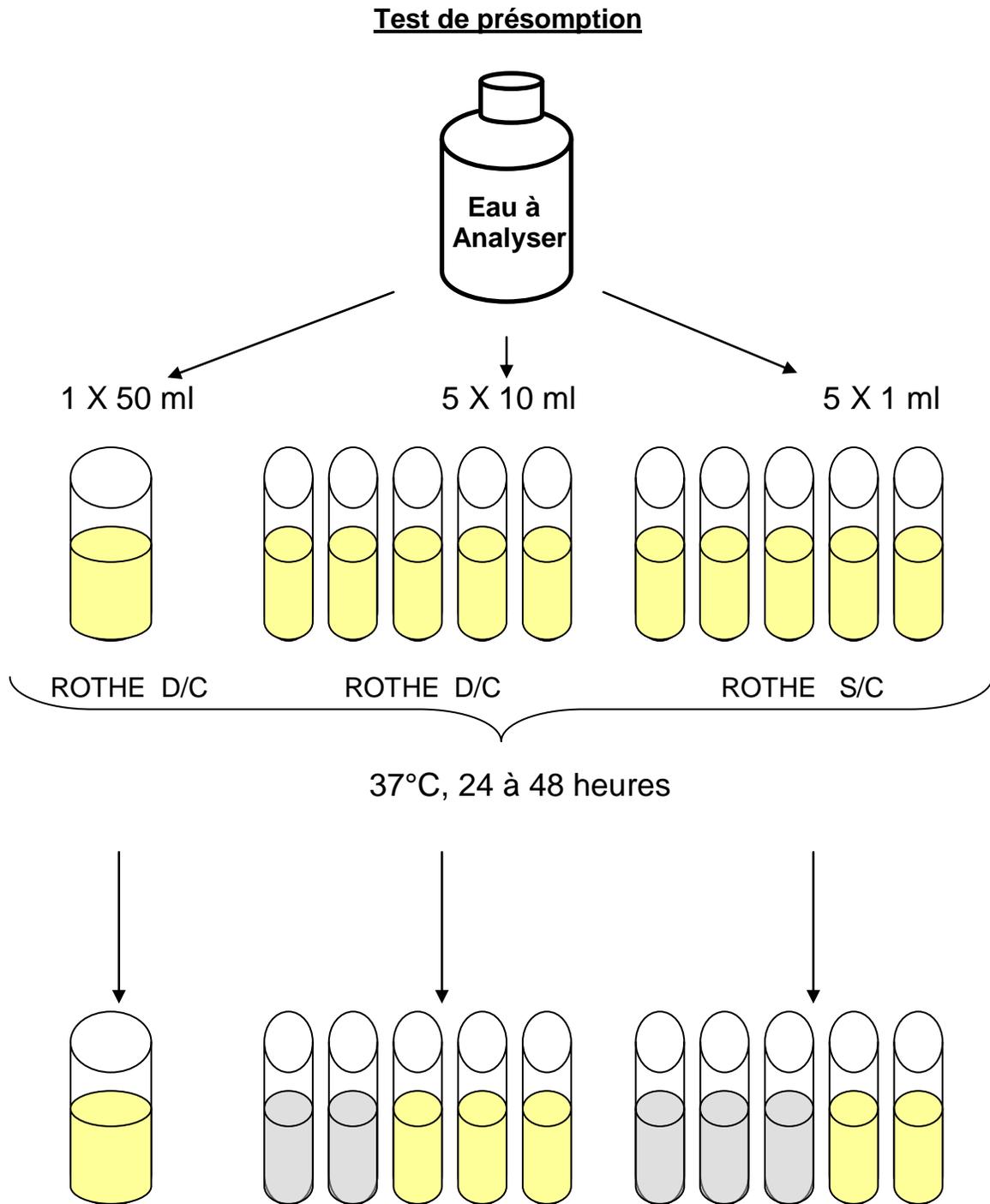


Figure 3.2. Recherche et dénombrement des streptocoques du groupe D. Méthode générale par ensemencement en milieu liquide (NPP).

Test de confirmation

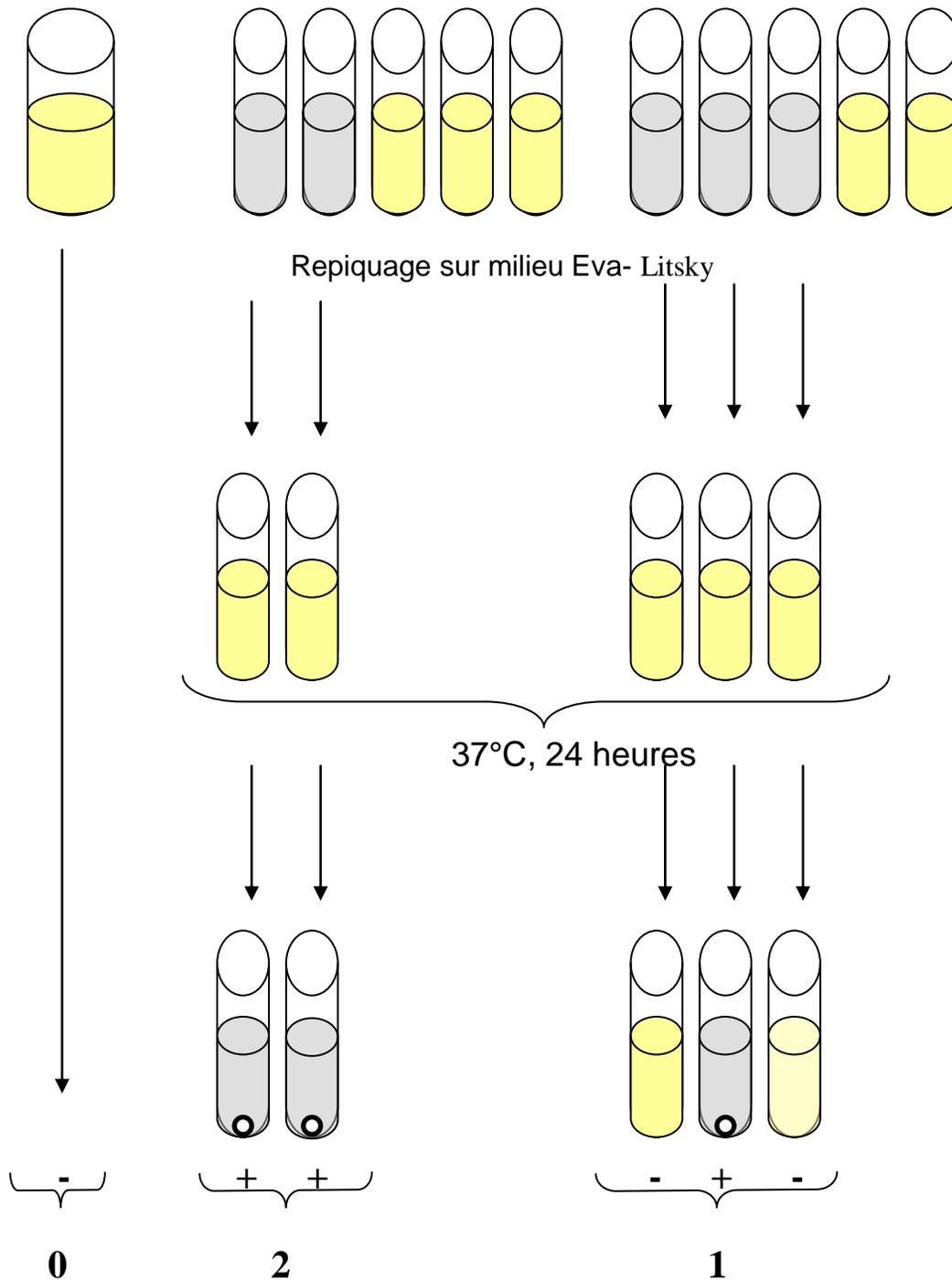


Figure 3.2 (suite) : Recherche et dénombrement des streptocoques du groupe D. Méthode générale par ensemencement en milieu liquide (NPP).

3.5.4. Technique de recherche et de dénombrement de bactéries anaérobies sulfitoréductrices dans les eaux

3.5.4.1 : Incorporation en gélose en tubes profonds

On utilise en général une gélose viande- foie sulfite- citrate, conforme à la norme (NFT 90-415).

✓ Milieu et ensemencement

- Faire liquéfier au bain- marie bouillant des tubes contenant 20 ml de gélose viande- foie- sulfite- citrate, puis les mettre dans un bain- marie à 55C° environ.
- Préparer 5 tubes (18 x 180) stériles avec 5ml de l'eau à analyser, les déposer au bain- marie à $80 \pm 2C^\circ$ pendant 10 minutes, puis les refroidir à 55 C° environ.
- Verser doucement 20 ml du milieu précité dans un tube d'eau préparé, sans agiter et sans introduire d'air pour une bonne anaérobiose ; faire solidifier rapidement la gélose en plaçant les tubes sous un courant d'eau froide.
- Incuber à $37 \pm 1 C^\circ$ pendant 24 à 48 heures.

✓ Lecture et dénombrement

Observer les tubes une première fois après 24 heures et une seconde fois après 48 heures d'incubation. Des colonies entourées d'un halo noir proviennent de spores de bactéries anaérobies sulfitoréductrices qui se sont développées. Compter le nombre de colonies typiques et l'exprimer par (X) ml d'eau en fonction du type d'eau analysée.

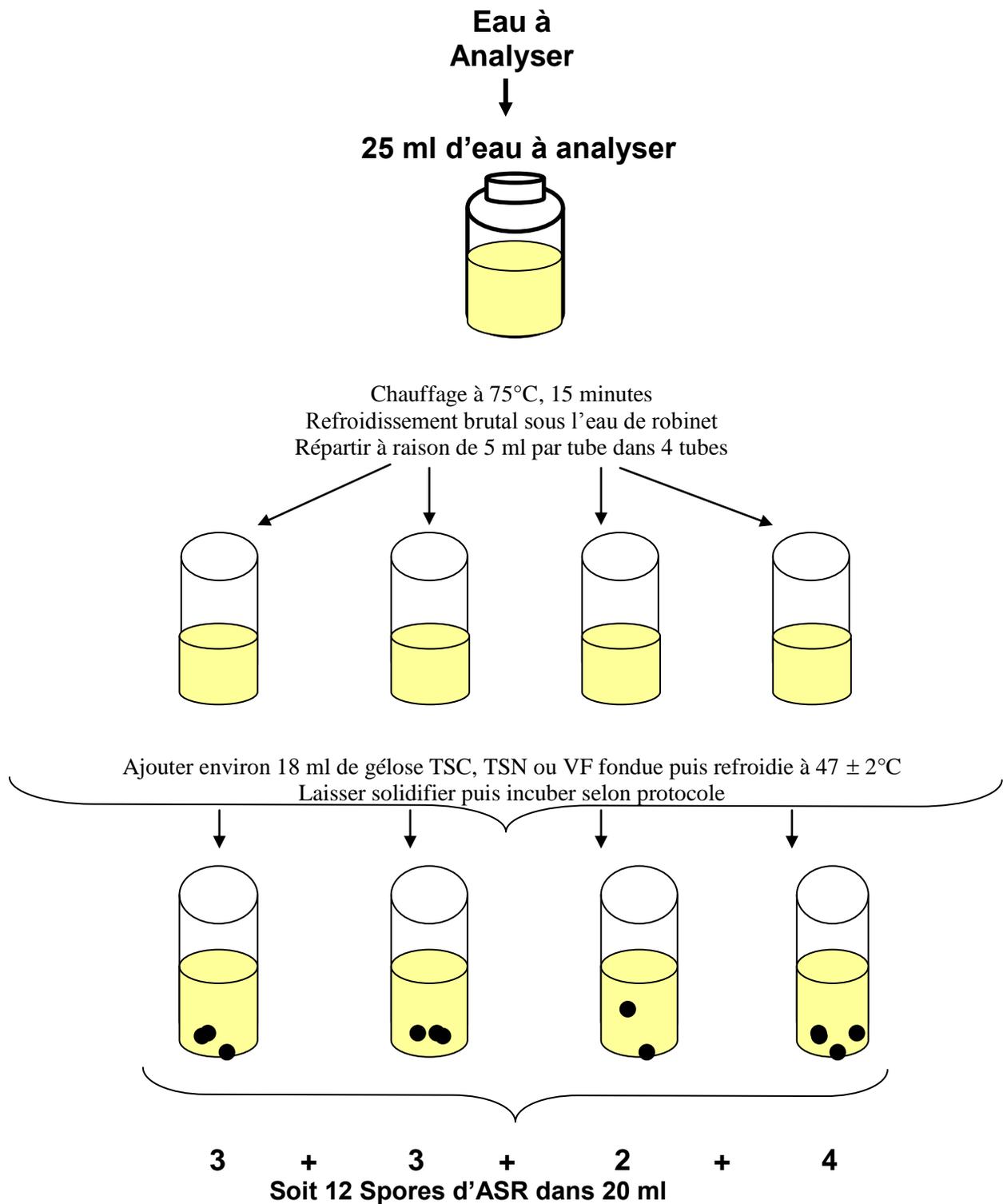


Figure 3.3. Recherche et dénombrement des spores de *Clostridium anaérobie* sulfitoréducteurs ; Méthodes par incorporation en gélose en tubes profonds.

3.5.5. Recherches et dénombrements microbiologiques des micro-organismes revivifiables « germes totaux ou flore totale ».

3.5.5.1. Protocole de recherche et de dénombrement des microorganismes revivifiables à 22 et à 37°C dans les eaux conformément à la norme NF EN ISO 6222.

✓ **Préparation de dilutions**

✓ **Milieu et ensemencement**

- A partir de l'eau à analyser et/ou des dilutions décimales 10^{-1} et 10^{-2} , porter aseptiquement 1ml en double dans deux boîtes de pétri vides, numérotées et préparées à cet usage comme l'indique la figure (35) ci – après.
- Compléter ensuite avec environ 19 ml de gélose TGEA fondue puis refroidie à 45 ± 2 C°. Le temps qui s'écoule entre le moment où l'on a distribué l'inoculum dans la boîte et celui où le milieu est coulé ne doit pas excéder 15 minutes.
- Laisser solidifier les boîtes sur pailleasse, puis rajouter une deuxième couche d'environ 5 ml de la même gélose. Cette double couche à un rôle protecteur contre les contaminations externe diverses. Les boîtes seront partagées en deux séries distinctes : La première série sera incubée à 22 ± 2 C° pendant 68 ± 4 heures et la seconde série sera incubée à 36 ± 2 C° pendant 44 ± 4 heures.

✓ **Lecture et interprétation**

Les colonies de microorganismes revivifiables apparaissent en masse sous formes lenticulaires et bien distinctes. Retenir les boîtes contenant moins de 300 colonies, au niveau de deux dilutions successive. Il faut qu'une boîte renferme au moins 15 colonies.

Calculer ensuite la valeur du nombre N, de microorganismes revivifiables à 22 ± 2 C° à part et celle du nombre N de microorganismes revivifiables à 36 ± 2 C° à part, en tant que moyenne pondérée à l'aide de l'équation suivante :

$$N = \frac{\sum c}{1,1d} \quad (3.5)$$

- $\sum c$: est la somme des colonies dénombrées sur deux boîtes de dilutions successives retenues.
- d : est le taux de dilution correspondant à la première dilution.

Le résultat final de microorganisme revivifiables dénombrés à 22°C et à 37°C est noté par ml d'eau analysée.

3.6. Recherches et dénombrements microbiologiques spécifiques dans les eaux

3.6.1. *Salmonelles*

3.6.1.1. Classification

Les salmonelles (genre *Salmonella*) sont classées dans la famille des *Enterobacteriaceae* et elles ont les propriétés générales des bactéries de cette famille. La classification et la nomenclature des salmonelles sont très complexes. Aussi, en pratique courante, les salmonelles sont surtout connues par les noms de leurs sérovars (ou sérotypes), en appliquant les règles de désignation des sérovars de **Popoff et Le Minor (1997)**. Des sérotypes tels que *Salmonella typhi*, *Salmonella paratyphi A*, certaines souches de *Salmonella paratyphi B* sont strictement humains, sont responsable de la fièvre typhoïdique et paratyphoïdique A et B respectivement. Les salmonelloses d'origines alimentaire représentaient des toxi - infections alimentaires collectives (Tiac).

3.6.1.2. Recherche et dénombrement des salmonelles dans les eaux. Méthode par filtration : conforme à la norme NF EN ISO 9308 – 1.

✓ Filtration de l'eau

- Filtrer 250ml d'eau à analyser, sur une ou plusieurs membranes filtrantes de 0,45 µm de diamètre de pores à l'aide d'un appareil à filtration ,puis à appliquer ces membranes sur des milieux sélectifs.

✓ Pré – enrichissement

- Déposer la ou les membrane(s) dans une fiole d'erlenmeyer contenant 225ml d'eau peptonnée puis incubé à 37°C pendant 16 à 20 heures.

✓ Milieu d'enrichissement

- Transférer 1 ml de cette même culture dans un tube contenant 10 ml de bouillon de Rappaport – Vassiliadis – Soja ou RVS, puis incubé à 41,5 ± 1°C pendant 18 à 24 ± 3 heures voir 44 heures (**ISO/CD 6340 – 2(2001)**).

✓ Milieux sélectifs d'isolement

- A partir des bouillons d'enrichissement, ensemercer par la méthode des quadrants deux milieux sélectifs d'isolement en boîtes de pétrie, le milieu Hektoen, puis incubé à 37 ± 1°C pendant 24 ± 3 heures, puis l'identifier par le système API 20E
Filtration de 250 ml à 5 litres d'eau

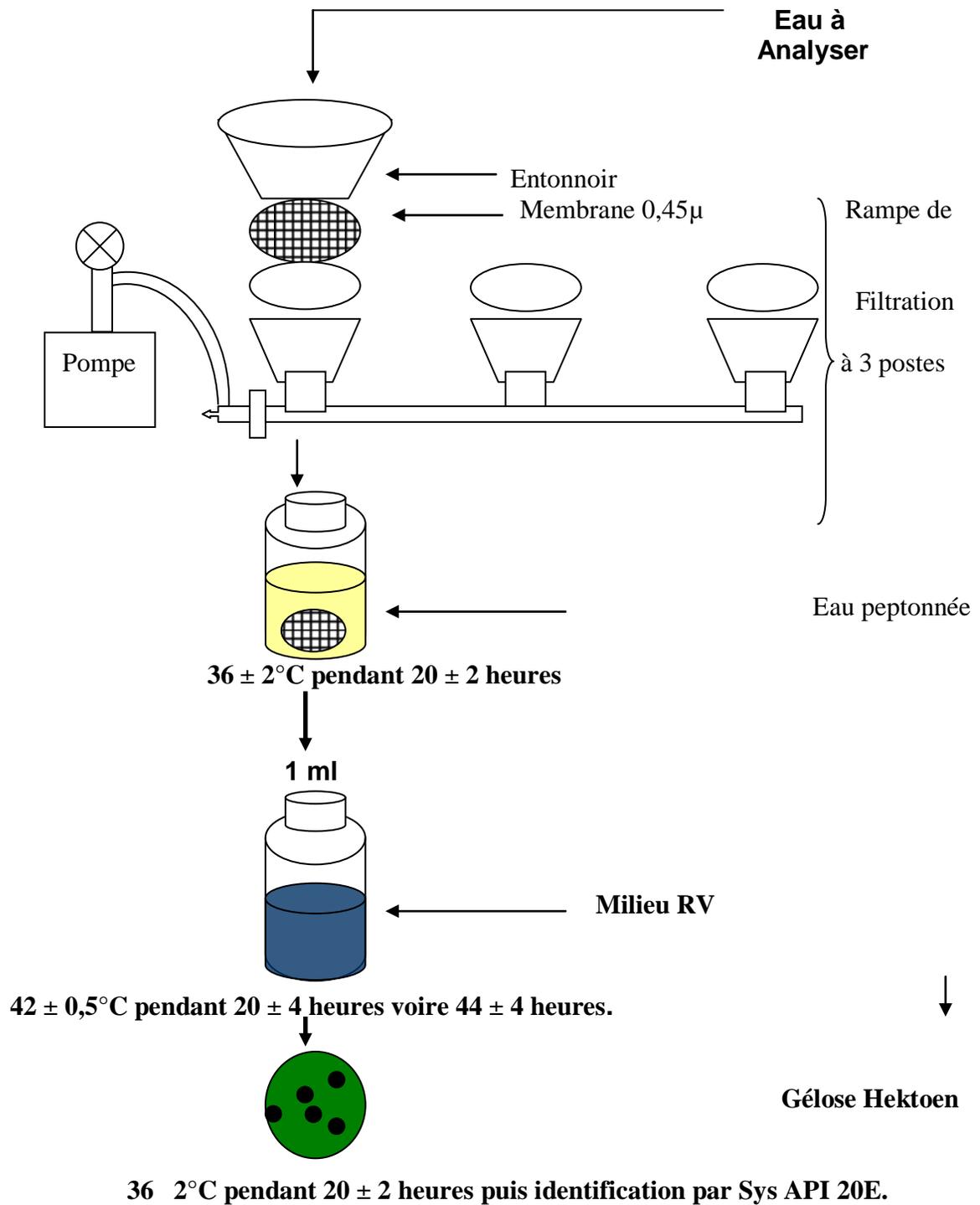


Figure 3.5. Protocole de recherche de *salmonella* dans les eaux ; Méthode par filtration.

3.6.2. *Staphylococcus aureus*

3.6.2.1. Classification

➤ **Classification de Bergey's Manual**

- Embranchement : Firmicutes.
- Groupe 17 : *cocci gram*⁺.
- Famille des *Micrococcaceae*.
- Genres *Staphylococcus*, *Micrococcus*.

➤ **Classification phylogénique (Larpen, 2000)**

- Domaine : Firmicutes ou bactéries à Gram⁺, G+C % faible.
- Classe : *Bacilli*.
- Ordre : *bacillales*.
- Famille : *Bacillaceae*.
- Genre : *bacillus*, genres apparentés aux *Bacilli*, genre *Staphylococcus*.

3.6.2.2. Quelque caractère important des *staphylocoques*

Cocci sphériques : en amas (grappes) : *S.aureus* ; en amas irréguliers : autres espèces sont Gram⁺ immobiles, anaérobies facultatives, catalase(+). Se développant sur milieux usuels : gélose nutritive, gélose trypticase soja, *S. aureus* produit des entérotoxines de différents types antigéniques (A à F), provoquant une intoxication alimentaire. Espèces saprophytes dans la nature ; eaux résiduaires urbaines, eaux douces : lacs, étangs, rivières. Espèce commensales de la peau et muqueuses, d'autres espèces sont pathogènes pour l'homme et les animaux.

3.6.2.3. Espèces du genre *Staphylococcus* [Larpen, 2000].

✓ *Staphylococcus aureus*

- *S. aureus* : espèce majeure, d'origine humaine ou autre (volaille, bovin, ovin, caprin, environnement). « 2 » sous – espèces : *S. aureus* subsp. *aureus* et *S. aureus* subsp. , catalase négatif, pathogène pour des animaux, produit diverses toxines).
- Pouvoir pathogène de *S. aureus* subsp. *aureus* : Par virulence : *S. aureus* synthétise des protéines de surface et des enzymes ; parmi celles – ci, la coagulase libre (**Delarras, 1998**).

3.6.2.4. Méthodes de recherche et de dénombrement des *staphylocoques* pathogènes par filtration : conforme à la norme NF T 90 – 421.

✓ **Milieu de culture, filtration et ensemencement**

- Préparer des boîtes de pétri de 55mm de diamètre avec le milieu de Chapman Bio-Mérieux SA Filtrer 100 ml d'eau à analyser sur une membrane filtrante de 0,45 µm de diamètre de pores à l'aide d'un appareil à filtration.
- Appliquer la membrane filtrante sur le milieu de Chapman et incuber la boîte de pétri à $37 \pm 1^\circ\text{C}$ pendant 48 heures.

✓ **Lecture et confirmation des *S. aureus***

- Repérer les colonies à auréole jaune mannitol (+) présomptives de *S. aureus*.
- Repiquer ces colonies dans des tubes de « bouillon spécial pour épreuve de la coagulase » Bio – Rad et les incuber pendant 18 heures à 37°C .
- Réaliser le test coagulase et catalase sur chaque culture ainsi préparée
- Exprimer le nombre de *Staphylocoques* pathogènes par 100 ml d'eau en retenant les colonies typiques sur le milieu de Chapman ayant donné un test coagulase et catalase positif. Elles sont alors considérées comme des *S.aureus*.

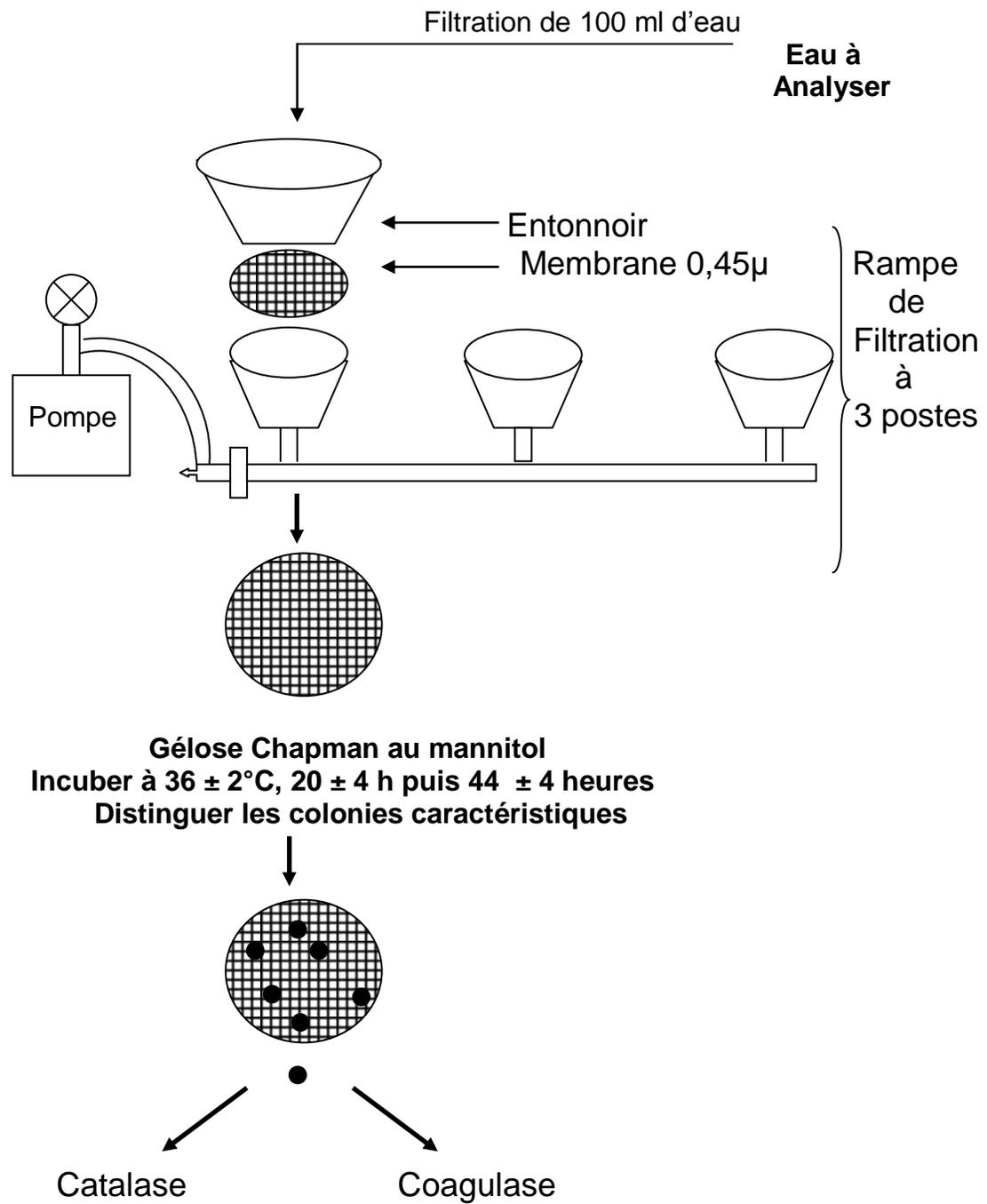


Figure 3.6. Recherche de *staphylocoques* à catalase positif dans les eaux : Méthode par filtration sur membrane.

3.6.3. *Vibrio*

3.6.3.1. Classification

➤ Classification de Bergey's Manual

- Embranchement des Gracilicutes Gram⁽⁻⁾ ;
- Groupe 5 : bâtonnets anaérobies facultatifs, Gram⁽⁻⁾ ;
- Famille des *Vibrionaceae*, avec le genre *Vibrio* (plus de 30 espèces).

➤ Classification phylogénique (Larpen, 2000)

- Domaine : *Eubacteria* (bactéries à Gram⁽⁻⁾) ;
- Classe : *Proteobacteria* ;
- Sous-classe : gamma (&) ;
- Ordre des *Vibrionales* ;
- Famille des *Vibrionaceae* ;
- Genre principal : *Vibrio* ;
- 36 espèces de *Vibrio* dont 9 nouvelles.

3.6.3.2. Caractères typiques

Ce sont des bâtonnets incurvés en virgule ou droits, mobiles et aérophiles, Gram⁽⁻⁾, et oxydase⁽⁺⁾. Ils sont plus ou moins basophiles (PH 8,5 à 9), halophiles ou halotolérants suivant les espèces ; ces propriétés sont d'ailleurs utilisées pour leur isolement à partir des eaux. (Delarras C et Trébaol B, 2003). On peut citer :

✓ Les vibrions cholériques des eaux

Ils sont halotolérants et pouvant se développer en présence de chlorure de sodium (3% en général). Le *Vibrio cholerae* O₁ (séro groupe O₁) comprend deux biotypes avec *V. cholerae*. Un nouveau séro groupe O139 de *V. cholerae* apparaît et provoque des épidémies dans des pays asiatiques (Inde, Bangladesh, Indonésie). La maladie sévit dans de nombreux pays en voie de développement à niveau d'hygiène insuffisant (56 pays déclarés à l'OMS en 2000). Dans ces pays, des personnes, consomment des eaux de boissons non traitées ou des aliments contaminés, risquent de contracter le choléra ; une hygiène de vie défectueuse favorise ensuite la propagation de cette maladie.

✓ Vibrions « VNC »

Des vibrions, soumis à des conditions environnementales plus ou moins stressantes, peuvent exister dans un état appelé (viable non cultivables ou VNC). Ils ne peuvent pas être détectés par les méthodes bactériologiques conventionnelles. Leur détection dans les eaux fait appel aux méthodes de la biologie moléculaire : Polymerase Chain Reaction (PCR), Reverse Transcriptase – PCR (RT – PCR) ... Ils se rencontrent notamment chez *V. parahaemolyticus*, *V. vulnificus* et *V. cholerae* non cholérique (Ifremer, 2000).

3.6.3.3. Méthode de recherche et de dénombrement pour Vibrion cholérique dans les eaux : Méthode en milieu liquide : conforme à la norme ISO/TS 21 872 – 1

- ✓ **Enrichissement primaire** L'enrichissement primaire s'effectue sur le milieu eau peptonée alcaline à double concentration sur lequel on ajoute aseptiquement 450 ml d'eau à analyser au moment du prélèvement. Ce dernier sera par la suite incubé à $36 \pm 2^\circ\text{C}$ pendant 20 ± 4 heures.
- ✓ **Enrichissement secondaire et isolement** Enrichissement secondaire sur milieu EPA en tubes auquel on ajoute 1 ml par tube. A partir de la culture d'enrichissement ensemercer une boîte de pétri contenant une gélose GNAB₁ Incuber à 37°C pendant 18 heures et prolonger éventuellement jusqu'à 24 heures.
- ✓ **Lecture et identification** D'une part, le tube d'EPA fera l'objet d'un isolement sur GNAB₂ qui sera incubé à son tour à $36 \pm 2^\circ\text{C}$ pendant 20 ± 4 heures. D'autre part, la boîte de gélose GNAB₁ subira une lecture en tenant compte du fait que les vibrions se présentent le plus souvent sous forme de grosses colonies lisses, transparentes et très caractéristiques.
- ✓ **Confirmation morphologique et biochimique** Sélectionner sur la boîte au moins 5 colonies caractéristiques et distinctes feront l'objet d'une identification morphologique et biochimique basée essentiellement sur :
 - Etat frais (bacilles, mobilité).
 - Coloration de gram (bacilles gram négatifs).
 - Oxydase (+).

- Ensemencement d'un tube de KIA qui sera incubé à 37°C, pendant 24H (saccharose, glucose, gaz et H₂S).
 - Ensemencement d'un tube de gélose nutritive inclinée qui sera incubé à 36 ± 2°C pendant 20 ± 4 heures, qui servira à l'agglutination sur lame, comme suivante :
- ✓ **Remarque :**

Si l'agglutination avec l'eau physiologique et au sérum polyvalent O₁ est négative, faire une mini – galerie biochimique basée sur l'étude des acide aminés en vue de différencier les *Vibrions* et des *Pleisiomonas* et des *Aéromonas* selon le tableau suivant :

Tableau 3.2. Galerie biochimique basée sur l'étude des acide aminés des *Vibrions*

	LDC	ODC	ADH
Vibrions	+	+	-
Aéromonas	-	-	+
Pleisiomonas	+	+	+

S'il s'agit du genre *Vibron*, répondre : *Vibron* non agglutinable (NAG).

Si l'agglutination avec l'eau physiologique est positive au sérum polyvalent O₁, répondre : *Vibron* cholérique, figure (3.7)



Figure 3.7. L'agglutination sur lame

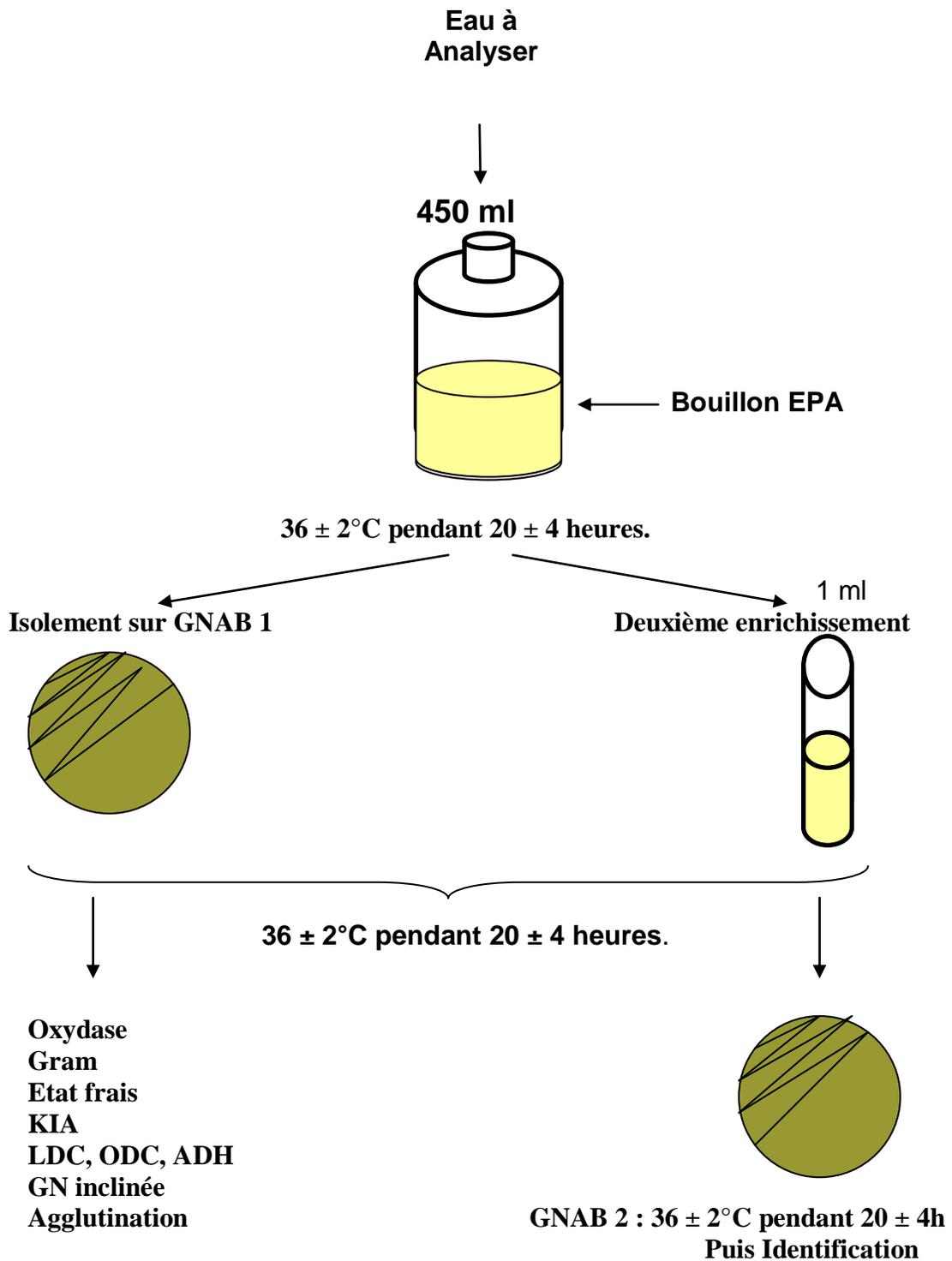


Figure 3.8. Recherche de vibriion cholérique dans les eaux ; Méthode en milieu liquide.

3.8. Conclusion

Les eaux de remontée sont soumises à des pollutions d'origines diverses, la caractérisation de leur qualité est portée sur les principaux paramètres physico-chimiques « T, PH, CE, Turbidité, Couleur, O₂, TDS, DCO, DBO₅, Fer, SO₄⁻², PO₄⁻², N-NH₄⁺ NO₃⁻, NO₂⁻, NACL, MES, MO, TH ». On a également effectué le dénombrement et l'identification des paramètres bactériologique basé sur la recherche des Germe totaux, les indicateurs d'une contamination fécale (*Coliformes totaux*, *Coliformes fécaux*, *Streptocoque fécaux* et *Clostridium sulfitoréducteurs*), et également des germes spécifique pathogènes telle que : *Salmonella*, *Vibron cholériques* et *Staphylococcus aureus*.

Les analyses ont été réalisé conformément aux normes international (ISO, AFNOR, EN). Les résultats obtenus selon ces méthodes d'analyses seront illustrés, interprétés et discutées au chapitre suivant.

4.1. Introduction

L'objectif de ce chapitre consiste à évaluer le degré de pollution des eaux de remontée d'une zone à ElOued, par l'analyse de différents paramètres physico – chimiques et bactériologiques. Les résultats d'analyses sont comparés aux normes internationales de la grille multi usages des critères d'appréciation globale de la qualité de l'eau. Le but est de présenter les caractéristiques physico – chimiques et bactériologiques de la zone d'étude

4.2. Synthèse climatique

Les données climatiques nous ont été fournies par la station météorologique située à l'aéroport "Guemar" d'El Oued. Celles-ci nous servent de connaître l'influence de la saison sur la qualité des eaux de remontée, car les activités biologiques intervenant en zone humide sont dépendantes d'une série de paramètres extérieurs tels que : l'ensoleillement, la température, le vent, les précipitations ..., dont les variations ont un impact direct sur les réactions chimiques et biochimiques mises en jeu. Il en résulte une influence saisonnière marquée sur le devenir des polluants, dont l'abatement peut être important en période estivale.

4.2.1. Température

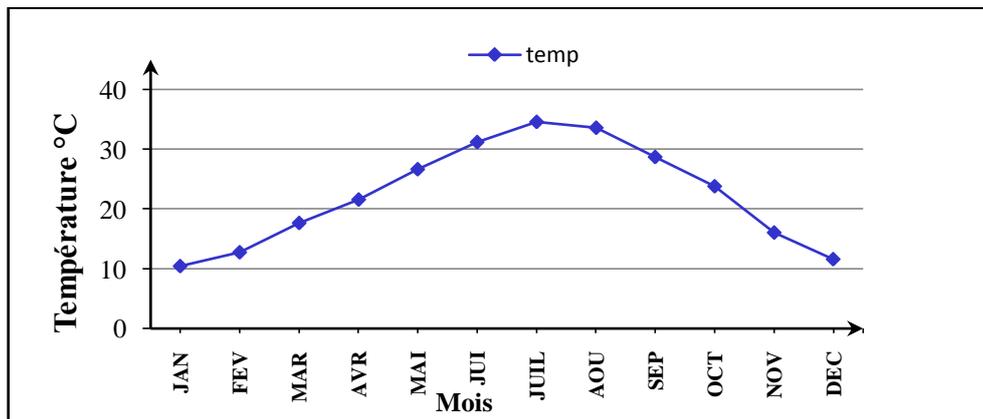


Figure 4.1. Les valeurs moyennes de la température dans la région d'El Oued durant (10 ans) pour la période (2000-2009).

D'après la figure (4.1) on observe que la température moyenne maximale qui a été enregistré au mois de Juillet est de l'ordre de 34.6°C et la température moyenne minimale est de 10.47°C , qui a été enregistrée au mois de Janvier .

4.2.2. Précipitation

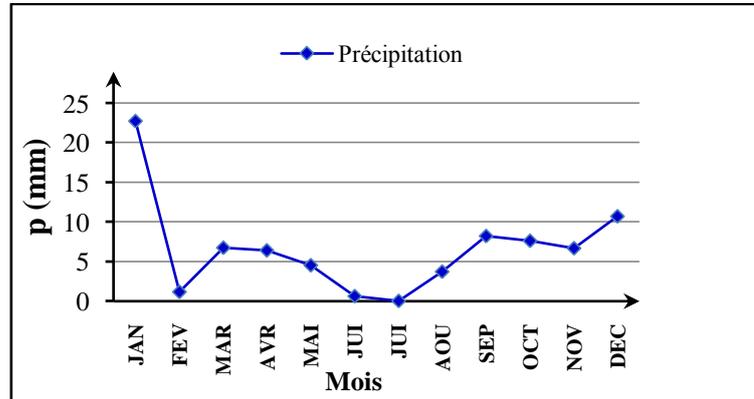


Figure 4.2. Les valeurs moyennes des précipitations dans la région d'ElOued durant (10 ans) pour la période (2000-2009)

D'après la figure (4.2), les précipitations les plus élevées ont été enregistrées au mois de Janvier (22,76 mm) et les plus faibles au mois de Juillet sous forme des traces.

4.2.3. Humidité relative

L'humidité de l'air est définie comme la quantité de vapeur d'eau contenue dans un certains volume d'air, exprimée en (%) : on parle alors d'humidité relative (Lévêque, 2001).

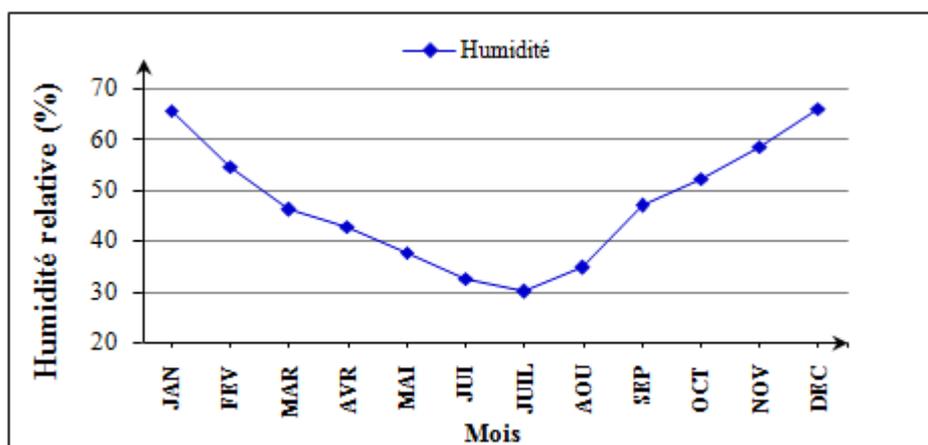


Figure 4.3. Valeurs moyennes d'humidité relative dans la région d'ElOued durant (10 ans) pour la période (2000-2009)

D'après la figure (4.3) nous pouvons dire que l'humidité relative atteint son maximum au mois de Décembre avec 66.1%. La valeur minimale a été enregistrée au mois de Juillet de 30 % environ.

4.2.4. Vitesse moyenne des vents

D'après la figure (4.4) on constate que la vitesse maximale du vent a été enregistrée au mois de Mai avec 4,05 m/s et la valeur minimale a été enregistrée au mois de Novembre avec 1,94 m/s

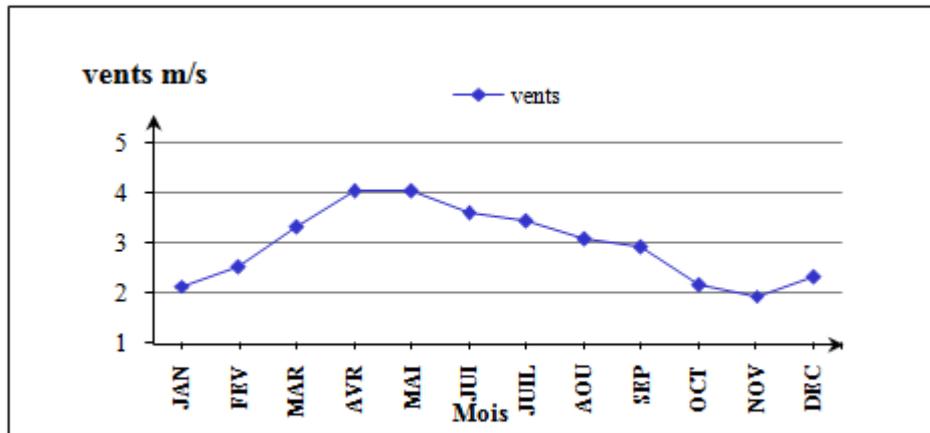


Figure 4.4. Les vitesses du vent dans la région d'ElOued durant (10 ans) pour la période (2000-2009)

Afin de caractériser d'une manière objective le climat de notre zone d'étude, nous avons trouvé utile d'élaborer le diagramme ombrothermique de Gausson et le climatogramme d'Emberger.

4.2.5. Diagramme Ombrothermique de Gausson

Un diagramme ombrothermique est un type particulier de diagramme climatique représentant les variations mensuelles sur une année des éléments du climat d'une région de point de vue précipitation et température pendant une période donnée et permet de préciser et de mettre en évidence la durée de la période sèche (Dajoz, 1985).

Selon Dajoz (1985), la sécheresse s'établit lorsque la pluviosité mensuelle (P exprimée en mm) est inférieure au double de la température moyenne (exprimé en degrés Celsius) ($P < 2T$). À cet effet, nous pouvons constater, que notre zone d'étude subit une période sèche de 12 mois qui s'étale du début Janvier jusqu'au mois de décembre avec une sécheresse maximale au mois de Juin et Juillet, (figure 4.5).

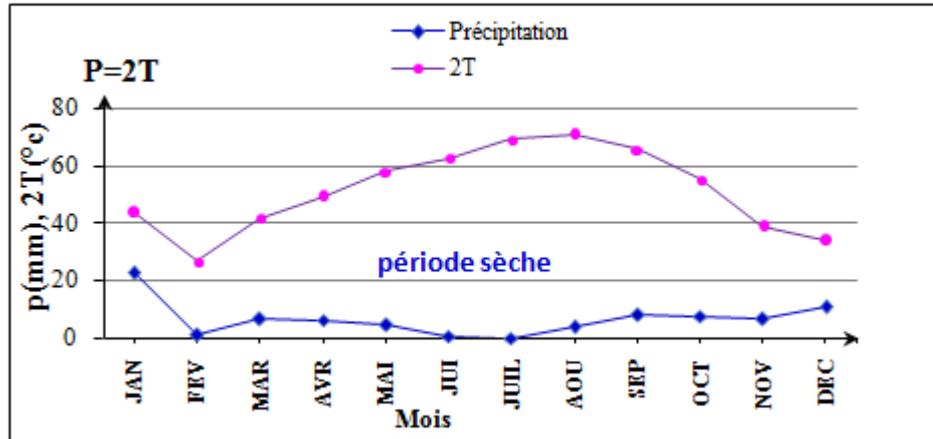


Figure 4.5 Diagramme Ombrothermique d'El Oued

4.2.6. Climagramme d'Emberger

Le quotient pluviométrique d'Emberger (Q) donnée par l'équation (4.1) permet de déterminer l'étage bioclimatique d'une région donnée et de la situer dans le climagramme d'Emberger. C'est un quotient qui est fonction de la température moyenne maximale (M) du mois le plus chaud, de la moyenne minimale (m) du mois le plus froid, et de la pluviosité moyenne annuelle (P). Ce quotient est d'autant plus élevé que le climat de la région est humide (Emberger, 1971).

Pour tracer le Climagramme d'Emberger nous avons utilisé les données de 11 ans allant de 2000 jusqu'à 2010.

$$Q = 3,43 \left[\left(\frac{P}{M - m} \right) \right] \quad (4.1)$$

Q : quotient pluviométrique d'Emberger.

P : pluviométrie annuelle (mm) = **79.04 mm**.

M : Température moyenne maximale du mois le plus chaud (°C) = **34.6**

m : Température moyenne minimale du mois le plus froid (°C) = **10.47**

D'après les données climatiques d'ElOued, pour la période qui s'étale de 2000 à 2010 nous avons : **Q = 11,23**. Selon ce quotient pluviométrique, le climagramme d'Emberger situe la région dans un étage bioclimatique aride d'hiver frais (doux) et d'été sec. (Figure 4.6).

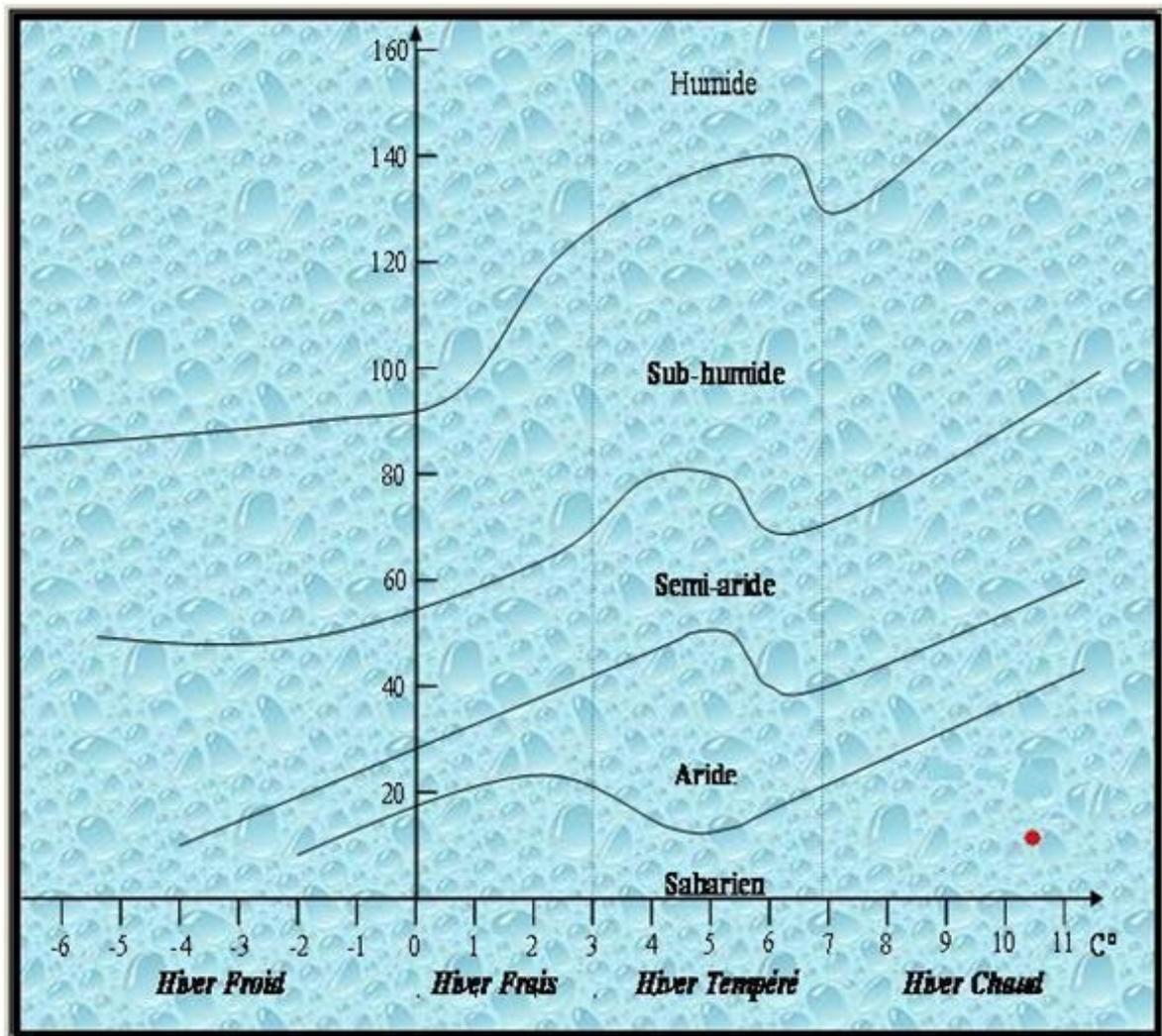


Figure 4.6. Localisation de la région d'étude dans le climagramme d'Emberger.

(●) Situation climatique d'El Oued

4.3. Résultats d'analyses physico – chimiques des eaux de remontée

4.3.1. Le PH

Les valeurs moyennes obtenues durant toute la période d'étude sont interprétées graphiquement à la figure (4.7)

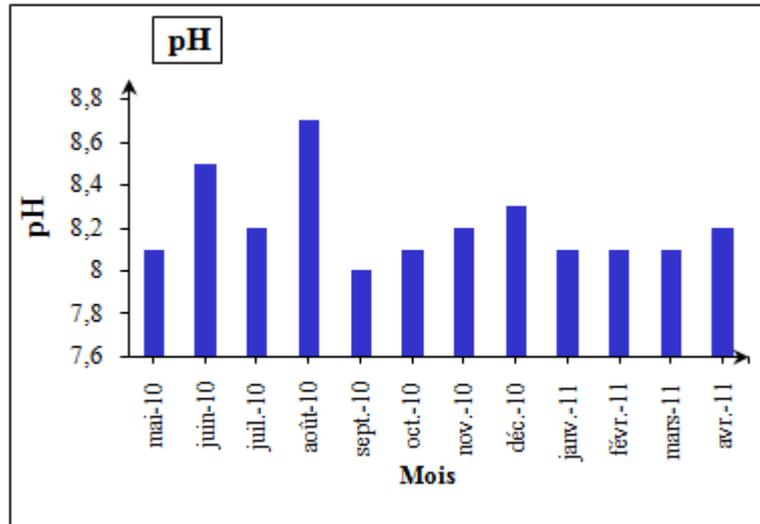


Figure 4.7. La teneur moyenne du PH des eaux de remontée enregistrée durant une année

Le PH de toutes les eaux est voisin de la neutralité avec un caractère plus ou moins alcalin. Les eaux de remontée chargée d'un effluent urbain présentent un caractère alcalin, de l'ordre de 8,1 à 8,5 avec un maximum au mois d'août (8,7).

La croissance et la reproduction des micro-organismes sont affectées par le PH du milieu. Pour les bactéries aquatiques, l'optimum de PH se situe entre 6,5 et 8,5 ; ce qui correspond au PH le plus favorable à l'action épuratrice des bactéries, pour les processus d'autoépuration aérobie tels que la nitrification, nécessite pour se réaliser une certaine alcalinité (l'optimal des *Nitrobacter* et *Nitrosomonas* est de 8 à 8,5 (Atlas et Bartha, 1981). Pour les processus d'autoépuration anaérobie, le suivi du PH peut renseigner sur le déroulement de l'épuration. Lors de la fermentation, il y a production d'acides organiques qui peuvent faire baisser le PH du milieu et être néfaste aux bactéries du milieu, mais ils seront utilisés par la biomasse anaérobie avec une production finale de méthane (CH₄) et (CO₂).

Des variations de PH relativement importantes peuvent survenir dans les milieux humides. Le PH peut fluctuer entre 7 et 10, affectant naturellement la composition des populations bactériennes. Le PH exerce une action directe sur les micro – organismes et,

plus particulièrement, sur les enzymes microbiens (le PH modifie l'ionisation des acides aminés constitutifs des protéines enzymatiques, la structure tertiaire et en particulier la géométrie du centre actif des enzymes sont modifiées, la capacité de l'enzyme à fixer le substrat et la capacité à catalyser sa transformation sont modifiées, cela veut dire que les enzymes, pour être performante, devront être dans une conformation particulière (Guffanti et Coll, 1979).

4.3.2. Température

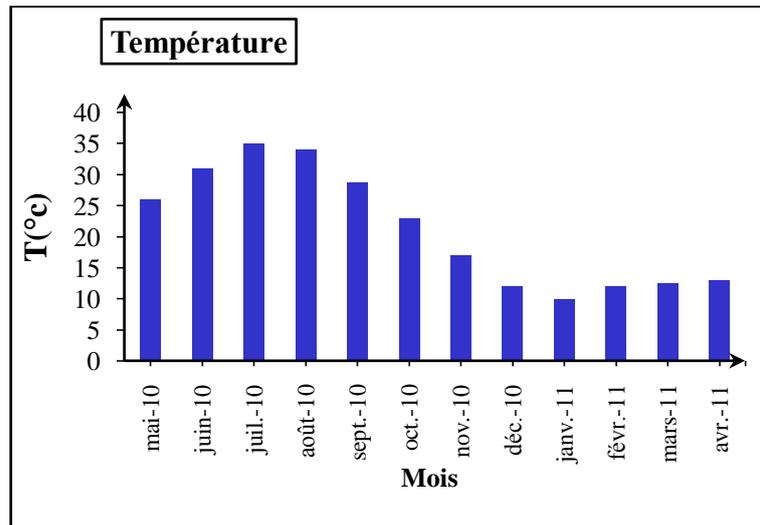


Figure 4.8. Teneur moyenne de la température des eaux de remontée enregistrée durant une année.

Les valeurs moyennes de la température durant les 04 saisons sont présentées dans la figure (4.8). Elles montrent que les valeurs mesurées sur les eaux de remontée présentent des températures élevées à la période Mai 2010 – Nov 2010, où la température varie entre 20C° et 35C°. La température maximale (35C°) a été enregistrée au mois de juillet 2010. Pour la période hivernale, on a observé une diminution de la température (10 C° au mois de Janvier 2011). La température influence les activités métaboliques des bactéries, En effet, une augmentation de la température favorise les réactions biologiques, puisqu'elle agit directement sur l'activité enzymatique (Middaugh et MacElroy, 1976 ; Singleton, 1976).

Néanmoins, si l'effet de la température sur les bactéries est parfaitement décrit in vitro, dans la nature il est apprécié avec beaucoup plus de difficulté, étant donné les nombreux paramètres intervenant. Ainsi, dans les milieux humides chargés en eaux usées, une augmentation de la température se traduit par une augmentation de l'activité biologique avec réduction du temps de génération, mais les effets toxiques sont aussi accrus et, par voie de conséquence, l'autolyse des micro – organismes est accélérée.

Cependant, au-delà de la température maximum de croissance pour certaines bactéries, leurs activités vitales ralenties du fait de la dénaturation thermique des enzymes de nature protéiques (Meinck et Coll., 1977 ; Sachon, 1980).

A l'inverse, à basse température, toutes les réactions sont ralenties de telle sorte que le temps de survie de ces bactéries est prolongé. Alors la survie est certes assurée mais le taux de croissance et les activités métaboliques décroissent ; ceci expliquerait pourquoi la proportion de bactéries se développant sur gélose nutritive à partir des eaux de remontée chargées en eaux usées serait toujours plus élevée en hiver qu'en été. Cette notion a été discutée par Nedwell et Floodgate en 1971. Dans tous les cas, les fluctuations saisonnières des températures provoquent des changements au niveau de la population bactérienne.

En fin tous les processus vitaux sont affectés par la température (Farrell et Rose, 1967) ; chaque souche microbienne est caractérisée par une température optimale de croissance et par un intervalle entre un minimum et un maximum en dehors duquel sa croissance est difficile, voire impossible.

4.3.3. Minéralisation : Conductivité et taux des sels dissous (TDS)

Les valeurs moyennes de la conductivité électrique et « TDS » des eaux de remontée sont présentées graphiquement aux figures (4.9) et (4.10) respectivement.

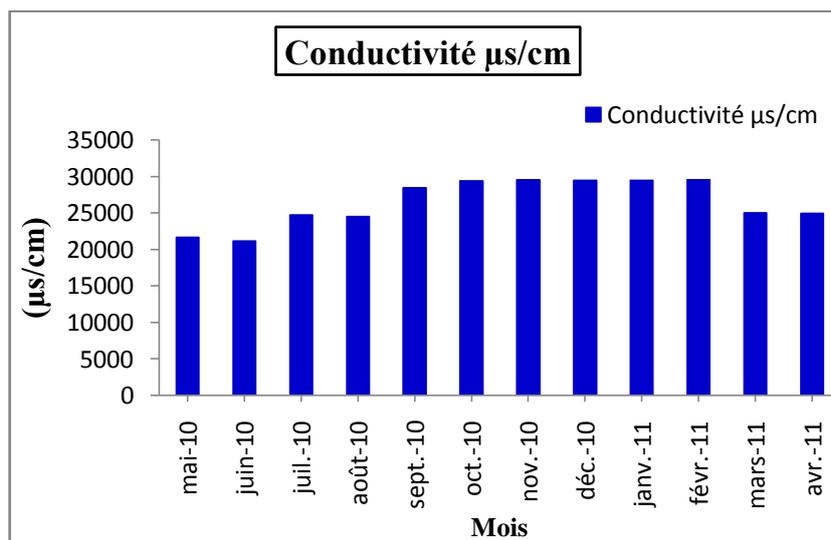


Figure 4.9 Teneur moyenne de la conductivité des eaux de remontée enregistrée durant une année.

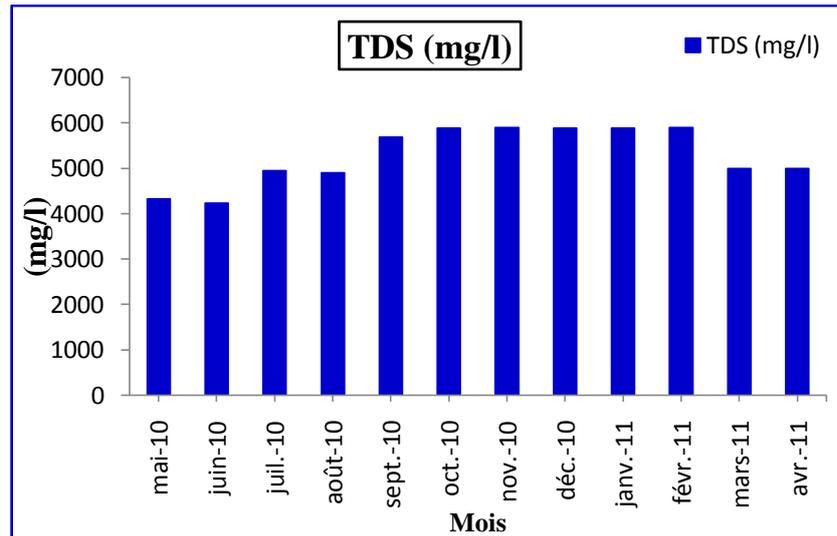


Figure 4.10. Teneur des sels dissous des eaux de remontée enregistrée durant une année.

La minéralisation correspond à la totalité des sels dissous contenus dans l'eau. Nous l'avons déterminé à partir de la conductivité des échantillons prélevés. Toutes les valeurs mesurées de la conductivité indiquent une minéralisation élevée car elles sont toutes globalement supérieures à $1000 \mu\text{S/cm}$ (Rodier, 2005). Les concentrations des sels dissous varient entre une valeur minimale de $4,23 \text{ g/l}$ et une valeur maximale de $5,90 \text{ g/l}$ avec une moyenne annuelle atteignant $5,30 \text{ g/l}$.

Cette augmentation de la salinité peut être due à la concentration des sels au niveau de la nappe profonde (mioplIOCène) qui atteint $5,19 \text{ g/l}$ et l'hétérogénéité de la formation (sables argiles, marnes et gypses), cette notion a été discutée par Tabouche et Achour en 2004. Selon Schoeller (1948), pour la famille chlorurée sodique et potassique la lithologie de l'aquifère est plus fine, la circulation de l'eau est difficile, le temps de contact eau – roche augmente d'où l'augmentation de la salinité et l'influence des argiles devient plus marquée. Cette interprétation traduit le phénomène de concentration par dissolution.

La présence des roseaux intervient certainement dans l'augmentation de la conductivité. La même constatation est effectuée par Abissy et Mandi (1999). Ces derniers ont associé cette augmentation au phénomène d'évapotranspiration de la végétation, qui tend à concentrer davantage l'eau. Cependant, sur un autre plan l'augmentation de la conductivité d'une manière importante indique une minéralisation de l'eau synchronisée avec une dégradation de la matière organique par voie microbiologique où les bactéries jouent le rôle principal dans l'épuration des eaux en transformant la matière organique par un processus biologique connu sous le nom de : minéralisation, cela consiste à dégrader la matière organique complexe et la transformer en composés minéraux simples (NH_4^+ , NO_2^-

, NO_3^- , SO_4^- , PO_4^{3-}) et de gaz (CO_2 , H_2S , CH_4 , NH_3 , ...etc) et H_2O , ce qui engendre l'augmentation de la conductivité électrique.

4.3.4. La dureté totale (TH_t)

Les valeurs moyennes de la dureté totale sont présentées à la figure (4.11), tandis que les figures (4.12) et (4.13) présentent la teneur en Ca^{+2} et Mg^{+2} respectivement durant une année.

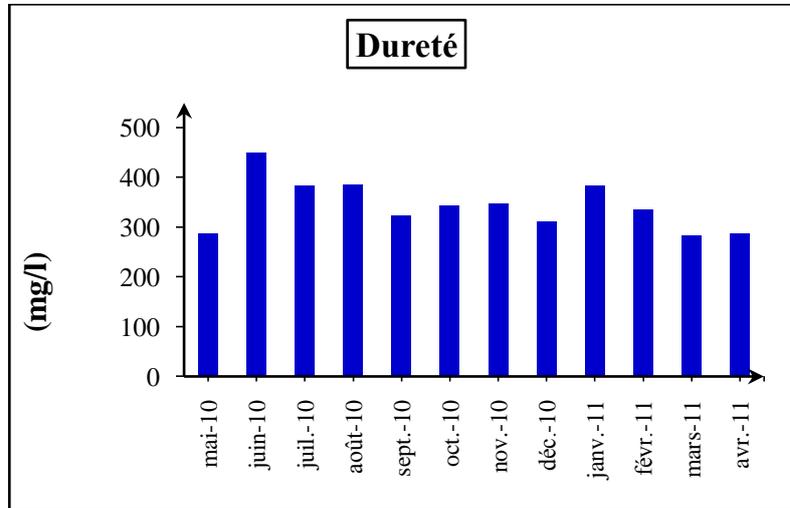


Figure 4.11. Valeurs moyenne du titre hydrotimétrique des eaux de remontée enregistrée durant une année.

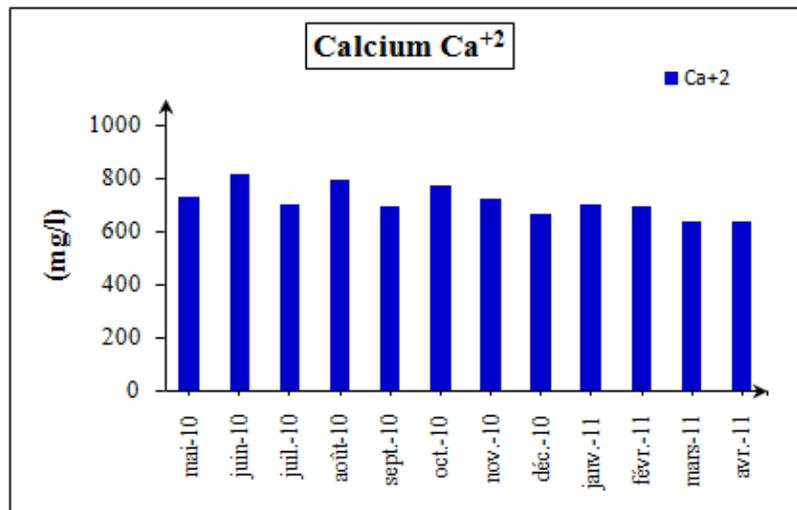


Figure 4.12. Teneur moyenne en sels de calcium des eaux de remontée enregistrée durant une année.

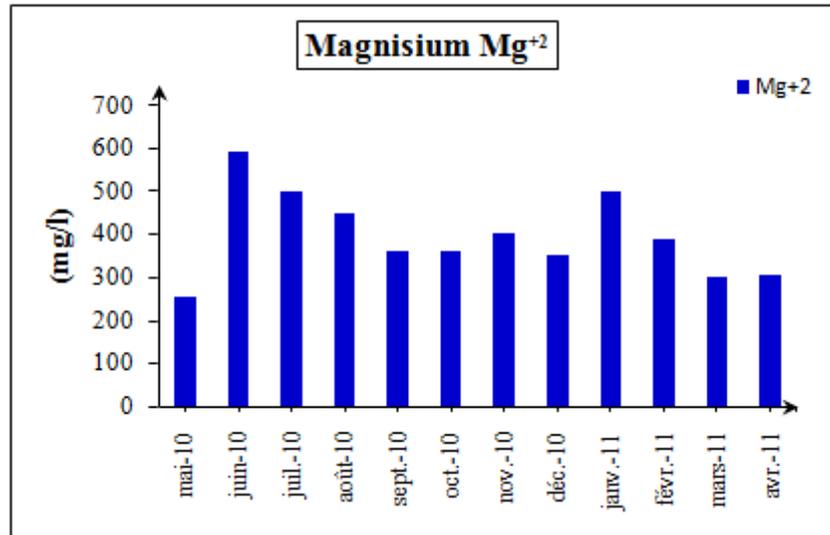


Figure 4.13. Teneur moyenne en sels de magnésium des eaux de remontée enregistrée durant une année.

On observe que pour toutes les valeurs mesurées durant une année, montre que les eaux de remontée sont très dures.

La dureté par définition est la somme des concentrations en Calcium (Ca) et Magnésium (Mg), le Calcium est le composant majeur de la dureté et existe surtout sous forme d'hydrogencarbonate (HCO_3^-), carbonate (CO_3^{2-}) et, en quantité moindre, sous forme de sulfates et chlorures (Rodier, 2005).

La teneur en sels de calcium est liée directement à la nature géologique des terrains traversés par l'eau, et peut varier entre une valeur minimale de 0,6 g/l et une valeur maximale de 0,8 g/l avec une moyenne annuelle de 0,7 g/l. En ce qui concerne le magnésium, l'eau à analyser présente des teneurs comprises entre 0,25 g/l (Min) et 0,6 g/l (Max) avec une moyenne annuelle atteignant 0,39 g/l. Pour le calcium, la concentration est fonction de la nature géologique des terrains traversés. La plupart de ses sels sont très solubles dans l'eau, même le carbonate peut être dissous, jusqu'à 816 mg/l à 31 C° (au mois de Juin 2010). Le magnésium contribue à la dureté totale de l'eau sans en être l'élément essentiel car le rapport Mg/Ca est en générale très inférieur à « 1 ».

Généralement l'eau de la région de souf (que ce soit, eau de la nappe phréatique ou eau des nappes profondes), présente une forte dureté et les analyses chimiques qui ont été faites par Tabouche et Achour (2004) le montrent bien. Une eau dure à de nombreux inconvénients en ce qui concerne les usages domestiques ; elle augmente la consommation de savons qui forment des sels de calcium insolubles non actifs, elle forme également des tartres (un dépôt des sels minéraux) qui à tendance à se former sur les surfaces des

conduites. Les conséquences de l'entartrage sur un réseau d'A.E.P et de drainage sont néfaste (diminution des diamètres des conduites d'eau) et causant une perte financière considérable pour les services d'hydraulique.

4.3.5. La salinité

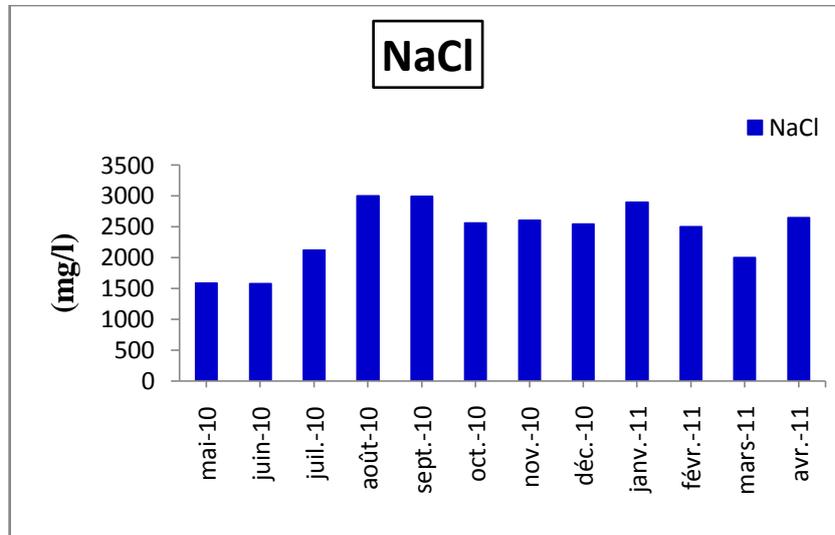


Figure 4.14. Teneur moyenne des ions chlorure des eaux de remontée enregistrée durant une année

La figure (4.14) présente les valeurs moyennes des ions chlorures dans les eaux de remontée. Les ions chlorures sont très répandus dans l'eau, généralement sous forme de «NaCl », « KCl », ou « CaCl₂ ». Les teneurs rencontrées dans les eaux de remontée sont généralement variées entre une valeur maximale de 3,0 g/l et une valeur minimale de 1,58 g/l avec une moyenne annuelle de 2,42 g/l.

Les chlorures présents dans l'eau peuvent avoir plusieurs origines :

- Percolation de l'eau à travers des terrains salés.
- Rejets humains, en particulier d'urine (le salage des aliments constitue la principale source d'apport des chlorures chez l'homme).

Une pollution hivernale des eaux de remontée peut être liée au lessivage superficiel des routes en cas de fortes pluies ; l'épandage de chlorure de sodium pouvant atteindre 30 g/m² en traitement curatif des routes (Rodier, 2005).

Les ions chlorures sont susceptibles de provoquer des problèmes de corrosion dans les canalisations (réseau de drainage) en particulier les éléments en acier inoxydable, pour lesquels les risques s'accroissent à partir de 50 mg/l (Rejsek, 2002).

Le degré de salinité influence largement la communauté bactérienne aquatique conduisant au développement de nombreux micro – organismes dits « halotolérants » (tolérant ou exigeant des concentrations en sels atteint 15 – 50 ‰), « hyper halophiles » (ne se développent que lorsque la concentration saline atteint ou dépasse 150 ‰) (Caplan et Ginzburg, 1978).

4.3.6. Couleur

La figure (4.15) représente les variations de couleur qui sont exprimées en valeurs moyennes d'unité de couleur. Il est intéressant de rappeler que la coloration de l'eau est due à la présence de matières organique ou minérales (Olivier, 1995). La présence de solutés induit une coloration qui ne se limite pas au seul domaine du visible. En fonction de la turbidité, de la présence de plancton, des matières en solution (acide humique, fer, manganèse, ...), elle pourra virer au vert, jaune ou brun. L'eau colorée présente des problèmes esthétiques.

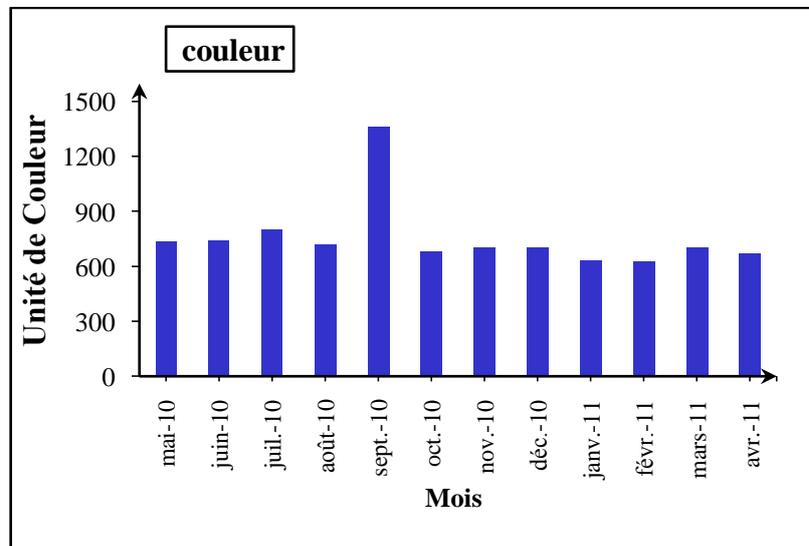


Figure 4.15. Teneur moyenne d'unité de couleur des eaux de remontée enregistrée durant une année

4.3.7. Matière en suspension (MES) et Turbidité

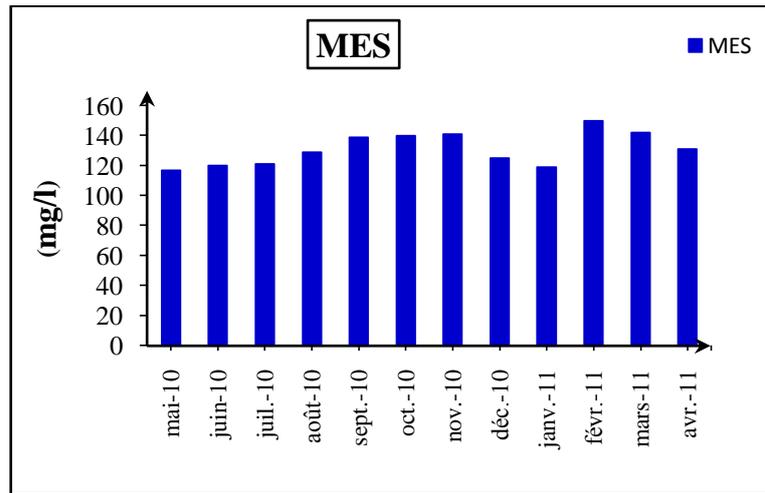


Figure 4.16. Teneur moyenne en matière en suspension des eaux de remontée enregistrée durant une année.

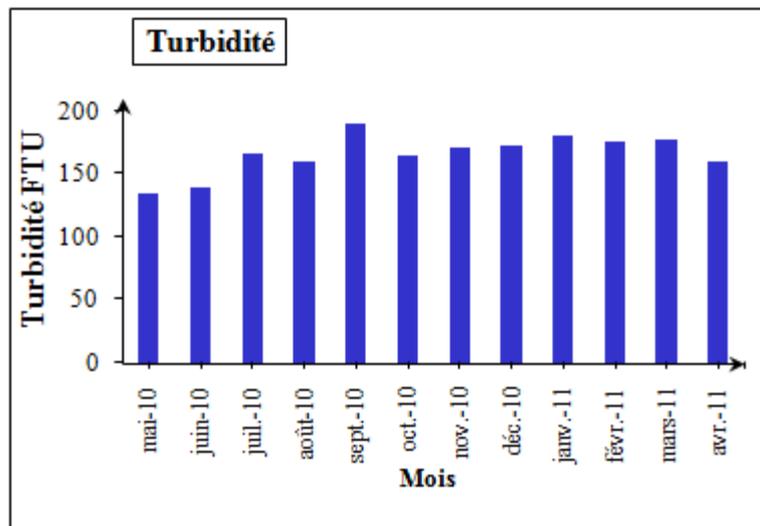


Figure 4.17. Teneur moyenne en turbidité des eaux de remontée enregistrée durant une année

La pollution particulaire est due à la présence de particules minérales ou organiques de grande taille ; supérieure à 10 μm , en suspension dans l'eau. Ces matières en suspension représentent l'un des paramètres globaux de pollution. La mesure des MES durant la période d'étude figure (4.16) montre qu'il y a une forte teneur en MES.

La pollution particulaire de la zone d'étude est à l'origine de dépôt des matières de la charge des rejets urbains dans le milieu récepteur. Les MES peuvent entraîner des perturbations de l'écosystème par une diminution de la clarté de l'eau, limitant la

photosynthèse végétale par le dépôt et l'envasement. Les dépôts dans les zones inférieures sont susceptibles d'entraîner le développement de bactéries anaérobies, avec les conséquences habituelles : fermentation, production de composés acides et d'odeur nauséabondes. Cependant, si la turbidité du milieu récepteur est forte (figure 4.17), avec une moyenne d'environ 165,83 FTU durant une année, c'est souvent signe d'une pollution. Celle-ci peut être également naturelle, du fait du développement de phytoplancton qui participe au processus épuratoire (Rejsek, 2002).

Cependant il est à signaler que les services hydrauliques de la région de Souf rencontrent des problèmes d'entretien dû à la forte teneur en MES des eaux de drainage provoquant un colmatage des canalisations et des pompes.

4.3.8. Matière organique (M.org)

Les résultats du suivi de la zone d'étude durant une année sont présentés sur la figure (4.18)

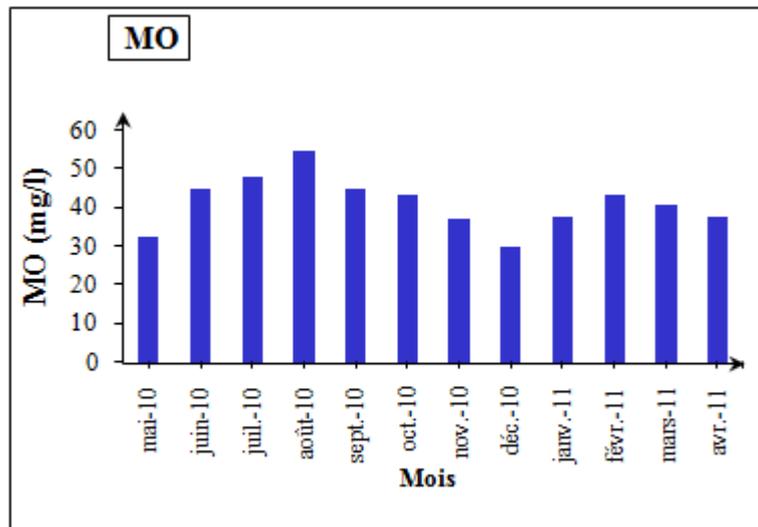


Figure 4.18. Teneur moyenne en matière organique des eaux de remontée enregistrée durant une année.

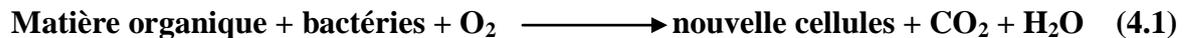
On constate que les valeurs moyennes présentent un maximum au mois d'août (54,83 mg/l) et les valeurs minimales ont été enregistrées sur la période hivernale et en automne. On observe alors une influence saisonnière très significative.

La forte teneur en matière organique peut s'expliquer par la décomposition microbienne des débris végétaux (par exemple la cellulose) en donnant des acides humiques. Les composés de type humique peuvent constituer une part significative des

matières organiques. Cette réaction biochimique est favorisée par l'augmentation de la température notamment au mois d'août qui atteint 34 C°.

Une autre partie de matière organique dite non humiques, résulte de l'activité humaine. On peut distinguer des matières organiques naturelles produites par le métabolisme humain et les matières organiques de synthèse, fabriqués par l'homme, peu présentes dans les eaux résiduaires urbaines telles que les papiers hygiéniques.

La diminution de la charge organique peut s'expliquer par la dégradation des matières organiques naturelles et de synthèse présentes dans l'eau étudiée par des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies (Fenchel et Jorgensen, 1977). L'augmentation de la température favorise la croissance de la biomasse bactérienne aérobie et, par voie de conséquence, conduit à la consommation de l'O₂ (figure 4.19) pour oxyder directement les « M.org » selon la réaction suivante :



La dégradation des M.org par les bactéries anaérobies peut avoir lieu dans les zones saturées en eau en permanence.

Dans les zones humides en générale, plusieurs processus physico-chimiques (filtration, adsorption) et biologique assurent la rétention des « M.org », leur transformation et, dans certains cas, leur élimination. Ces processus sont à l'origine du « pouvoir épurateur » des milieux humides, désigné aussi par « effet filtre » (Barnaud et Fustec, 2007).

4.3.9. L'oxygène dissous

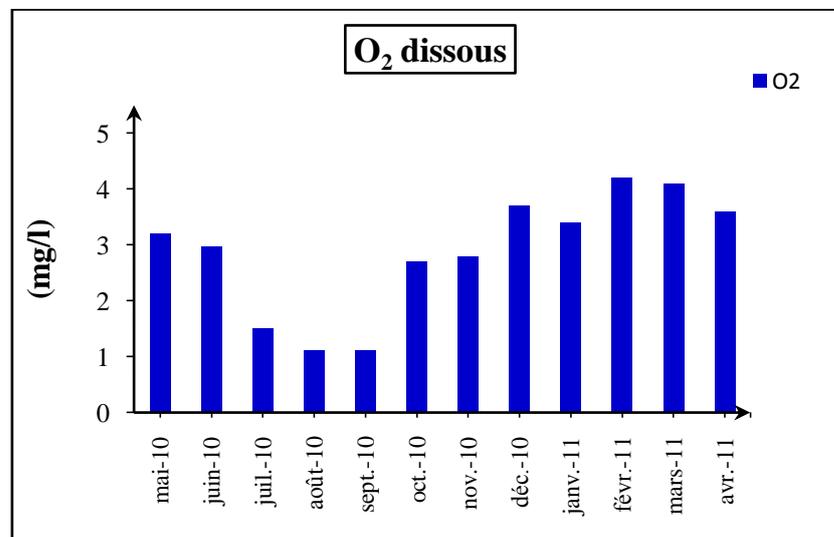


Figure 4.19. Teneur moyenne en oxygène dissous des eaux de remontée enregistrée durant une année.

L'oxygène dissous est un composé essentiel à l'eau, car il permet la vie de la faune et la flore. Il conditionne les réactions biologiques qui ont lieu dans les écosystèmes aquatiques. Dans le domaine de l'épuration, il est indispensable pour la dégradation biologique des matières polluantes qui se fait principalement en aérobiose (Rejsek, 2002).

Les valeurs moyennes obtenues dans notre étude sont interprétées graphiquement par la figure (4.19). Un déficit en O₂ dans l'eau peut être observé, du fait d'une forte utilisation d'O₂ nécessaire à la respiration de nombreux organismes végétaux et bactéries.

La concentration en O₂ dissous est très faible avec des valeurs variables selon la température. Les valeurs minimales ont été enregistrées en période estivale et les valeurs maximales ont été enregistrées en période hivernale. Alors on peut constater que l'O₂ dissous décroît quand la température augmente. L'élévation de la température favorise la prolifération des microorganismes épurateurs. La consommation de l'oxygène par ces microorganismes résulte de trois phénomènes :

- ✓ Oxydation directe des matières organiques.
- ✓ Oxydation indirecte par dégradation des substances organiques issues des corps cellulaires de la biomasse microbienne.
- ✓ Oxydation de l'ammoniaque par nitrification ; *Nitrosomonas*, à 30 C°, effectue une nitrification pour des concentrations en O₂ variant de 10 mg/l jusqu'à 1mg d'O₂/l (Schoberl et Engel, 1964).

Il est intéressant de signaler que les plantes aquatiques au cours de l'activité photosynthétique libèrent plus d'O₂ qu'elles n'en consomment, l'eau peut être temporairement sursaturée. A ce niveau, l'O₂ joue un rôle important dans la stimulation de la croissance des bactéries aérobies, en particulier les bactéries nitrifiantes (Reddy et Debusk, 1987).

4.3.10. Demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO correspond à la teneur de l'ensemble des matières oxydables, que celles-ci aient un caractère biodégradable ou non. Les résultats obtenus - voir figure (4.20) - présentent une moyenne annuelle au environ 70 mg/l dont la valeur maximale a été enregistrée au mois d'août (86,5 mg/l). Les résultats dépassent légèrement les normes pour les eaux usées (80 mg/l) (O.M.S). Une demande chimique importante d'O₂, constitue une indication significative de l'importance de matières oxydables (sels minéraux, composés organiques « protéines, glucides, lipides, etc ») présentes dans les eaux de remontée.

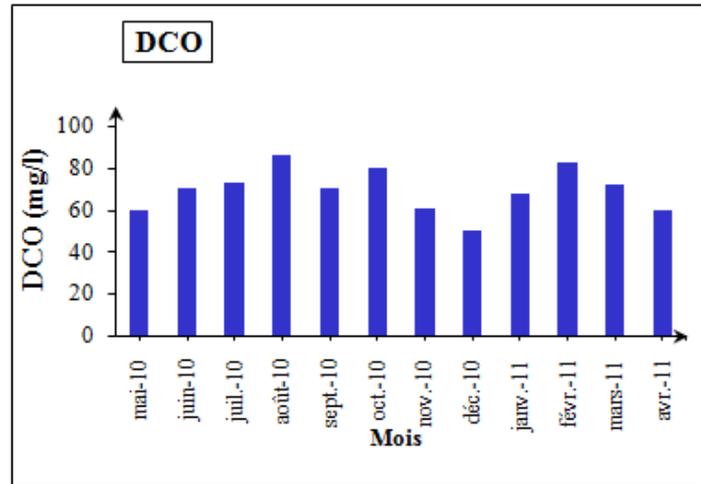


Figure 4.20. Teneur moyenne en DCO des eaux de remontée enregistrée durant une année

4.3.11. Demande biochimique en oxygène pendant cinq jours (DBO₅)

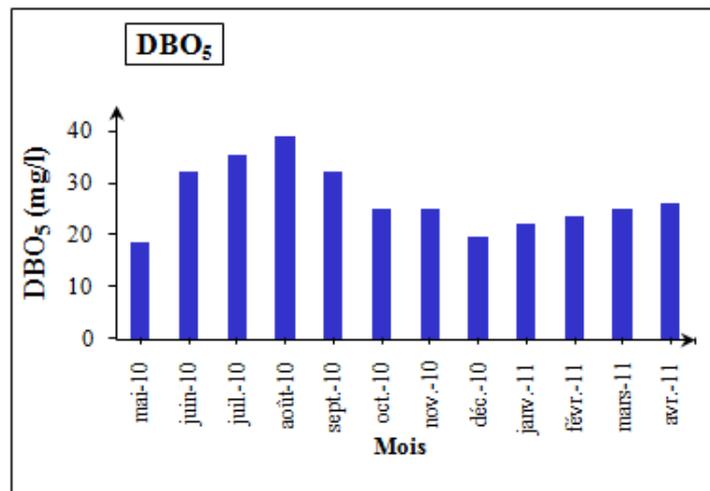


Figure 4.21. Teneur moyenne en DBO₅ des eaux de remontée enregistrée durant une année.

La figure (4.21) représente la quantité d'O₂ nécessaire aux microorganismes pour oxyder (dégrader) l'ensemble de la matière organique carbonée par voie biochimique d'un échantillon d'eau maintenu à 20 C°, à l'obscurité, pendant 5 jours.

Les valeurs les plus élevées ont été enregistrées en été avec un maximum au mois d'août 2010 (39 mg/l) dont la teneur en O₂ dissous atteint (1,11 mg/l) (voir figure (4.19)). Quand la température s'élève, la teneur en O₂ diminue en raison de sa consommation accrue par les êtres vivants (respiration des plantes) et les bactéries qui se multiplient en utilisant le carbone organique comme source d'énergie ce qui se traduit par une demande biochimique importante d'O₂ (DBO important), c'est un phénomène d'autoépuration

naturelle dans les eaux (Rodier, 2005). Il est admis qu'une DBO_5 supérieure à 25mg/l peut témoigner de la qualité d'une eau polluée (Beaux, 1998).

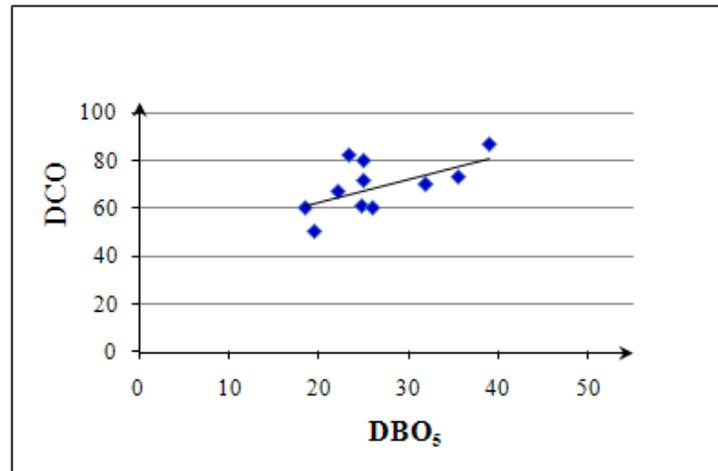


Figure 4.22. Dégradation de la matière organique durant une année.

La figure (4.22) présente que les différences des résultats obtenus par la DCO et la DBO_5 constituent une indication de l'importance de matières polluantes peu ou pas biodégradables.

Le rapport DCO/DBO_5 , première estimation de la biodégradabilité de la matière organique d'un effluent donné, est un chiffre compris entre 0 et 2 pour un effluent facilement biodégradable et supérieur à 3 lorsqu'il n'est pas ou peu biodégradable (Rodier, 2005). Dans notre cas le rapport DCO/DBO_5 est égal à 2,8. On note une petite tendance à l'augmentation de ce rapport indiquant peut-être la présence de facteurs limitant la biodégradabilité.

La vitesse de dégradation biologique est lente du fait que les substances organiques carbonées et azotées ne sont pas toutes uniformément biodégradables, leur nature conditionne la spécialisation des populations ; ainsi les glucides facilement biodégradables sont métabolisés très rapidement par des germes glucidolytiques, qui tendent à disparaître et à laisser la place à des germes protéolytiques spécialisés dans la transformation des substances azotées lentement biodégradables. Ce ralentissement peut s'expliquer probablement par l'élévation de la quantité d'huiles végétales ou de graisse animale dont une partie est éliminée dans les eaux de lavage, effectivement, celui – ci provoque l'asphyxie du milieu et influe directement sur la nitrification et, par voie de conséquence, conduit à l'eutrophisation dont leur manifestation la plus marquante est la diminution de la concentration de l'oxygène (Barroin, 1992) ce qui explique le ralentissement de la vitesse de dégradation biologique des composés organiques azotés. Confirmé par Barraque (1993).

4.3.12. L'azote ammoniacal « N-NH_4^+ », Nitrates « NO_3^- » et Nitrites « NO_2^- »

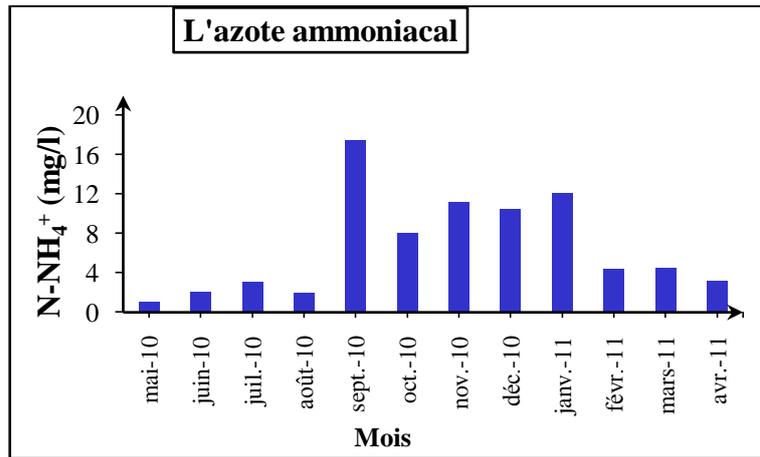


Figure 4.23. Teneur moyenne de l'azote ammoniacal durant une année.

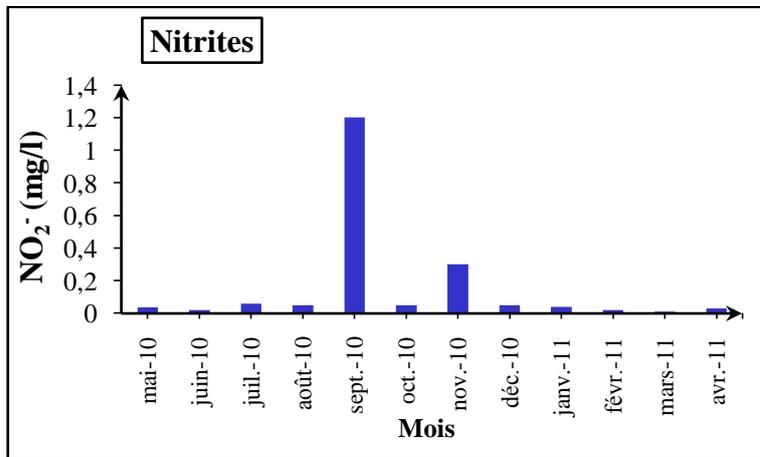


Figure 4.24. Teneur moyenne de nitrite durant une année.

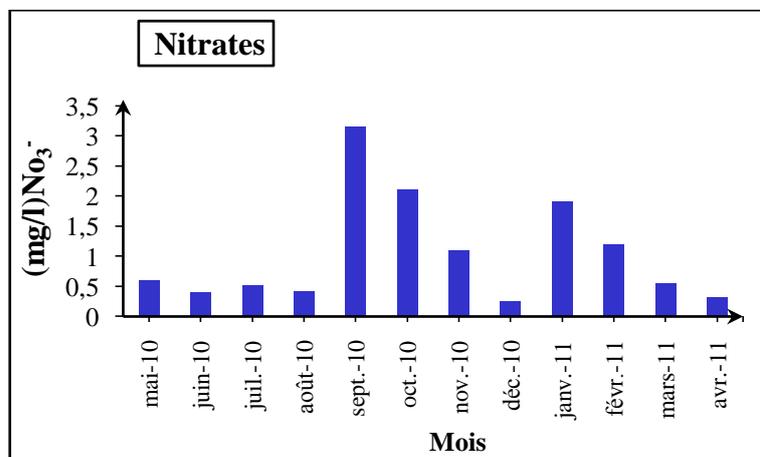


Figure 4.25. Teneur moyenne de nitrate durant une année.

A partir des résultats obtenus sur les moyennes en azote ammoniacal des eaux, les différences sont marquées en été (Mai – Août 2010) et Automne (Sep – nov 2010) d'une part et en hiver (Déc. – Mars 2011) d'autre part.

En été, la valeur moyenne de la concentration de « N - NH_4^+ » est de 2,4 mg/l alors qu'elle atteint 12,23 mg/l en automne et 11,2 mg/l en hiver. Le printemps et l'été présentent des moyennes presque identiques aux environs de 2 mg/l. La valeur maximale d'azote ammoniacal a été enregistrée au mois de Septembre 2010 (17,5 mg/l) et la valeur minimale au mois de Mai 2010 (1,08 mg/l).

- Les variations saisonnières sont très significatives et traduisent l'évolution d'un système biologique, soumis aux contraintes naturelles (l'ensoleillement et température notamment).
- Les écarts de concentration sur l'azote ammoniacal entre le maximum hivernal et le minimum estival et printanier sont assez remarquables.
- L'élévation de la concentration en Azote ammoniacal durant la période hivernale et à l'automne résulte de la contamination des eaux par diverses origines :
 - Agricole, avec l'augmentation de rejet de lisiers animaux et le retour des eaux d'irrigation renfermant une quantité massive d'engrais riche en azote organique.
 - Humaine, par l'augmentation de rejet d'eau usée non épurées, à cause de la présence d'urée.
 - La décomposition des matières organiques d'origine animale ou végétale par les micro-organismes. D'autre part ; la fixation de l'azote moléculaire en azote organique comme source de bioélément par les bactéries symbiotique du genre *Rhizobium* qui vivent en association avec les plantes (Sprent, 1979). Le « N » organique subira ultérieurement une ammonification par un nombre considérable de micro – organismes tels que : *Flavobactérium*, *Proteus*, *Serratia*, *Pseudomonas*, ...etc, selon la réaction suivante :

Réaction d'ammonification

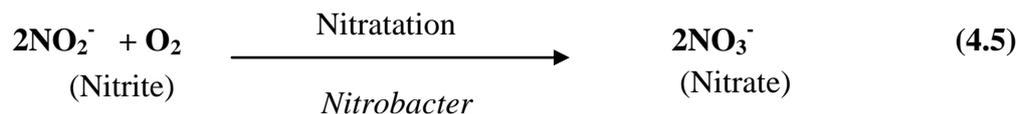
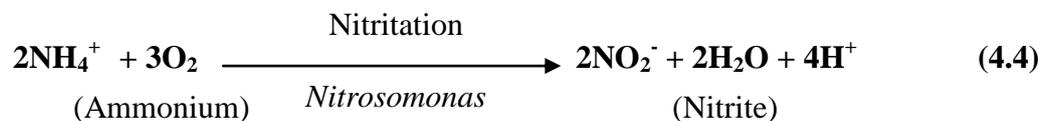


Le PH de l'eau est compris entre 8,1 – 8,5 où la plus grande partie de l'azote ammoniacal se trouve donc sous forme d'ions ammonium (NH_4^+). Cette forme est relativement peu toxique.

En période estivale et printanière la concentration en « N-NH₄⁺ » est faible. Cette diminution peut s'expliquer par l'augmentation de température qui atteint 34C° au mois d'août favorisant la croissance de la biomasse algale et, par voie de conséquence, conduit à des PH élevés (atteint 8,7 au mois d'août). Les PH sont nettement basiques, déplaçant l'équilibre de l'équation (4.3) vers l'ammoniac gazeux avec possibilité de volatilisation selon (Pano A et Coll., 1982 ; Middlebrooks et Coll., 1982).



Une forte production d'oxygène consécutive à la photosynthèse (Algue bleu – vert, plante « Roseau ») peut aussi favoriser la nitrification (Watson et Waterbury, 1971) par les bactéries chimio-lithotrophes des groupes *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* selon les réactions suivantes :



Les nitrites constituent une étape importante dans le métabolisme des composés azotés. Leur présence dans l'eau est due, soit à l'oxydation bactérienne de l'ammoniaque, soit à la réduction des nitrates. Ils ne représentent qu'un stade intermédiaire et sont facilement oxydés en nitrates (Watson, 1965), ce qui explique leur présence faible durant les 4 saisons dans l'eau avec une moyenne au environ 0,2 mg/l.

Les nitrates constituent le stade final de nitrification (l'oxydation de l'azote) et ils se trouvent naturellement dans les eaux souterraines qui proviennent en grande partie de l'action de l'écoulement des eaux sur le sol. La teneur en « NO₃⁻ » des eaux de remontée augmente fortement à l'automne et en hiver, puis diminue dans des proportions considérables au printemps et en été, en raison du développement du phytoplancton et des plantes aquatiques. Les nitrates sont éliminés d'une part par l'absorption par la végétation et les micro-organismes du sol et d'autre part la dénitrification dans les zones anoxiques (tranche inférieure de la hauteur d'eau ou même dans les sédiments) (Haycock et coll., 1993). Selon l'équation (4.6) suivante :



Il est généralement admis que cette activité microbienne dénitrifiante double lorsque la température augmente (la Température atteint environ 34 – 35 C° au mois d'août et Juillet 2010 respectivement). (Lalisse – Grundmann et coll., 1983) ce qui démontre la faible teneur de nitrate en période estivale et printanière.

On observe qu'il y a une légère augmentation de nitrate au mois de Septembre 2010, témoignant d'une activité nitrifiante plus intense (surtout, qu'on a enregistré une forte concentration de N – NH₄⁻ au mois de Septembre. 2010), en effet les macrophytes aquatiques tels que les roseaux assurent des quantités d'O₂ importante favorisant pratiquent la prolifération des bactéries nitrifiantes.

On peut conclure que les principales causes d'abattement de l'azote sont généralement attribuées aux phénomènes suivants (Middlebrooks et coll., 1982):

- Stripping de l'ammoniac gazeux dans l'atmosphère ;
- Nitrification couplée à la dénitrification ;
- Assimilation par les algues, les plantes (macrophytes) et les bactéries ;

L'aspect saisonnier de l'abattement en azote est présenté. Les meilleurs résultats sont obtenus au printemps et en été avec un abattement très marquée dont les concentrations en N- NH₄⁺ couramment inférieures à celles de la période hivernale.

4.3.13. Orthophosphates « PO₄³⁻ »

La figure (4.26) présente les valeurs moyennes d'Orthophosphate obtenues durant une année.

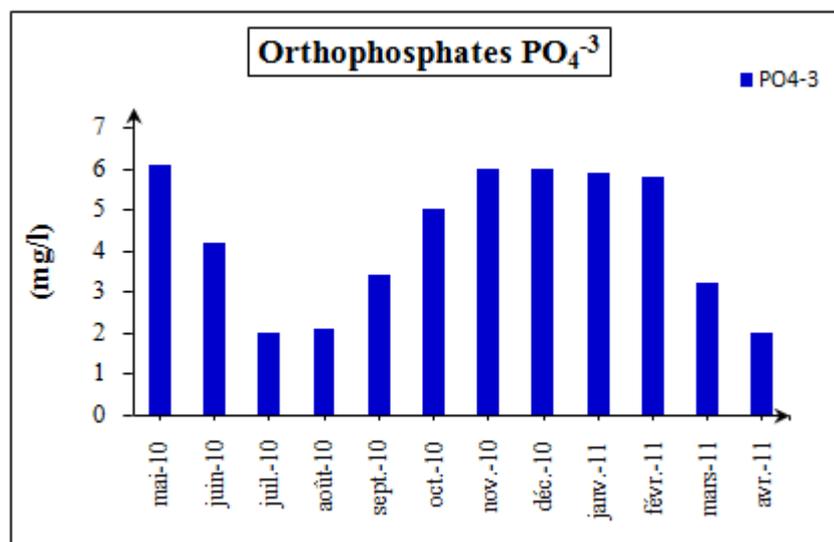


Figure 4.26 Teneur moyenne d'Orthophosphate durant une année.

On observe une influence saisonnières très marquée où la concentration en « P » est plus faible sur la période Juillet / Septembre 2010 avec une moyenne d'environ 2,5 mg/l alors qu'elle atteint 2 mg/l au mois d'Avril (2011). L'automne et l'hiver présentent des moyennes quasi identiques aux environs de 5 mg/l avec un maximum au mois de Novembre et Décembre 2010 (6 mg/l). La valeur minimale a été enregistrée au mois de Juillet, août 2010 et Avril 2011 (2 mg/l).

Les apports de phosphore se font essentiellement par les eaux usées rejetées, provenant en majorité des produits nettoyants. Le métabolisme humain qui rejette du phosphore par les urines pour 30 à 50 % du phosphore total ; (Rejsek, 2002). Les flux de phosphore ont été fortement accrus par l'utilisation massive d'engrais phosphatés qui, par lessivage peuvent rejoindre des eaux et provoque l'eutrophisation de milieu.

On parle souvent de « phosphates » dans les eaux de remontée contaminés par les eaux résiduaires urbaines, ils correspondent en fait aux orthophosphates car l'ion phosphate « P O_4^{-3} » n'existe en solution que pour des pH basiques (Rejsek, 2002) (PH de l'eau étudié est compris entre 8,1 – 8,5 durant une année.

Le phosphore entre dans la zone humide majoritairement sous forme particulaire : minérale et organique, minoritairement sous forme dissoute. La forme particulaire du phosphore transportée par les eaux, va soit sédimenter dans le milieu lorsqu'il s'agit d'une forme minérale, soit être consommée par des micro-organismes pour certains formes particulaires organiques. Les formes dissoutes réagiront avec les constituants des sédiments. Ils peuvent être immobilisés par précipitation avec du Fer, du Ca ou de l'aluminium ou par adsorption sur les argiles des composés organiques ou des oxydes métalliques (Barnaud et Fustec, 2007). Les quantités de phosphore total ainsi piégées peuvent être importantes ; 95 % du phosphore particulaire mais seulement 5% du phosphore dissous en raison de la saturation rapide des sites d'adsorption à la surface du sol (Fardeau, 2000).

Le phosphore piégé dans le milieu étudié s'ajoute au stock déjà présent. Il ne peut-être assimilé par les végétaux que sous la forme d'ions phosphates (H_2PO_4^- , HPO_4^{-2} , PO_4^{-3}) Le phosphore biodisponible représente la fraction du stock total de phosphore susceptible de passer de la phase solide du sol ou des sédiments dans la phase liquide sous la forme d'ions phosphates assimilables (Brix et coll., 1998).

Le processus qui induit le transfert de cet élément est lié directement à l'activité microbienne. La solubilisation biologique de phosphore peut résulter de l'action d' H_2S d'origine microbienne sur les phosphates ferriques insolubles avec production de sulfure

de fer et libération de phosphate : cette réaction est réalisée par des micro-organismes aérobies, mais elle est beaucoup plus importante dans un environnement anaérobie (Cosgrove, 1977). Les ions phosphates résultant sont aisément assimilés par les plantes aquatiques. La végétation accumule le phosphore durant la période de croissance printanière et estivale puis en libère une partie à l'automne (Brix et coll., 1998) ce qui explique les résultats obtenus : la faible teneur en orthophosphate a été enregistrée au mois de Juillet / août 2010 et Avril 2011 avec une moyenne d'environ 2 mg/l

Alors les meilleurs résultats d'abattement de « P » sont obtenus au printemps et en été en raison de la consommation d'une quantité appréciable de « P » par les plantes lors de leur croissance. Ce stock est en partie conservé de façon durable dans les organes pérennes des plantes. Une autre partie retourne au sol à l'automne ou dans les eaux avec les feuilles et les débris de ces végétaux, en phase de mort cellulaire (Reed, 1990) ce qui explique l'augmentation marquée de la concentration de « P » à l'automne et l'hiver.

La biodisponibilité du phosphore contenu dans ces résidus organiques (débris végétaux) est progressivement minéralisé par les micro-organismes (genres ; *Serratia*, *Proteus*, *Arthrobacter*, ...etc). Ils produisent des enzymes « phosphatases » qui libèrent de phosphore inorganique. Le « P » inorganique est assimilé par les bactéries. Celles-ci l'immobilise, dans leurs cellules, sous forme d'acide nucléique : « ADN », « ARN », phospholipide membranaire ; il réagit encore avec l'ADP pour donner l'ATP ou avec les hydrates de carbone comme le glucose pour l'initiation de la glycolyse (Guy M, 1985). Ce qui explique sur un autre plan que les micro-organismes concurrencent les végétaux en utilisant une partie des ions phosphates disponibles pour leur propre compte. Comme en témoignent les faibles valeurs de concentration de « P », qui ont été enregistré sur la période estivale où l'aspect saisonnier de l'abattement de « P » est présenté : l'intensité de l'ensoleillement et l'augmentation de la température (notamment au mois de Juillet et Août) tous ces paramètres favorisent la croissance de la biomasse algale et par conséquent peut favoriser l'activité bactérienne. (Minéralisation et Assimilation), en consomment l'oxygène consécutif à la photosynthèse.

4.3.14. Sulfate « SO_4^{2-} »

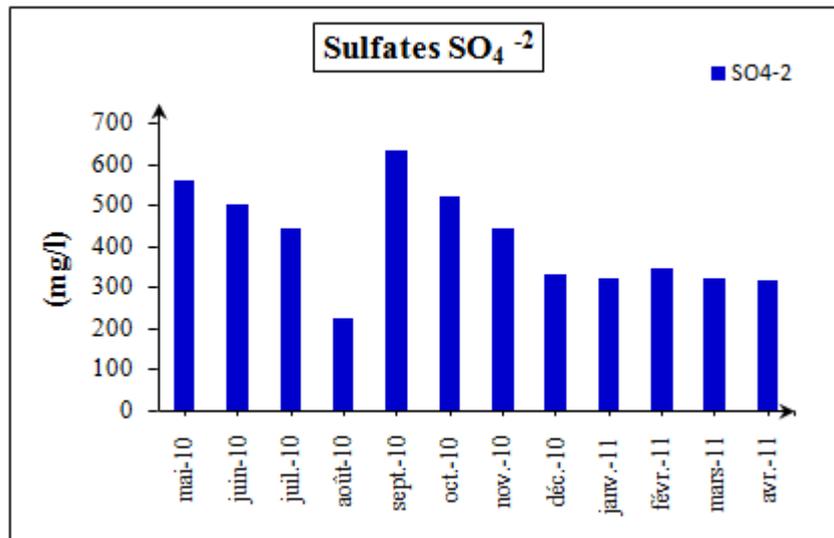


Figure 4.27. Teneur moyenne de sulfate durant une année.

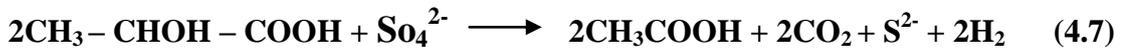
La figure (4.27) présente une forte teneur en sulfate durant les « 04 » saisons, avec un maximum au mois de Septembre 2010 (634,68 mg/l) et les valeurs les plus faibles ont été enregistrées au mois d'août 2010 (222,1 mg/l). La période Décembre 2010 – avril 2011 présente une moyenne d'environ 328 mg/l.

On a généralement constaté que les eaux de remontée sont très chargées en sulfate. D'après Tabouche et Achour (2004), les eaux de la nappe phréatique et profonde de la région du Souf sont sulfatées chlorurées calciques où les anions dominants sont les sulfates ($\text{SO}_4 > 50\%$) dans la nappe profonde.

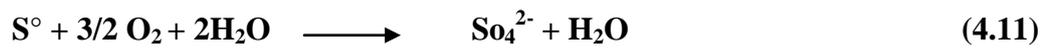
Il est intéressant d'expliquer l'augmentation et la diminution du taux de sulfate dans l'eau étudiée par voie microbiologique.

En aérobiose, la forme la plus stable de soufre est le sulfate, ce qui favorise sa synthèse. En anaérobiose, par contre, c'est plutôt le sulfure (Nedwell, 1982). La transformation de sulfate en sulfure est une activité rencontrée chez beaucoup de bactéries et plantes supérieures, qui réduisent le sulfate et élaborent des composés endogènes soufrés (acides aminés ; méthionine, cystéine qui peuvent intervenir à la synthèse des protéines). Cette assimilation du sulfate est accompagnée d'une consommation d'énergie. Par contre l'utilisation de sulfate comme source d'énergie (la dissimilation du sulfate) est réservée aux bactéries anaérobies sulfato – réductrices (*Desulfovibrio*) dans les couches anoxiques (Guy M, 1985). Dans les zones anoxiques (Jorgensen, 1977), le déficit en

oxygène induit le développement de processus biogéochimiques d'oxydo – réduction : lors de la dégradation de la matière organique en absence d'O₂ libre, les micro–organismes anaérobies peuvent utiliser plusieurs composés minéraux contenant l'oxygène tels que les sulfates qui sont alors réduits. Elles utilisent comme donneur d'H₂, soit des acides organiques (lactate, acétate...), soit de l'H₂ molaire, selon les réactions suivantes (4.7-4.8) :



La réoxydation du sulfure peut ensuite avoir lieu par voie biochimique grâce aux bactéries aérobies strictes des genres *Thiobacillus* et *Beggiatoa* (Nelson et Castenholz, 1981), les *Beggiatoa* tirent leur énergie de l'oxydation de H₂S en soufre élémentaire S⁰. Le stock intracellulaire de soufre est ensuite oxydé en sulfate ; selon les réactions suivantes :



Le sulfate ainsi reformé peut, à nouveau, servir de substrat pour les sulfato- réducteurs.

La réduction des sulfates peut se produire dans une large gamme de PH, de pression, de température et de salinité. Elle est inhibée en présence d'O₂ et No₃⁻, il y a compétition entre les bactéries sulfatoréductrices et les bactéries méthanogènes au niveau du donneur d'électrons disponibles (Abram et Nedwell, 1978).

En conclusion, les différentes transformations de nature biologique qui intéressent le soufre sont extrêmement complexes. Le soufre peut être à la fois oxydé et réduit. En contraste avec la réduction disassimilative des sulfates, de nombreux organismes sont capables de réduction assimilative. Ce qui explique la faible teneur en sulfate notamment au mois d'août 2010 qui est alors réduite en sulfure (la sulfato – réduction est très active à une température élevée (mois d'aout la « T » atteint 34 C°). Le sulfure reformé peut, à nouveau, réoxydé grâce aux bactéries aérobies strictes, la molécule finale étant le sulfate (Nelson et Castenholz, 1981). Alors le sulfate ainsi reformé peut rajouter au stock déjà présent ce qui explique la forte teneur en sulfate dans les eaux de remontée. Il est intéressant de souligner, lorsque le milieu aquatique contient des quantités importantes de sulfate, une partie peut passer dans l'atmosphère (Hitchcock, 1976).

4.3.15. Le Fer

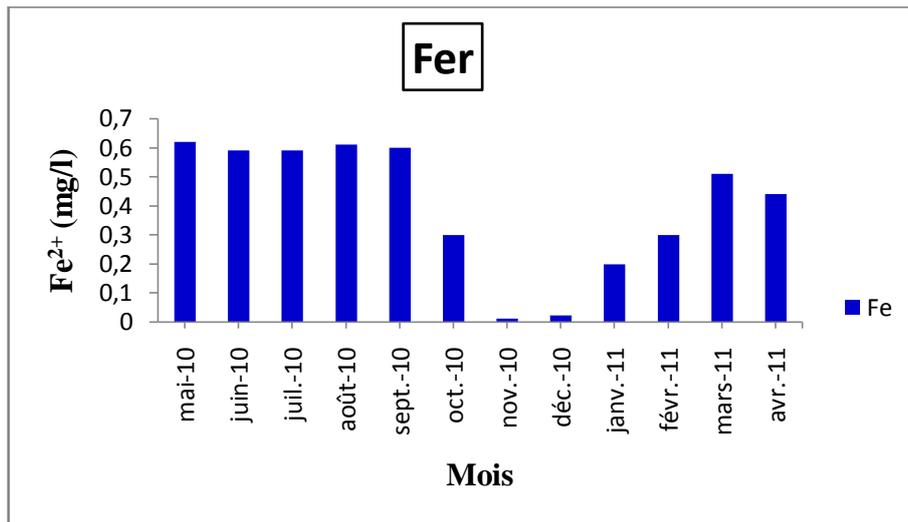


Figure 4.28. Teneur moyenne en fer enregistrée durant une année.

Les valeurs enregistrées pour l'eau étudiée sont très faibles durant les 4 saisons avec une moyenne au environ de 0,3 mg/l où la valeur minimale a été enregistrée au mois de Novembre 2010 (0,012 mg/l) ce qui montre d'une manière intéressante une élimination remarquable du **Fer** dans la zone étudiée.

L'eau étudiée peut contenir jusqu'à 0,6 mg/l de **Fer** qui peut avoir comme origine la lixiviation des terrains traversés.

Il faut noter qu'une eau contenant une concentration supérieure à 0,2 mg/l favorise le développement de ferrobactéries (exemple : *Gallionella*, *Crenothrix*), présentent naturellement dans l'eau. Ces bactéries permettent de retenir des quantités importantes de fer (Rejsek F, 2002).

Il faut mentionner que certaines ferrobactéries sont phototrophes anoxygénique (tirent leur énergie à partir de la lumière) (Widdel et Coll. 1993). L'oxydation du Fe^{2+} est couplée à la réduction du CO_2 .



Les études de Starkey (1945) ont montré que l'oxydation des composés Fe^{2+} en composés Fe^{3+} est couplée à un faible gain d'énergie (les bactéries ferrugineuses produit 1g de matière organique à partir de 280 g de Fe^{2+} oxydé).

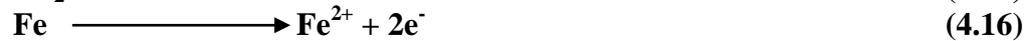
Dans la couche superficielle des eaux, plus aérées le **Fer** se trouve sous forme ferrique (Fe^{3+}) et précipité sous forme d'hydroxyde ferrique $\text{Fe}(\text{OH})_3$ très insoluble. On

peut trouver certaines ferrobactéries qui sont *chimolithotrophes* aérobies (utilisent les composés minéraux comme source d'électron), leur cellules excrètent alors dans le milieu extérieur des molécules spécifiques (ferrichrome) afin de solubiliser et transporter « Fe(OH)₃ » dans la cellule par des récepteurs spécifiques. Au sein de la cellule bactérienne les ions Fe³⁺ seront libérés et réduits en Fe²⁺.

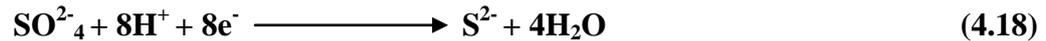
Il faut signaler que tous les résultats obtenus concernant ce paramètre, répondent aux normes internationales (< 3mg/l) pour une eau contaminée par les eaux usées.

Malgré l'autoépuration bactérienne qui permet une élimination du **Fer**, mais on peut en retrouver dans les canalisations, à la suite d'un problème de corrosion dans le réseau de drainage. Les métaux ferreux sont attaqués par les bactéries sulfato- réductrice et le produit de la corrosion est très riche en « FeS » (Croombie et coll., 1980).

Dans l'eau, le fer réagit normalement de la façon suivante :



Un film d'hydrogène se forme à la surface du métal. Les bactéries sulfatoréductrices utilisent l'hydrogène :



Cette réaction est suivie par la formation des produits de la corrosion :



Ce qui donne l'équation globale:



La corrosion ne peut donc avoir lieu que par des bactéries capables d'utiliser l'hydrogène c'est-à-dire, possèdent une enzyme hydrogènase (Croombie et Coll., 1980).

Il est intéressant de signaler que les services hydrauliques de la région de Souf rencontrent des problèmes d'entretien, due à la forte agressivité des eaux de drainage provoquant une corrosion rapide des pompes.

4.4. Résultats d'analyses bactériologiques des eaux de remontée

4.4.1. Les bactéries pathogènes

Les analyses ont montré que la *Salmonella*, *Vibrio cholérique* et *Staphylococcus aureus*, ont donné une valeur nulle pendant toute la période d'étude.

L'eau n'est pas un environnement très favorable pour la plupart des bactéries pathogènes pour l'homme. Lorsqu'elles ont été introduites dans le milieu hydrique, elles vont disparaître progressivement avec des cinétiques différentes selon leurs propres caractéristiques (facteur endogène) et les facteurs physiques, chimiques et biologiques (facteur exogènes) auxquels elles vont être soumises. Cependant, il a été bien démontré que les facteurs exogènes influencent la survie des pathogènes dans les eaux : bactériophages spécifiques, ensoleillement, température, adsorption et sédimentation, prédation et antibiose, action des sels minéraux, ... déficiences en nutriments et matières en suspension sur lesquelles peuvent se fixer les germes pathogènes, etc (Geldreich, 1972).

4.4.1.1. *Salmonella*

L'absence de *Salmonella* peut s'expliquer par l'influence de certains paramètres physiques et biologiques auxquels elles vont être soumises :

- PH du milieu est supérieur au PH optimum de croissance (5,5 – 6,5) (Varnam et Sutharland, 1985).
- Température du milieu est inférieure à la température optimale de croissance (38,4-38,5C°).
- La salinité des eaux de remontée est très élevée. Malgré leur paroi et leur membrane protectrice, la *Salmonella* ne supporte pas de telles conditions qui présentent, pour eux, un double risque : déshydratation par sortie de l'eau intracellulaire vers le milieu extérieur plus concentré et empoisonnement par pénétration d'ions minéraux toxiques (Barnaud et Fustec, 2007).
- Phénomène de lyse et antibiose : après leur croissance dans un milieu favorable, les *Salmonelles* meurent puis disparaissent sous l'action d'enzymes auto lytiques. D'autre part de nombreuses espèces bactériennes auto-épuratrices produisent des enzymes, diffusent dans le milieu et agissent sur les pathogènes en particulier les *Salmonelles*.
- La forte teneur en matières en suspension (environ 131 mg/l durant la période d'étude) sur lesquelles peuvent se fixer les *Salmonelles* pathogènes.



Figure 4.29. Absence du *Salmonella* dans le milieu sélectif

4.4.1.2. *Staphylococcus aureus*

Les facteurs physiques : Température, PH du milieu étudiés sont favorable pour le développement du *Staphylocoque*, dont : PH optimum de croissance est compris entre 8 et 9 et la température optimale de croissance est comprise entre 30 et 37 C° avec un maximum : 45 – 47 C° et un minimum qui peut atteindre 6 à 7 C°. Ils sont ainsi « halotolérantes » peut tolérer des teneurs élevés en sels du sodium (Guy M, 1985).

Alors leur absence dans le milieu peut s'expliquer soit par prédation, soit ils meurent et disparaissent sous l'action d'enzymes autolytiques, soit par des biocides exsudés par les racines des plantes aquatiques. En effet certaines plantes secrètent des antibiotiques permettent d'éliminer les microorganismes pathogènes particulièrement *Staphylococcus aureus* (Vincent et Coll., 1994).



Figure 4.30. Absence du *Staphylococcus aureus* dans le milieu sélectif

4.4.1.3. *Vibrio cholerae*

La température exerce une influence importante sur la croissance et la survie de nombreuses espèces de vibrions (Motes et Coll., 1998). Certaines espèces ont ainsi une abondance qui varie selon une périodicité intra – annuelle. Cette saisonnalité est liée au métabolisme de ces bactéries, mais aussi à la variation de facteurs environnementaux (notamment la salinité du milieu) (Kaneko et Colwell, 1975). La tolérance à la température varie d'une espèce à l'autre, mais les plus hautes densités de vibrions sont retrouvées dans les eaux à une température entre 20 et 30 C° durant 50 jours (Tantillo et Coll., 2004), ainsi en saison froide, les vibrions survivent de 5 à 10 C° durant 1 à 12 jours dans les sédiments sous forme viable non cultivable. Les vibrions sont des espèces basophiles tolèrent des PH > 9 et halotolérantes (peut croître dans un milieu contenant environ 3 % d'NaCl).

Alors trois hypothèses peuvent être évoquées pour expliquer l'absence de *vibrio cholera* dans les eaux de remontée :

- PH du milieu (PH = 8) est inférieur au PH optimum de croissance (PH > 9).
- L'augmentation de température qui peut atteindre 35 C° au mois d'août 2010 est supérieure à la température optimale de croissance (20 – 30 C°) à la saison chaude.
- En période hivernale, la température peut atteindre 10 C° au mois de Janvier, les vibrions probablement survivent sous une forme viable mais non cultivable.
- En fin on ne peut pas négliger le phénomène d'autoépuration microbienne qui à un pouvoir d'arrêt élevé vis-à-vis des microorganismes pathogènes et plus particulièrement des *Vibrio cholerae*.

Le vibron cholérique est relativement fragile dont le maximum de survie à la saison froide « 12 jours » et à la saison chaude « 50 jours ». Il sera rapidement détruit lorsque le PH et la température du milieu est peu ou pas favorable, ainsi que la présence des agents antibactérien efficace « le pouvoir Antibiotique ».



Figure 4.31. Absence du *Vibrio cholerae* dans le milieu sélectif

4.4.2. *Clostridium*

La figure (4.32) présente les résultats obtenus de dénombrement du *Clostridium* dans les eaux de remontée durant une année.

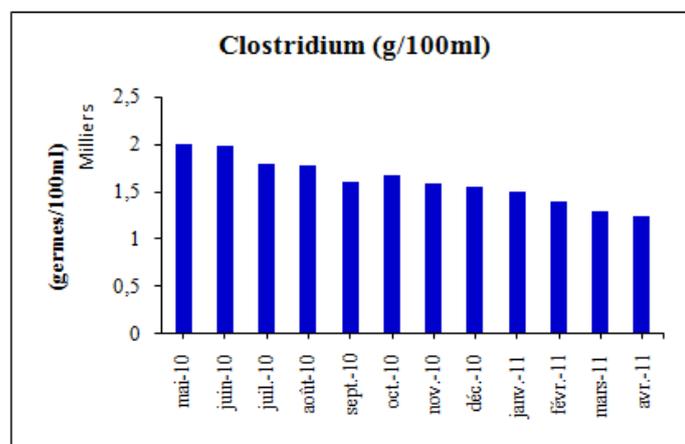


Figure 4.32. Le dénombrement annuel du *Clostridium* dans les eaux de remontée.

Les teneurs de *Clostridium* varient de 2000 à 1250 germes / 100 ml durant les 4 saisons. La position décalée de ce paramètre peut s'expliquer par le phénomène d'autoépuration microbienne. *Clostridium* sont des bactéries anaérobies sulfite – réductrices, Gram⁽⁺⁾, elles se développent en 24 à 48 heures sur une gélose viande foie (VF), en donnant des colonies typiques réduisant le sulfite de sodium (Na_2SO_3) qui se trouve dans le milieu, en sulfure qui en présence de Fe^{2+} donne FeS (sulfure de fer) de couleur noir voir figure (4.33). Les « *Clostridium* » sont des indicateurs d'une contamination fécale humaine ou animale (les eaux de remontée chargée des rejets urbains). Ils ont été néanmoins utilisés comme des indicateurs d'une pollution (Payment, Franco, 1993).



Figure 4.33. Les spores de *Clostridie*

Dans les couches anoxiques, les substances polluantes vont se déposer pour être dégradées par des microorganismes anaérobies avec formation de gaz (exemple H₂S), c'est le cas de *Clostridium*. Ces bactéries sulfitoréductrices interviennent dans les phénomènes de corrosion des canalisations en fonte ou acier. Le problème de corrosion rapide des pompes a été constaté par les services d'hydraulique de la région d'Eloued.

4.4.3. Germes totaux

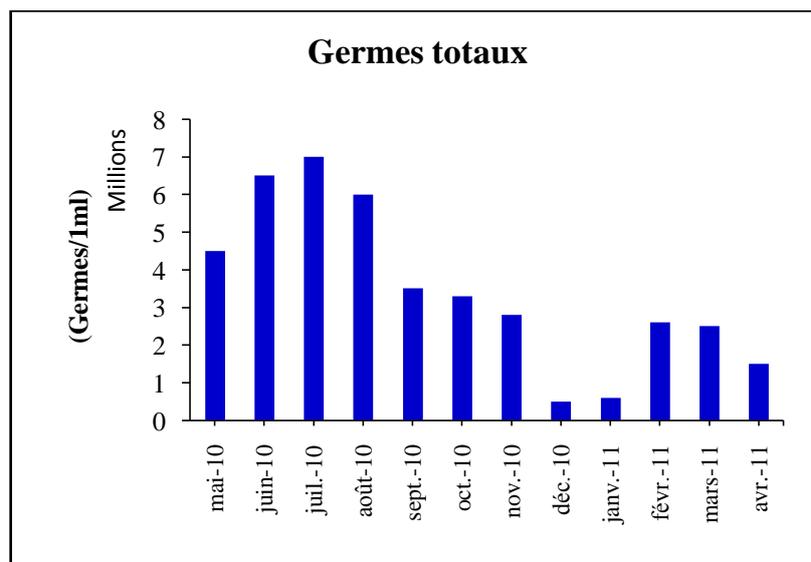


Figure 4.34. Le dénombrement annuel des germes totaux dans les eaux de remontée.

La figure (4.34) représente le dénombrement des germes totaux dans les eaux de remontée durant une année. Les résultats révèlent des teneurs de germes totaux varient de 10^5 à 10^6 UFC/ 1 ml des eaux de remontée.

4.4.4. Coliformes totaux, fécaux et Streptocoques fécaux

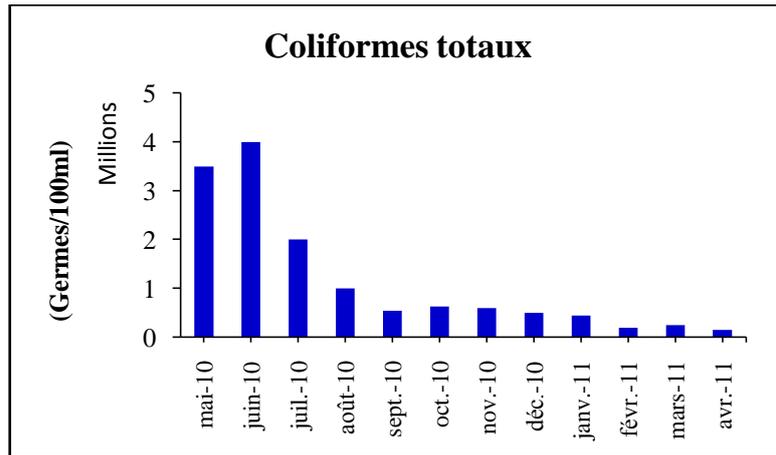


Figure 4.35. Le dénombrement annuel du *Coliformes totaux* dans les eaux de remontée.

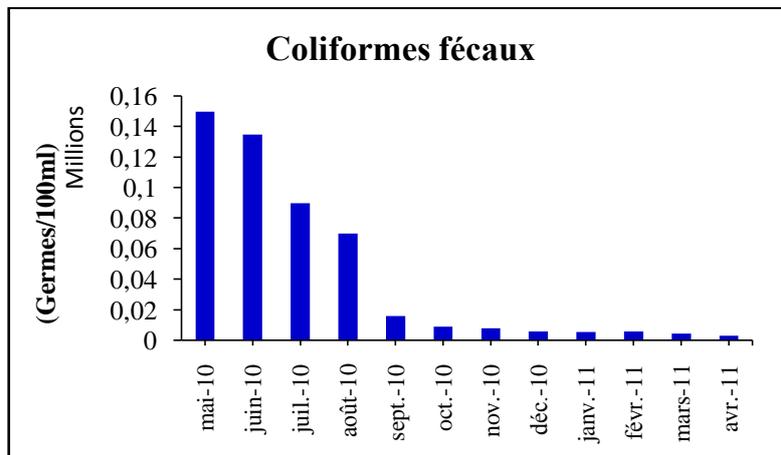


Figure 4.36. Le dénombrement annuel du *Coliformes fécaux* dans les eaux de remontée.

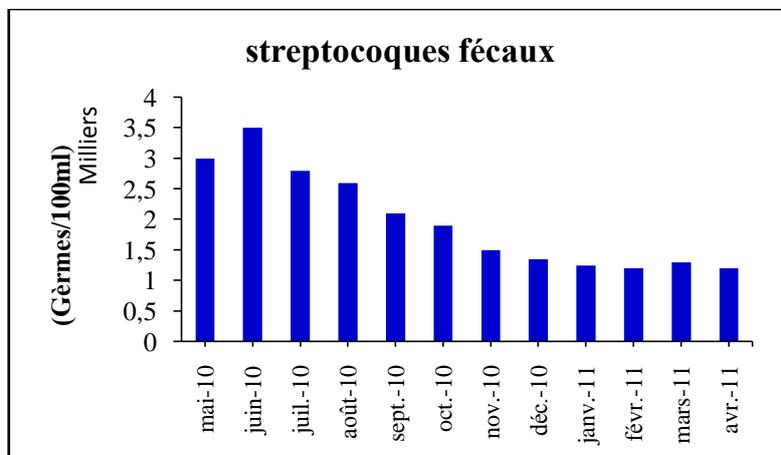


Figure 4.37. Le dénombrement du *Streptocoques fécaux* dans les eaux de remontée

Les figures (4.35) (4.36) et (4.37) représentent le dénombrement des indicateurs de pollution fécale des eaux de remontée durant une année.

Les résultats révèlent des teneurs de *Coliformes totaux* variant de 10^6 à 10^4 UFC / 100 ml ainsi que les *Coliformes fécaux* formés essentiellement de « *Escherichia coli* » dans 100 ml d'eau à analyser, sont dénombrés de 10^5 à 10^3 germes. Le dénombrement des *Streptocoques fécaux* sur milieu Slanetz – bartley a révélé que les eaux de remontée présentent le plus faible degré de contamination par rapport aux autres germes-test caractérisés. Les résultats révèlent des teneurs de *Streptocoques fécaux* de l'ordre de 10^3 UFC/100 ml.

Le comptage de germes – test : *Coliformes totaux*, *fécaux* et *Streptocoques fécaux*, est plus fréquemment utilisé pour détecter la contamination fécale de l'eau.

Les résultats obtenus montrent que les germes indicateurs de contamination fécale disparaissent progressivement en fonction du temps du fait de l'autoépuration microbienne qui est parfaitement traduite dans la courbe théorique de **Walker & Leclerc (1973)**. Ils ont discutés l'évolution des différentes espèces bactériennes dans un bassin expérimental de lagunage. Les vitesses d'élimination sont différentes selon les catégories : elle est approximativement la même pour *E. coli* et les *Streptocoques fécaux*, d'un niveau inférieur en ce qui concerne les *Coliformes* et les *Clostridies*. Les bactéries « totales » subsistent à des concentrations nettement plus élevées que celle des germes fécaux. Le rapport *Coliformes* / germes totaux qui est de l'ordre de : 1 pour 10 000 à l'entrée du bassin souligne le rôle fondamentale de ces populations dénombrés sous le nom de germes totaux. Ils appartiennent aux principaux genres suivants :

- *Pseudomonas* 39,4 %.
- *Cytophaga*, *Flavobactérium* 23,7 %.
- *Acinetobacter* 20,9 %.
- *Aeromonas* 1,1%
- *Chromobacterium* 0,7 %.
- *Enterobacteriaceae* 0,7 %.
- Non identifiables 3,1 %.

De point de vue sanitaire cette autoépuration est bénéfique : les germes d'origine fécale disparaissent à 99,5 % et les pathogènes à 99,99 %.

Trois types de phénomène peuvent être évoqués pour expliquer l'autoépuration microbienne : phénomène de parasitisme, de prédation (de proie) et phénomène de lyse et antibiose (Dives, 1973).

Tableau 4.2. Tableau récapitulatif des résultats obtenus durant une année comparé avec la Grille de qualité simplifiée (O.M.S ; 1971)

Paramètres		Bonne ou très bonne qualité	Qualité acceptable	Qualité médiocre	Valeurs moyennes obtenues
O ₂ dissous (mg/l)		≥ 7	7-5	5-3	2,86
DBO ₅ (mg/l)		≤ 5	3-5	10-25	26,9
DCO (mg/l)		≤ 25	25-40	40-80	69,45
NO ₃ ⁻ (mg/l)		< 10	10	25	1,043
NO ₂ ⁻ (mg/l)		≤ 0.3	≤ 1	≥ 1	0,15
NH ₄ ⁺ (mg/l)		≤ 0.5	1,5	2,8	6,64
PO ₄ ³⁻ (mg/l)		≤ 0.2	0,2-0,5	0.5-1	4,3
SO ₄ ²⁻ (mg/l)		62,5	125	190	413,4
CE (µs/cm)		2500	3000	3500	26480
Dureté (°F)	Min	8	6	4	100
	Max	50	70	90	450
PH		6,5-8,5	.	< 6.5 ou > 8.5	8,2
T (°C)		21,5	.	25	21,18
MES (mg/l)		5	25	38-100	131.16
Turbidité (FTU)		2	35	70-150	165.83
Coliformes fécaux (UFC/100ml)		< 20	20-2000	> 2.10 ⁺⁴	> 10 ⁺⁴

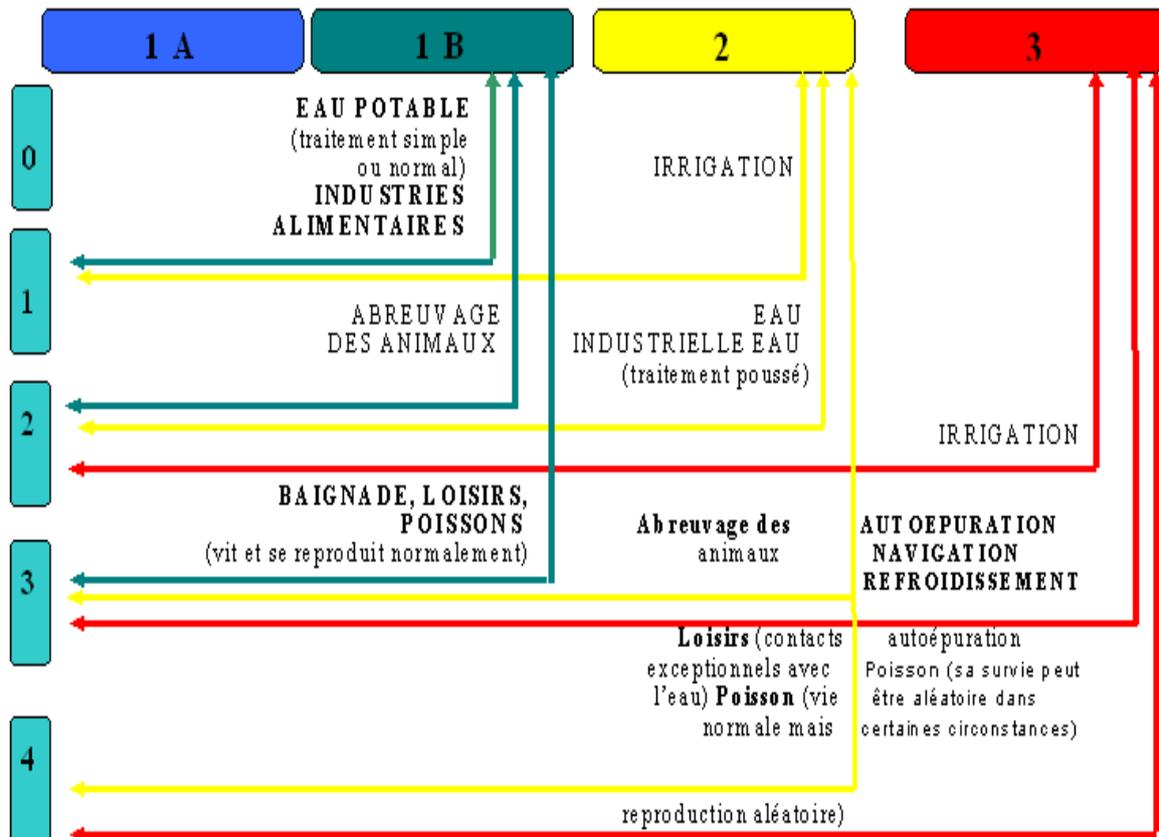


Figure 4.40. Grille de qualité multi usage et signification des classes de qualité (O.M.S. 1971)

La comparaison des caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques des eaux de remontée avec les normes de la grille de qualité des eaux, permet de les mettre à la deuxième classe : **classe de qualité moyenne (médiocre)**, illustré par la couleur jaune selon les normes de l'O.M.S.

4.5. Conclusion

Les résultats de caractérisation de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de remontée permettent de les mettre à la classe de qualité médiocre. Elles se caractérisent par une salinité élevée qui se traduit par une forte teneur en chlorure. On a également constaté que les eaux de remontée sont très chargées en sulfate. Le pouvoir polluant n'est pas très important et se manifeste par des valeurs moyennes en MES, DBO5 et DCO et qui permettent de constater que la charge organique est relativement faible. Cependant le rapport DCO/DBO5 est élevé légèrement ce qui indique probablement la présence de facteurs limitant la biodégradabilité. Par ailleurs, les eaux de remontée se caractérisent par de faibles teneurs en O₂ dissous et en nitrate. On a constaté également une légère augmentation du taux de phosphate et d'azote ammoniacal dans le milieu, elle est représentative d'une eutrophisation possible du milieu. L'analyse bactériologique a confirmé cette eutrophisation. La disparition progressive des indicateurs de contamination fécale et l'absence des germes pathogènes recherchés dans cette étude expliquent le rôle important de la phytoépuration couplé à l'autoépuration microbienne.

Conclusion Générale

La région d'El Oued est confrontée au phénomène de la remontée des eaux depuis une quarantaine d'années et qui ne cesse de prendre de l'ampleur d'année en année. L'utilisation des eaux des nappes profondes (le continental intercalaire et le complexe terminal) d'une façon excessive ainsi que l'absence d'un exutoire naturel pour les rejets des eaux d'assainissement domestique sont les principales causes de ce déséquilibre écologique. Cette crise écologique, entraîne des conséquences néfastes sur le plan environnemental, agricole et sanitaire.

Ce travail a pour objectif d'évaluer le degré de pollution des eaux de remontée de la région d'ElOued. Les résultats de caractérisation obtenus permettent de montrer que, pour la majorité des paramètres analysés, la pollution des eaux de remontée est évidente mais pas très importante. En effet, après les analyses effectuées, la qualité des eaux de remontée peut probablement être répertoriée en deuxième classe dans la grille multi usages des critères d'appréciation globale de la qualité de l'eau (O.M.S). Ces eaux sont considérées comme ayant une **qualité médiocre**.

Les eaux de remontée étudiées, chargée d'un effluent urbain, présentent un caractère alcalin avec des températures élevées en période estivale et basse en période hivernale. En effet, tous les processus vitaux sont affectés par la température et le PH du milieu, chaque souche microbienne est caractérisée par une température et PH de croissance optimaux et par un intervalle entre un minimum et un maximum en dehors duquel leur croissance est difficile, voire impossible.

La minéralisation correspond à la totalité des sels dissous contenus dans l'eau. Nous l'avons déterminé à partir de la conductivité électrique. Toutes les valeurs mesurées de la conductivité indiquent une minéralisation élevée.

Les écarts de concentration sur l'azote et le phosphore entre le maximum hivernal et le minimum estival et printanier sont assez remarquables. Les variations saisonnières sont très significatives et traduisent l'évolution d'un système biologique, soumis aux contraintes naturelles (l'ensoleillement et température notamment). Les meilleurs résultats d'abattement d'N et de P sont obtenus au printemps et en été en raison de leur assimilation par les macrophytes lors de leur croissance, couplés aux bactéries.

On a généralement constaté que les eaux de remontée sont chargées en sulfate. En ce qui concerne l'O₂ dissous, on a pu remarquer que la concentration en O₂ dissous est faible avec des valeurs variables selon la température.

Les valeurs moyennes trouvées en MES, DBO₅, DCO permettent de constater que la charge organique du milieu n'est pas très importante, on a noté à cet égard qu'une petite tendance à l'augmentation du rapport DCO/DBO₅ indiquant peut-être la présence de facteurs limitant la biodégradabilité tels que l'eutrophisation.

Les analyses bactériologiques ont montré que les germes pathogènes tels que la *Salmonella*, *Vibrio cholérique* et *Staphylococcus aureus*, ont donné une valeur nulle pendant toute la période d'étude.

Le comptage des indicateurs de contamination fécale montre que les germes disparaissent progressivement en fonction du temps du fait de l'autoépuration microbienne. Cette dernière constatation nous a encouragée à tenter d'identifier certaines bactéries ayant un rôle dans le processus d'autoépuration biologique tels que *Klebsiella pneumoniae*, *Proteus vulgaris*, *Enterobacter agglomerans*, *Proteus mirabilis* ...

Afin d'améliorer la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de remontée et d'éliminer les nuisances actuelles, l'étude suggère de voir la possibilité de lui adapter une technique d'épuration basé sur le principe de la phytoépuration.

A la suite de ces travaux, plusieurs perspectives concrètes peuvent être envisagées lors de la réalisation d'une zone humide artificielle :

- ✓ L'identification de toutes les catégories de micro-organismes, protozoaires, métazoaires, virus, etc.
- ✓ Connaître l'effet et le rôle précis de chaque bactérie et des plantes aquatiques dans le processus de phytoépuration.
- ✓ Dimensionnement et performances.
- ✓ L'implantation de la végétation.

L'intérêt renouvelé pour cette technique s'explique par sa valeur écologique et naturelle. L'objectif est de rendre un étang naturel pollué, une zone humide d'attraction. Un espace familier semble être l'avenir des petites mares de jardin où en exploitant leurs valeurs d'usage direct et indirect : épuration des eaux, valeur esthétique et pédagogique, promenade, réserves scientifique, pêche et chasse, ressource en espèce sauvage.

Références bibliographiques

Abissy M., Mandi L., 1999. Utilisation des Plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : Cas du roseau, venue de Sciences de l'eau, rev.Sci.. Eau 12,285-316.

ABRAM J.W., NEDWELL D. B., 1978. Inhibition of methanogenesis by sulphate reducing bacteria competing for transferred hydrogen. *Arch. Microbiol.*, 117, 89-92.

ADMIRAAL W., TUBINNG G.M.J., et BREEBAART L., 1995, « effects of phytoplankton on metal partitioning in the lower river Rhine », *Water Research*, 29 :941-946.

A.N.A.T 2003 Agence Nationale d'aménagement du territoire.

A.N.R.H., 1996. Inventaire des études Hydrologie. Alger, 47 pages.

Atlas R.M; Bartha R; 1972, degradation and minéralization of petroleum in sea water: limitation by nitrogen and phosphorus, *Biotech, Bioeng* ; 14, 309-318.

BARBER S.A., 1995 « Soil Nutrient bioavailability: a mechanistic approach ».J. Wiley, New York, 414 p.

Barnaud G, Fustec E., 2007 conserver les milieux humides : pourquoi ? comment ? Educagri éditions / Quae éditions, 2007 Paris, 80-91p.

Barraque B ; 1993, « L'assainissement des collectivités » outils a la disposition des petites communes, 208p.

BARROIN., 1992. « Dégradation et réhabilitation des eaux de surfaces chargées de phosphates », dossier de la cellule Environnement, INRA, *Qualité de l'eau*, 4, 145-159.

BARROW N.J., 1987, « Réactions With variable-charge soils », *Fert. Res.*, 14 :1-100.

BEAUX J-F ; 1998 « l'environnement » Repères pratiques, Nathan, 160p.

Bergey's Manual of systematic Bacteriology (2001) The Archaea and the deeply branching and phototropic Bacteria, 2nd edition, volume 1: Garrty G, Michigan.

BREMNER J-M., 1997. « *Source of nitrous oxide in soils. Nutrient cycling* », *Agroeco-systems*, 49:7-16.

BRETELER R.J., VALIELA I. et TEAL J-M., 1981. « *Bioavailability of mercury in several north-eastern U.S. Spartina ecosystems* », *Estuar. Coast Shelf Sci.*; 12:155-166.

BRINSON M.M., 1990, « Riverines Wetlands ». *In: LUCO A.E, Brinson M.M and Brow S. (Eds), Ecosystem s of the world. Forested Wetlands, Elsevier. New York. pp.87-142*

Brinson M.M., 1990. « Riverines Wetlands ». Lu: Lugo A.F., Brinson M.M and Brown S.(eds) , Ecosystem of the world . Forested wetlands, Elsevier, New York, pp. 87-142.

Brinson M.M., Bradshaw H.D. et Kane E.S ., 1984 . “Nutrient assimilative capacity of an alluvial floodplain swamp”, *Journal of Applied Ecology*, 21: 1041-1057.

Brix H., 1993. “Macrophytes-mediated oxygen transfer in wetland: transfer mechanisms and rates”. in: moshiri G.A. (ed) , *Constructed wetlands for water quality improvement* , Lewis pub., pp . 391-398.

Brix H., Denmark. In Vymazal J ., Brix H ., Green M.B ., Hubert R. 1998. *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe* , Backus publishers , leiden NL, pp. 123-152.

BRUNI V., MONTICELLI L.S., 1981. Solubilizzazione microbica Del carbonati in ambiente marino. *Mem. Biol. Mar. Océanogr.* , 11, 227-236.

Campbell P.G.C., Lewis A.G., Chapman P.M., Crowder A.A., Fletcher Imber B., Luoma S.N., stokes P.M. et Winfrey M., 1988. “Biologically available metals in sediments”, NRCC n° 29694, Ottawa.

Caplan S.R., Ginsburg M., 1978. *Energetics and structure of halophilic microorganisms*, ED. Elsevier.

Chevreuil M . Thévenot D.,Scribe P., Blanchard M.,Duclos Y., Garmouma M., Gonzalez – calder on A., Irace S.et J.M. Teil.1998. “Micropolluants organiques: une boîte de Pandore”. In MEYBECK M. ., DE MARSILY G. et FUSTEC E. (éds), *La Seine en son bassin : fonctionnement écologique d’un système fluvial anthropisé*, Elsevier, pp.429-481

CLAYTON R.K., SISTROM W.R., 1978. *The photosynthetic bacteria*. Ed. Plenum Press.
Cooper j.-R , Gilliam J . W., Daniels R.B et Robarge W.P’., 1987(*Riparian as filter for agricultural sediment*),*soil sci.soc.Am.J.*,15:416-420.

COSGROVE D.J., 1977. Microbial transformations in the phosphorus cycle. *Adv. Microbiol. Ecol.* , 1, 95-134.

COTE M ; 1998. Des oasis malades de trop d’eau ? *Revue Sécheresse*, n° spécial Oasis, Vol.9, n°02, Juin, pp 123-130.

Cowardin L,M ; Carter V ; Golet F.C et Lree E,T ;1979, *Classification of wetlands and, deepirater habitats of the united states*, fish and Wildlife Service, Us Departement of the interioe ed ; FWS/OBS- 79/31, 103 p.

CRITES R .et TCHOBANOGLOUS G.,1998.small and decentralized wastewater management systems , McGraw-Hill Series in Water Resources’ and Environmental Engineering , P. 1084.

Croombie D. J., Moody G.J, Thomas J.D.R., 1980 .corrosion of iron by sulphate reducing bacteria. *chem industry* , 12 , 500-504p.

D.S.A ; 1994-1998. La remontée des eaux de nappe phréatique dans la région de Oued Souf Rapport de synthèse, 10p.

Dajoz R., 1985. Précis d'écologie. Édition Dunod .331 p.

DALTON H., 1974. Fixation of dinitrogen by free living microorganisms. *C, R.C. Crit. Rev. Microbiol.*, 3, 183-220.

Delarras C, Trébaol B ; 2003, Surveillance sanitaire et microbiologique des eaux Réglementation-Prélèvement- Analyses édition Tec&Doc, Paris France.

Delarras.c ; 1981. Etude taxonomique des Micrococcaceae. Thèse de doctorat d'état Université de Clerinant II.

Delarras.C ; 1998 Microbiologie, 90heures de travaux pratiques, Gaetan Morin Europe, Paris.

Delarras.C ; 2000 Microbiologie de l'environnement avec législation Gaetan Morin Europe, Paris.

DELWICHE C.C., BRYAN B.A., 1976. Denitrification. *Ann. Rev. Microbiol.*, 30, 241-262.

Dives D, 1973 nutrition holozoique de colpidium campylum, water Research, 7, 695-709p.

Dorioz J.M ., Polleboue E ., Fehri A ., 1998. « Dynamique du phosphore dans les bassins versants : impotance des phénomènes de rétention dans les sédiments », *Water Resources* , 23 :147-158.

Dorioz J.M., Pelletier J.p., Benoit P ., 1989. « propriétés physico-chimiques et bio-disponibilité potentielle du phosphore particulaire selon l'origine des sédiments dans un bassin versant du lac léman (France) », *Wat . Res .*, 32 : 275-286 .

Dugan P., 1993. Wetlands in danger. A Mitchell Beazley world Consevation Atlas, IUCN, London, 187 P.

Entry J, A; Donelly P.K; Emminghaun W H ; 1994 « Microbial mineralization of atrazine and 2,4 dichloropheno x y a cetic acid in in riparian pasture and forest soils », *Biol—Fertil, Soils* (18) p 89-94.

Fardeau J-C, Dorioz J-M, 2000, « la dynamique du phosphore dans les zones humides », Dunod, Paris, p143-159.

Farrell J, Rose A.H ; 1967, temperature effects on microoganisme, In « thermobiology » Ed. acadimic press.

FEDER J., 1973 The Phosphatases in environmental phosphorus. Handbook. Ed John Wiley and Sons, 475-508.

FENCHEL T.M ; JORGENSEN B. B., 1977 Detritus food chains of aquatic ecosysteme : the role of bacteria. *Adv. Microbiol. Ecol.*, 1, 1-58.

Fustec E ; Lefeuvre J-C et coll, 2000 Fonctions et valeurs des zones humides, Dunod, Paris, P 107-128.

GAMBRELL R.P et PATRICK W.H. Jr, 1988. «The influence of redox potential on the environmental chemistry of contaminants in soils and sediments” . In : HOOK D.D ET al Timber oress, portland, pp. 319-333.

GARBAN B. OLLIVON D., JAIRY A., CARRU A.M. et CHESTERIKOFF A., 1999. “The role of phytoplankton in pollutant transfer processes in rivers. Example of river marne (France) “ , Biogeochemistry, 44 : 1-27.

Geldreich E. E., 1972. Water borne pathogens. Water pollution microbiology. Mitchell R. Ed. Jhon Willy and Sons, New York, P. 207-241p.

Guffanti A.A ; Monti L.G ; Blanco R ; Ozick D ; Krulovich T.A ; 1979 B galactoside transport in an al Kline tolerant strain of *Bairillus circulans*, J.Gen Microbiol ; 112,161-169.

Guy M., 1985 point sur l'épuration et traitement des effluents Vol.2 : bactériologie des milieux aquatiques aspect écologique et sanitaire, technique et documentation (Lavoisier) 75384 Paris Cedex 08 51-181p.

Haycock N.E. Pnay G. et Walker C ., 1993. “Nitrogen retention in river corridors : European perspectives”, 22 : 340-346 .

Haycock N.E., burt T.P., Goulings K.W.T. et Pinay G., 1993. “Nitrate retention in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter”, Journal of Environmental Quality, 22 (2): 273-278.

HITCHCOCK D.R. 1976 microbiological contributions to the atmospheric load of particulate sulfate. Environ. Biogeochem .INT symp. ROC 2, HAMILTON, ont 1975, 1,351-367

Hvitved-Jacobsen T., Johansen N.B. et yousef Y.A., 1994. “Treatment systems for urban and highway run-off in Denmark”, the science of the Total Environment, 146/147:499-506.

Ifremer (2000). Rapport annuel, Direction de la communication d’Ifremer. Ifremer, siège social, 155, rue jin jack Rousseau, F-92138 Issy-moulineux cedex. <http://www.Ifremer.fr>

Inter-Agences , 1979. Lagunage naturel et lagunage aéré. Procédés d'épuration des petites collectivités, études inter-agences juin 1979 , ministère de l'Environnement et de cadre de vie ., agences financière de bassin Loire-Bretagne ministère de l'agriculture , PP ,72.

JORGENSEN B.B., 1977. The sulfur cycle of a coastal marine sediment. *Limnol. Oceanogr.*, 22, 814-832.

Kaneko T; Colwell RR ; 1975 Adsorption of *Vbrio parahaemolyticus* on to chitin and copepods Appel Microbial ; 29 : 269-274.

Khadraoui A ; 2008. Les premières journées d'étude sur la remontée des eaux dans la région d'Eloued, 20-21 avril 2008, Gestion intégrée des ressources en eau au sahara (cas de la vallée du Souf), Présentation Power point, Eloued, Algérie ,

Knowles r., 1982.denitrification.microbiological reviews, 46 (1):43-70.

KUMARASAMY R., 1980. On the mecanism of cellulose degradation by *Pseudomons*, isolated from activated sludge. *Agrioultura*, 28, 473-619.

Ladd J.N.et Jackson r.b.,1982.(biochemistry of ammonification).in:stevenson f.s.,(ed).(nitrogen in agricultural soils),agronomy monograph,22:173-228.

Lalisse-grundmann G., corman a .et chalamet a., 1983.(étude quentitative de teffet simutlané de la température et de l'humidité du sol sur la dénirification), revue d'écologie et de biologie du sol,20(1) :1-15.

Larpent J P , Larpent – Gourgand M ; 1997, Memento technique de microbiologie Tec& Doc Lavoisier, Paris.

Larpent, J P, 2000 Introduction à la nouvelle classification bactérienne. Les principaux groupes bactériens. Tec& Doc Lavoisier, Paris.

Leclerc, Mossel D ; 1989, Microbiologie, Le tube digestif. L'eau et les aliments, Doin, Paris.

LEONARDSON , L., BENGTTSSON L., DAVIDSON T., PERSSON T. et EMMANUELSSON .U., 1994. « Nitrogen retartion in artificially flooded meadows » *Ambio* , 23 :332-341.

Lévêque C, 2001, Ecologie de l'écosystème à la biosphère, Dunod (univers Science), Paris, p502.

LITTLE J. E., SJOGREN R. E., CARSON G.R., 1979. Measurement of proteolysis in natural waters. *Appl. Environment. Microbiol.* , 37, 900-908.

Machate T., NOLL H., BEHRENS H et Kettrup A., 1997. “Degradation of Phenanlhreere and hydraulic characteristics in a Constructed Wetlands”, *Water Research*, 31:554-560.

Mackinlay R.G et Kasperek K., 1999. “Observation on decontamination of herbicide - Polluted water by marsh plant systems”, *water Research*, 33:505-511.

MATSUBARA T. , IWASAKI H. , 1971. Enzymatic steps of dissimilatory nitrate reduction in *Alcaligenes faecalis*. *J. Biochem.* , 69, 859-863.

Meinck F ; Stooff H, et Kohlschutter H ; 1977, les eaux résiduaires industrielles, 2éme Ed Masson, Paris, 863p.

Meziani A. ,2008; Les premières journées d'étude sur la remontée des eaux dans la région d'Eloued the ground water rise and environnement, présentation poster El-oued, Algérie, 20-21 avril.

Middaugh C.R; Mac ELroy R.O; 1976 Kinetic behaviour of a themophilic enzyme in reponse to temperature perturbations, in « extreme environnement mechanisms of microbial adaptation, Ed Acadimic Press, 201-212.

Middlebrooks E.J ; Middlebrooks C.M ; Reynolds H.H ; watters G.Z ; Reed S.Dound George B.d (1982) wate water stabilization logoon design, performance and upgrading Macmillan ublishing Co, New York.

MITSCH W.J. et GOSSELINK J.-G .,1993.”Biogeochemistry of wetlands, Van No strand Reinhold, New-York,USA,pp.114-163.

Mitsch, W,J, Gosse link, J, C ; 2000, Wet lands (3rd ed), W :ley, New York, 920p.

Moll .D, 2008 les normes de rejet des eaux et les paramètres d’analyses de la pollution. Gredole eau pure (Rapport)

Moll.D ; 2005 Les normes de rejet des eaux et les paramètres d’analyses de la pollution. Gredole eau pure (Rapport)

Motes ML, De laola A, Cook Dw, 1998, Influence of water temperature and salinity on vibrio and Atlantic Coast oystres (*Crassostrea virginica*) Appl Environ Microbiol 1998 ; 64 : 1459-1465.

Nedwell D. B., Floodgate G. D., 1971. The seasonal selection by temperature of heterotrophic bacteria in sediment. Mar. Biol., 11P.

Nedwell D.B ; 1982, the cycling of sulphur in marine and fresh water sediments, In « sediments microbiology », Nedwell B.D ; Brown C.M. Eds. Academic Press, London, 73-106.

NELSON D.C, CASTENHOLZ R. W., 1981. Use of reduced sulfur compounds by *Biggiatoa*. *J. Bacteriol.*, 147, 140-154.

NICHOLS S.D. 1983. “Capacity of natural wetland to remove waste water”, journal WPCF, 55: 495-505.

Olivier T ; 1995 « Métrologie des eaux résiduaires » TEC et DOC, Paris, P5-57.

OSS ; 2003, système aquifère du Sahara septentrional « SASS », gestion commune d’un bassia, résultats, princieaux, Mars 2000.

Pano A and Middlebrooks E.J. (1982) Ammonia nitrogen renoval in facultative waste water stabilization ponds J. water Pollut. Contorl .Fed vol, 54, N°4, pp 344-351

Payment, P., and E. Franco. 1993. Clostridium perfringens and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts. Appl.Environ. Microbiol. 59: 2418–2424.

PeterJohn W, T ; Correll D, L ; 1984, « Natrient Dynamics in an agricultural water shed ; observation on the role of a riparian forest », Ecology, (65) p1466-1475.

Pinay G ; Trémolières M ; 2000, « La rétention et l’élimination de l’azote », Dunod, Pâris, p 129-142.

Popoff My, Le Minor L ; 1997 Antigenic formulas of the Salmonella servers, 7th revision who collaborating centre for Reference and research on salmonella. Institut Pasteur, Paris, France.

Prescott M, Harley P, Klein A, 2003. Microbiology. The McGraw-Hill companies, Inc.1137p.

QUIAN JIN-HONG, ZAYED A. , ZHU YONG-LIAND, YU MEI et TERRY N. , 1999 “Phytoaccumulation of trace Elements by Wetland Plants: III Uptake and Accumulation Of Ten trace Elements by Tweleve Plants Species” *J. Environ .Qual. , 28 : 1448-1455.*

RADDOUX M., 1980. “Approche écologique et expérimentale des pontentialités épuratrices du Roseau commun: *Phragmites australis (Cac.) Trin. Ex steud*”.*Tribune Cebedeau, 439-440 (33) :329-339.*

RADDOUX M. et KEMP D., 1982 “Approche écologique et expérimentale des potentialities épuratrice de quelques helophytes : *Phragmites ustralis (cav) Trin. ex steud Typha latifolia L et Crex acuta L.* “ *Tribune Cebedeau, 465-466 (35) : 325-340.*

RADDOUX M. et KEMP D., 1990 “The impact of ageing o, the purification efficiency of a plantation of *typha Latifolia L* “*In: COOPER P. F et FINDLATER B.C. (eds) , Constructed Wetlands in Water Pollution Control, Pergamon, pp. 149-159.*

RAMADE F., 1982. Eléments d'écologie. Ecologie appliquée. Mac Graw-Hill.

Ramsar : www.ramsar.com

REDDY K. R. et DE BUSK W. F., 1987. “Nutrient stroge capabilities of aquatic wetlend plants”. *In REDDY K. R et SMITH W. H. (eds) , aquatic plants for water treatment and resource recovery , Magnolia Pub. , 337-3357*

REDDY K. R. et PATRICK. W. H. Jr., 1984 “Nitrogen transformation and loss in flooded soils and sediment “, *Critical Reviews in Environmental Control,13:273-309*

Reed.G.H, 1990. Natural system for waste water treatment, WPCF, 211-260.

Rejsek, F ; 2002, Analyse des eaux aspect réglementaires et techniques, service culture édition ressources pour l'éducation nationale, 194-360p.

Remini B ; 2001 Méga obstacles et dépressions topographiques, leur influence sur la dynamique éolienne, les ergs et l'ensablement des espaces Oasiens. Thèse de doctorat, université de Reins Champagne –Ardenne, Juin, 108p.

Remini B ; 2002 La problématique de l'eau en Algérie Office de publication universitaire 09-2005 édition : 2024807, Alger 77p.

Remini B ; 2004 La remontée des eaux dans la région d'El-oued, Revue Vecteur environnement (Canada), mai 2004

Rodier J.(2005), L'analyse de l'eau ; Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer 8éme Edition, Ed Dunod, Paris.

ROUX D.J., BADENHORST J.E DU PREEZ H.H et STEYNE G.J ., 1994. *Note on the occurrence of selected trace metals and organic compounds in water, sediments and biota of the Crocodile River, Eastern Transvaal, south Africa* . ISSN 0378-4738= Water SA, 20 :333-340.

Sachon G; 1980, « L'industrie laitière et la pollution des eaux » Revue des EVL, 1ère partie p : 7-12.

SALAMONOS W. et MOOK W. G., 1980. "Biogeochemical process affecting metal concentration in lake sediments (Ijsselmer, The Netherlands)" *Sici. Tot Envir.*, 16 : 217-229.

Salghi R., 1999 Cours, Différents filières de traitement des eaux., Ecole Nationale des Sciences Appliquées d'Agadir

Satin, M ; Selimi, B, 1995, Guide technique de l'assainissement : Evacuation des eaux usées et pluviales, conceptions et composants des réseaux, épuration des eaux et protection de l'environnement, l'exploitation et gestion des systèmes d'assainissement. ISBN 2, 251-1152-0, Edition Le Moniteur Pris, pp : 75-86.

Sawyer, C.N., and P.L. McCarty, 1967. Chemistry for Sanitary Engineers McGraw-Hill, New York.

SCHEDER M., TRUPER H.G., 1980. Anaerobic oxydation of thioiulfate and elemental sulfur in *Thiobacillus denitrificans*. *Arch. Microbiol.* , 124, 205-210.

Schoberl P, Engel H, 1964, Das Nerhalten der nitrifizierenden Bakterien gegenuber gelosten sauestoff- *Arch. Microbiol*, 48, 393-400.

Schoeller H., 1948. Les modifications de la composition chimique de l'eau dans une nappe . Assemblée général D'OSLO de l'union Géodésique et Géophysique internationale.

Seidel k. , 1971. "Macrophytes as functional element in the environment of man" *Hydrobiol.*, 12, 121-130.

Seidel K., 1976. « Macrophytes and Water Purification » . In Tourr BIER J., Biological Control of Water Pollution , 109-121.

SENEZ J.C., 1968. Microbiologie générale. Ed. Doin.

SHARPLEY A.N ., 1993 "An innovative approach to estimate bioavailable phosphorus in agricultural run-off using iron-off using iron oxide impregnated filter paper (Pi) soil test ". *J. Env . Qual .* 22/ 597-601.

SHARPLEY A.N ., HEDEY M.J., SIBBESEN E. ,HILLBRICHT-ILKOWSKA A., HOUSE W. A. et RYSZKOWSKI L., 1995 "phosphorus transfers from terrestrial to aquatic ecosystems" In TIESSEN H. (ed), *Phosphorus in the Global Environment. Transfers, cycles and management*, John Wiley, pp. 1714-199.

Singleton R, 1976, A comparison of the aminoacids composition of proteins from thermophilic and non thermophilic origins, In « Extreme environnement ; mechnosms of microbial adaptation » Ed, Academic press, 189-200.

SOROKIN J. L, 1965. On the trophic role of chemosynthesis and bacterial biosynthesis in water bodies. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* , 18, 187-205.

SPRENT J. L, 1979. The biology of nitrogen-fixing organisms. Ed. Mac Graw-Hill Company.

STARKEY R. L., 1945. Transformation of iron-by bacteria in water. *J. Americ. Water Works Ass .* , 37 963-984.

STARKEY R. L., 1964. Microbial transformations of some organic sulfur compounds, In "Principles and applications in aquatic microbiology", H. Heukelekian et Dondero N. Editors. 405-429.

Straub KL, Benz M, Schink B et Widdel F 1996. Anaerobic nitrate deendant microbil oxidation of ferrous iron *Al Environ Microbiol* 62, 1458-1460.

Tabouche N ; Achour S ; 2004. Etude de la qualité des eaux souterraines de la région orientale du Sahara septentrional Algerien. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680 , n° 03 Juin 2004, pp.99-113.

TAKAKUWA S. , FUJIMORI T. , IWASAKI H. , 1979. Some properties of cellsufur adhesion in *Thiobacillus thiooxydans*. *J. Cen Appl. Mikrobiol.* ,23, 21-29.

TAN T. L. , OVERBECK J. , 1973. Okologische Untersuchungen über nitrate reduzierende Bakterien im Wasser des Plussees. *Z. Allg. Mikrobiol.* , 13, 71-82.

Tantillo GM, Fontanarosa M, Di Pinto F, Musti M , 2004 UP dated perspectives on energing vibrios associated with human infections, *Lett Appel Microbiol* ; 39://7-26.

THEVENOT D. R., MEYBECK M., CHESTERIKOFF A. et CHEVREUIL M., 1988. “ Métaux:source multiples et accumulation”. In : *MEYBECK M., DE MARSILY G . et FUSTEC E. (eds) Laseine en son basin : fonctionnement écologique d’un système fluvial anthropisé, Elsevier, Paris, pp. 391-437.*

Trémolières M ; et coll ; 2004, « L’azote dans les zones humides : des transformations importantes mais variables » les zones humides et l’eau, ca hier thématique du Pnrzh, medd, Agences de l’eau, BRGM, p 36-40.

VAITHIYANATHAN P.et CORELL D.L., 1992. “The Rhode River watershed : phosphorus distribution and export in forest and agricultural soils” *J Environ .* , 21: 280-288.

Varnam AH, Sutherland JP , 1985 ; Meat and meat produits in technology, chemistry and microbiology, Chapman and Hall, UK, ll 98 396.

Vincent G ; Dallaires S ; Lauzer D ; 1994 Antimicrobiol properties of roots exuelates of three macroplytes : *Mentha aqutica L* ; *Proceedings of the 4th International conference on Wetland systems for water pollution control, Guangzhon, china, p150-155.*

Vymazal J., Brix H., Cooper P.F et Haber L R., 1998. Constructed Wetlands for Wastewater treatment in Europe, Backhuys Pub., Leiden, Pays-Bas.

WAINWRIGHT M. , 1978. Microbial sulphuroxydation in soil. *Sci. Progr.* , 65, 459-475.
Walker J. et Leclerc. H , Water Research, 1973 , 7, 707-728p.

WATSON S.W. , 1965. Characteristics of a marine nitrifying bacterium *Nitrosocystis oceanus*. *Limnol. Oceanogr.* , 10 , 274-289.

WATSON S.W. WTERBURY I. B. , 1971. Characteristics of two marine nitrite oxidizing bacteria *Nitrospina. gracilis* and *Nitrococcus mobilis*. *Arch. Mikrobiol.* , 77, 203-230.

WAYNE R. P. , 1993. "Nitrogen and nitrogen compounds in the atmosphere " , *In* : BURT T.P. , HEATHWAITE A.L. et TRUDGILL S.T. (eds) , *Nitrate : processes, Patters and Management*, J. Wiley& son Pub1., pp. 23-38.

Web: www.water.gov.ma

Widdel F, Schnell S, Heising, Ehrenreich A, Assmus B et Schink B (1993) Ferrous iron oxidation by anoxygène phototrophic bacteria Nature 362, 834-836.

ZEIKUS J. G. , 1981. Lignin metabolism and carbon cycle: polymers biosynthesis, biodégradation and environmental recalcitrance. *Adv. Miorob. Eool.*, 5. 211-243.

ZOBELL C.E., 1963. Domain of the marine microbiologist, In "Symposium on marine microbiology", C.H. Oppenheimer Edit.. Springfield, I 11., Thomas, 3-24.

Annexe

Annexe 01

Mois	Jan	Fev	Mar	Avr	mai	Juin	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec
P	22.76	1.12	6.75	6.36	4.54	0.62	0.03	3.71	8.23	7.58	6.66	10.68
2T (c°)	20.94	25.6	35	43	53.4	62	69.1	67.1	57.4	47.5	32.2	23.2

Tableau 01 : valeurs moyennes de précipitations mensuelles exprimées en (mm) et les températures moyennes mensuelles multiplié par « 2 » dans la région « d'El Oued » durant la période 2000-2010

Mois	Jan	Fev	Mar	Avr	mai	Juin	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec
HR%	65.7	54.6	46.1	43	38	32.6	30	34.7	46.9	52.3	58.6	66.1

Tableau 02 : les valeurs de l'humidité relative moyenne en (%) de la région « d'El Oued » durant l'année 2010

Mois	Jan	Fev	Mar	Avr	mai	Juin	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec
Vitesse de vent (M/S)	2.14	2.52	3.31	4.04	4.05	3.61	3.44	3.09	2.92	2.17	1.94	2.31

Tableau 03 : les vitesses moyennes mensuelles du vent dans la région « d'El Oued » durant l'année 2010

Résumé - La région d'El Oued est confrontée au phénomène de la remontée des eaux depuis une quarantaine d'années et qui ne cesse de prendre de l'ampleur chaque année. L'utilisation des eaux des nappes profondes d'une façon excessive ainsi que l'absence d'un exutoire naturel pour les rejets des eaux d'assainissement domestique sont les principales causes de ce déséquilibre écologique qui entraîne des conséquences néfastes de point de vue environnemental, agricole, économique et sanitaire. Afin de remédier à ce problème, l'étude suggère de valoriser la possibilité de réhabiliter la zone de remontée, l'objectif est de rendre un étang naturel pollué, une zone humide d'attraction. Dans ce contexte, nous avons étudié la composition physico-chimique et bactériologique d'une zone de remontée des eaux à "El OUED". A partir des résultats obtenus la qualité des eaux de remontée appartient à la classe médiocre, ce qui permet de voir la possibilité de lui adapter une technique d'épuration basée sur le principe de la phytoépuration (une zone humide artificielle pour l'épuration).

Mots clefs : la remontée des eaux ; composition physico-chimique et bactériologique, phytoépuration, une zone humide artificielle pour l'épuration

الملخص

تفاقت ظاهرة صعود المياه في مدينة الوادي خلال العشرية الأخيرة إلى أن وصلت إلى المناطق الأكثر انخفاضا فصار هاجس صعود المياه كابوسا حقيقيا. مشكلة صعود المياه بمنطقة "سوف" مرتبطة بالاستغلال المفرط لمياه الطبقات المتوسطة والعميقة، وهذه المياه كلها تصب في المنطقة السطحية، إذ لا يوجد شبكة قنوات تصريف المياه المستعملة مع عدم وجود مصبات طبيعية كالوديان والشطوط، مما يؤدي إلى تشبعها وانفجارها خاصة في المنخفضات (كالغيطان) حيث تحولت إلى برك من المياه القذرة

مع استفحال حدة المشكلة صار الأمر ينذر بخطر كبير على الصعيد البيئي، الاقتصادي والصحي مما استدعى البحث عن الحل الجذري للظاهرة وتشير الدراسة إلى تعزيز إمكانية إعادة تأهيل منطقة صعود المياه وتحويلها من بركة مياه قذرة إلى منطقة جاذبة للسكان. وفي هذا السياق قمنا بدراسة الخصائص الفيزيائية - الكيميائية والبكتيرية للمياه الصاعدة و من خلال النتائج تبين أن هذه المياه تتمتع بنوعية متوسطة (ملوثة نسبيا) وهذا يتيح إمكانية إيجاد حل لمعالجتها عن طريق نظام لا يتطلب عمليا أي ضياع في الطاقة ويتمثل في استخدام النباتات الراقية المغروسة في أحواض موجهة لمعالجة هذه المياه. تتم هذه المعالجة من خلال العمل المشترك بين الكائنات الحية الدقيقة والنباتات هذه العملية تسمى معالجة المياه نباتيا.

الكلمات المفتاحية : صعود المياه، الخصائص الفيزيائية، الكيميائية والبكتيرية للمياه، معالجة المياه نباتيا.

Abstract - The region of El Oued (south east of Algeria) has faced the phenomenon of water ascent for four decades now, and surprisingly it keeps gaining ground every year. The excessive use of deep water table as well as the lack of an adequate natural outlet for the discharged domestic sewage may account for the principal causes of this ecological disequilibrium, and which, in the long run, would bring about harmful consequences from the environmental, agricultural, economic and health vantage point. With the view of meeting this challenge, the present study suggests to revalue the possibility of rehabilitating the zone of water ascent. The objective therefore is to turn the polluted pond into a dwelling-people alluring Wetland. On score if that, we have probed the physical-chemical as well as bacteriological compositions of a specific zone of water of ascent in El Oued. The obtained results have revealed that the quality of the water of the zone in question is poor, which allows for the possibility of the adaptation of "Constructed Wetland".

Key words: Water ascent, physical-chemical and bacteriological composition, Constructed Wetland.