

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



Université Badji Mokhtar – Annaba
Faculté des Sciences
Département des Sciences de la Mer



Laboratoire d'Ecobiologie des
Milieux Marins et Littoraux

Année 2015

Thèse
Présenté en vue de l'obtention du diplôme de DOCTORAT

**IMPACT DES REJETS URBAINS ET INDUSTRIELS SUR LA QUALITE
ENVIRONNEMENTALE DU LITTORAL D'ANNABA.**

Option: Sciences de la Mer

Par : HIDOUCI Sabrina

Directeur de thèse: DJEBAR A. B.

Pr. Université Badji Mokhtar – Annaba - Algérie

Co-Directeur de thèse : AMARA R.

Pr. Université du Littoral Côte D'opale- France

Devant le jury

Président:

BENSOUILAH M.

Pr. Université Badji Mokhtar. Annaba - Algérie

Examineurs:

OUZROUT R.

Pr. Université Chadli Bendjedid. El Taref-Algérie

BENOUARETH D.

Pr. Université 8 Mai 1945. Guelma- Algérie

Viser l'excellence c'est motivant ;

Rechercher la perfection c'est démoralisant

Harriet Broiker

REMERCIEMENTS

*Ce travail est réalisé dans le cadre d'une thèse de doctorat de l'université Badji Mokhtar à Annaba dans le laboratoire d'Ecobiologie des Milieux Marins et Littoraux (EMMAL), sous la direction du Professeur **A. B. DJEBAR** et du professeur **R. AMARA**, en collaboration du service d'Epidémiologie et de Médecine Préventive (SEMP) de l'Etablissement Public de Santé de Proximité (EPSP) Annaba et l'observatoire National de l'Environnement et du Développement Durable (ONEDD) de la wilaya d'Annaba.*

*Je témoigne ma reconnaissance à Monsieur, **A. B. DJEBAR** Professeur au département des Sciences de la Mer de l'Université d'Annaba, pour son encadrement, ses conseils, sa rigueur, sa patience. Au Chercheur, à l'Homme, veuillez trouver dans ces quelques mots mon estime, ma gratitude et mes sincères remerciements.*

*Je remercie également Monsieur **R. AMARA** Professeur à l'université du littoral côte d'opale, Dunkerque, France. Pour sa collaboration à la réalisation de ce travail.*

*J'exprime mes vifs remerciements à Monsieur **M. BENSOUILAH**, Professeur au département des Sciences de la Mer à l'université d'Annaba et Directeur du Laboratoire EMMAL qui malgré ses nombreuses responsabilités, m'a fait l'honneur de présider mon jury.*

*Je tiens à remercier Monsieur **R. OUZROUT**, Professeur à l'Université Chadli bendjedid El Taref, de l'honneur de sa présence dans mon jury.*

*Je tiens également à présenter toute ma reconnaissance à Monsieur **D. BENOUARETH**, Professeur à l'Université du 8 mai 1945 Guelma, qui a bien voulu juger ce travail. Qu'il trouve ici l'expression de toute ma gratitude.*

*A Monsieur **S. ABDELHAMID**, médecin chef du service d'Epidémiologie et de Médecine Préventive (SEMP) de l'EPSP d'Annaba que je remercie pour sa collaboration et son accueil au sein de son laboratoire. Je lui exprime, ma profonde estime et ma sincère reconnaissance.*

*Je remercie aussi Madame **N. LAYACHI** microbiologiste au laboratoire d'Epidémiologie et de Médecine Préventive (SEMP) de l'EPSP d'Annaba. Pour son aide précieuse durant toute la période de la réalisation des analyses bactériologiques. J'en garde le souvenir le plus reconnaissant.*

*Je remercie aussi Monsieur **DJEMLI** chef de station de surveillance de l'environnement (Observatoire National de l'Environnement Et du Développement Durable) pour sa sympathie et sa précieuse collaboration.*

*J'adresse mes remerciements également à Monsieur **A. GUELMAMI** chef de projet à la Tour Du Valat, Arles, France, pour son aide dans la partie cartographie, ainsi pour son accueil au sein de son service dans le cadre d'un stage de courte durée.*

*À Monsieur **A. EDDOUD** enseignant chercheur à l'université Kasdi Merbah Ouargla, qu'il trouve ici l'expression de ma profonde gratitude pour sa collaboration et son aide dans la partie statistique*

*Je ne peux clore ces remerciements, sans adresser le plus grand merci à tous mes collègues de l'université Kasdi Merbah Ouargla. A Madame **S. BISSATI**, doyenne de la faculté des sciences pour son aide précieuse et sa compréhension, à Madame **S. BOUDJENAH**, chef de département pour ses encouragements et son soutien. A Mademoiselle **S. MADACHE** pour son soutien, son aide dans les moments difficiles qu'elle trouve ici l'expression de ma sincère reconnaissance. A Monsieur **Z. BOUAL**, pour son sens coopératif et sa disponibilité à aider.*

A toute personne qui de près ou de loin a contribué à la réalisation de ce travail, merci.

Résumé.

Notre étude a porté sur l'évaluation de la qualité des eaux le long du littoral d'Annaba, nous avons caractérisé les propriétés physico-chimiques par la quantification de la température, la salinité, le pH et l'O₂ dissous. et bactériologiques par la recherche des Entérocoques fécaux, *Escherichia coli* et Coliformes totaux dans les eaux superficielles.

L'échantillonnage a été effectué dans 7 stations à raison de 2 sites de prélèvement par station mensuellement, à proximité de rejets urbains et industriels, pendant 4 années entre janvier 2009 et décembre 2012.

La température, la salinité et le pH, sont conformes aux normes Algériennes cependant les taux d'O₂ dissous présentent des perturbations isolées avec une amélioration significative au cours des années d'études.

Les analyses bactériologiques ont mis en évidence une contamination des eaux côtières dans toutes les stations par les Entérocoques fécaux qui atteignent jusqu'à 2400 bact / 100 ml, suivis d'*E. coli* avec un maximum de 460 bact./100 ml enregistré en 2009 et 2010 et enfin les Coliformes totaux identifiés à Sidi Salem, Rezgui Rachid et Rizi Amor avec des valeurs atteignant les 1100 bact./100 ml.

Le traitement statistique univarié des données mesurées montre qu'il existe des différences significatives entre les stations et les années, en revanche aucune différence n'a été retrouvée par les analyses multivariées.

Notre étude conforte l'hypothèse que du point de vue physico-chimique, les eaux du littoral d'Annaba sont encore conformes aux normes Algériennes, la qualité bactériologique reste insuffisante malgré une nette amélioration suite à la mise en service de la station d'épuration Laalalik. Néanmoins, la surveillance régulière reste nécessaire pour le contrôle des eaux côtières, pour évaluer l'efficacité du traitement des rejets par la station d'épuration.

Mot-clés: anthropisation, pollution, littoral, Annaba, physicochimie, bactériologie.

Abstract.

Our study has focused on evaluating the water quality along the coast of Annaba; we have characterized the physicochemical properties by quantifying the temperature, salinity, pH and the dissolved O₂. And the bacteriological research by fecal enterococci, *Escherichia coli* and the total coliforms in surface waters.

The sampling was carried out in 7 stations to reason of 2 sampling sites per station monthly, in close proximity to urban and industrial discharges, during 4 years between January 2009 and December 2012.

The temperature, salinity and pH are consistent with the Algerian standards; however dissolved O₂ levels have isolated disturbances with significant improvement during the years of study.

The bacteriological analysis have highlighted a contamination of coastal waters in all stations by the fecal Enterococci which reach up to 2400 bact / 100 ml, followed by *E. coli* with a maximum of 460 bact. /100 ml recorded in 2009 and 2010 and finally the total coliforms identified in Sidi Salem, Rezgui Rachid and Rizi Amor with values reaching the 1100 bact. /100 ml.

The univariate statistical analysis of the measured data shows that there are significant differences between the stations and years, on the other hand no difference has been found by the multivariate analyzes.

Our study supports the hypothesis that from the point of view the physico-chemical, the waters of the coastline of Annaba are still consistent with the Algerian standards; the bacteriological quality remains inadequate despite a marked improvement following the commissioning of the water treatment plant Laalalik. However, a regular monitoring is still necessary for the control of coastal waters, to assess the effectiveness of the treatment of discharges by the treatment plant.

Keywords: anthropisation, pollution, coastal, Annaba, physical chemistry, bacteriology.

الملخص.

ان الدراسة ركزت على تقييم نوعية المياه على طول ساحل عنابة. تتسم الخصائص الفيزيائية - الكيميائية في قياس درجة الحرارة والملوحة ، درجة الحموضة ، الاكسجين المنحل. والبكتريولوجية، بالبحث عن المكورات المعوية البرازية، كولاوي ومجموع القولونيات في المياه السطحية.

تم أخذ العينات في 7 محطات بمعدل 2 مواقع شهريا، بالقرب من إلقاء النفايات الحضرية والصناعية ، لمدة 4 سنوات بين يناير 2009 و ديسمبر 2012 .

إن درجة الحرارة والملوحة ودرجة الحموضة تتفق مع المعايير الجزائرية. ومع ذلك، فإن معدل O_2 المنحل يمثل اضطرابات معزولة مع تحسن ملموس خلال سنوات الدراسة.

وقد أبرز التحليل البكتريولوجي تلوث المياه الساحلية في جميع المحطات الناتج عن المكورات المعوية البرازية التي تصل إلى 2400 جرثومة / 100 مل، تتبعها كولاوي بحد أقصى 460 جرثومة / 100 مل المسجلة في 2009 و 2010 وأخيرا مجموع القولونيات المحددة في سيدى سالم، رزقي رشيد وريزي عمر بقيم تصل إلى 1100 جرثومة / 100 مل.

ويظهر التحليل الإحصائي وحيد المتغير من البيانات المقاسة أن هناك فروق ذات دلالة إحصائية بين المحطات والسنوات، ومن ناحية أخرى لم يتم العثور على الفرق في التحليل متعدد المتغيرات.

تدعم دراستنا الفرضية بأن من الناحية الفيزيائية الكيميائية ، مياه سواحل عنابة لا تزال تتماشى مع المعايير الجزائرية. ولا تزال نوعية البكتريولوجية غير كافية على الرغم من التحسن الملحوظ بعد انجاز محطة لتنقية المياه العالائق. ومع ذلك، فإن الرصد المنتظم لا يزال ضروريا للسيطرة على المياه الساحلية، لتقييم فعالية علاج التصريف من محطة المعالجة.

الكلمات المفتاحية: تأثير الإنسان، التلوث، الساحلية، عنابة، الكيمياء الفيزيائية، الجراثيم

Sommaire

Remerciements

Résumé

Abstract

Résumé en arabe

Sommaire

Liste des tableaux

Liste des figures

Liste des symboles

1. Introduction	1
2. Matériels et Méthodes	24
2.1. Description de la zone d'étude	24
2.1.1. Plage Sidi Salem	25
2.1.2. Plage Rezgui Rachid	26
2.1.3. Plage Rizi Amor	26
2.1.4. Plage La Caroube	27
2.1.5. Plage Refes Zahouane	27
2.1.6. Plage Belvédère	28
2.1.7. Plage Ain Achir	28
2.2. Etude expérimentale	29
2.2.1. Technique de mesures des paramètres physicochimiques	29
2.2.2. Technique d'identification et de quantification des bactéries	29
2.2.2.1. Prélèvement et conservation	29
2.2.2.2. Analyse bactériologique	30
2.2.2.2.1. Recherche et dénombrement des coliformes et d'E. coli	30
2.2.2.2.1. Recherche et dénombrement des Entérocoques fécaux	31
2.3. Analyses statistiques	32
3. Résultats.	35
3.1. Analyses physico-chimiques	35
3.1.1. La Température	35

3.1.2. La Salinité	37
3.1.3. Le pH	39
3.1.4. L'Oxygène dissous.....	40
3.2. Analyses bactériologiques	43
3.2.1. Les Coliformes totaux	43
3.2.2. <i>Escherichia coli</i>	45
3.2.3. Entérocoque fécaux	47
3.3. Interaction entre paramètres physico-chimiques et bactériologiques	50
4. Discussion	58
Conclusion et perspectives	68
Références bibliographiques.....	73
Annexes.....	83
Annexes 1.....	83
Annexes 2.....	95
Annexes 3.....	96
Annexes 4.....	106

LISTE DES TABLEAUX

N°	Titre	page
1	Localisation des stations de relevage des eaux de la wilaya d'Annaba.	05
2	Représentations des rejets domestiques de la wilaya d'Annaba et de leurs milieux récepteurs.	06
3	Composition des rejets industriels et leur milieu récepteur.	18
I	Matrice de corrélation multiple de Pearson des 7 variables (4 paramètres physico-chimiques et 3 bactériologiques.	96
II	ANOVA CT/année	96
III	ANOVA EC/année	97
IV	ANOVA EF/année	97
V	ANOVA T°C/année	98
VI	ANOVA OD/année	98
VII	ANOVA pH/année	98
VII	ANOVA S/année	99
IX	ANOVA CT/station	99
X	ANOVA EC/station	100
XI	ANOVA EF/station	101
XII	ANOVA T°C/station	101
XIII	ANOVA OD/station	102
XIV	ANOVA pH/station	102
XV	ANOVA S/station	103
XVI	CT	103
XVII	EC	103
XVIII	EF	104

XIX	T°C	104
XX	OD	104
XXI	pH	104
XXII	S	104
XXII	Tables de Mac Grady (NPP)	105

LISTE DES FIGURES

N°	Titre	Page
1	Impacts cumulative de la pollution en méditerranée.	01
2	Carte montrant les densités des populations dans les régions côtières du bassin méditerranéen.	02
3	Activités de l'industrie pétrolière en mer Méditerranée.	03
4	Image satellite montrant la situation géographique de la station d'épuration-Annaba	07
5	Photographie de la maquette montrant les différentes files du traitement des eaux usées et des boues dans la STEP d'Annaba	08
6	Photographie montrant la station de relevage des eaux destinées à la STEP	09
7	Photographie montrant le débitmètre pour le comptage des eaux brutes à l'entrée	10
8	Photographie de 4 unités de dégrilleurs (a) pour l'élimination des gros déchets et leur sortie b.	11
9	Représentation du dessableur-déshuileur: bassin d'élimination du sable et des huiles des eaux usées.	12
10	Photographie montrant le bassin répartiteur d'eaux usées vers les bassins de traitement I ^{aire}	12
11	Photographie montrant un des bassins de décantation	13
12	Bassin de relevage permettant l'homogénéisation des eaux décantées	13
13	Photographies montrant a : les 2 compartiments anaérobie et aérobie du bassin de traitement biologique et b : la zone aérobie voire la formation des floc	14
14	Bassin dégazeur	15
15	Bassin clarificateur pour décantation II ^{aire}	16
16	Compteur des eaux traitées	16
17	Sortie des eaux traitées vers l'Oued Seybouse	17
18	Répartition des zones industrielles et PME dans la région d'Annaba	18
19	Carte montrant le réseau hydrographique dans la wilaya d'Annaba (Oued Seybouse, Lac Fetzara)	19
20	Représentation des points chauds de pollution sur le littoral méditerranéen. Noter que le bassin versant de la Seybouse qui se déverse dans la plaine d'Annaba (cercle rouge) est classé comme site critique de pollution	20
21	Image satellite montrant les positionnements des points de prélèvement dans les stations d'étude sur le golfe d'Annaba	25
22	Positionnement des sites de prélèvement 1 et 2 à plage Sidi Salem	25
23	Localisation des points de prélèvement St3 et St 4 plage Rezgui Rachid	26
24	Image satellitaire montrant la St. 5 et 6, plage Rizi Amor	26
25	Emplacement des St. 7 et 8 à la plage la Caroube	27
26	Positionnement de la St. 9 et 10, plage Refes Zehouane	27
27	Localisation de la St. 11 et 12 à la plage belvédère	28
28	Situation des St. 13 et 14 à plage Ain Achir	28
29	Représentation des variations annuelles des températures moyennes des eaux de surface du golf d'Annaba de 2009 à 2012.	35
30	Fluctuations spatiales des températures moyennes des eaux de surface dans les 7 stations du golf d'Annaba	36
31	Variation de la température avant (av) et après (ap) la mise en service de la STEP	36
32	Fluctuations annuelles des salinités moyennes des eaux du golf d'Annaba	37
33	Représentation des variations spatiales de la salinité moyenne des eaux de surface du golf d'Annaba	38

34	Évolution de la salinité avant et après la mise en service de la STEP	38
35	Variation annuelle des pH moyen des eaux du golfe d'Annaba	39
36	Les variations spatiales du pH moyen des eaux de surface du golf d'Annaba	40
37	Évolution du pH avant et après la mise en service de la STEP	40
38	Variations annuelles des concentrations moyennes d'OD dans les eaux du golfe d'Annaba	41
39	Variations spatiales des concentrations moyennes d'OD dans les eaux du golfe d'Annaba	42
40	Concentrations moyennes de l'OD avant et après la mise en service de la STEP	42
41	Variations annuelles des concentrations moyennes des CT dans les eaux du golfe d'Annaba	43
42	Variations spatiales des concentrations moyennes des CT dans les eaux du golfe d'Annaba	44
43	Degrés de contamination des eaux par les CT avant et après la mise en service de la STEP	45
44	Variations annuelles des concentrations d' <i>E. coli</i> dans les eaux du golfe d'Annaba	45
45	Variations spatiales des concentrations d'EC dans les eaux du golfe d'Annaba	46
46	Fluctuations des concentrations d'EC avant et après la mise en service de la STEP	47
47	Variations annuelles des concentrations moyennes d'EF dans 100 ml d'eau	48
48	Variations spatiales des concentrations moyennes d'EF dans 100 ml d'eau	49
49	Évolution d'EF avant et après la mise en service de la STEP	49
50	Matrice de corrélation de Pearson (Corrplot) obtenu entre CT, EC, EF, T, OD, pH et S mesurés dans les eaux de surface dans le Golfe d'Annaba	50
51	Graphique montrant les résultats de l'analyse en composantes principales combinée globale: variables explicatives; effet temps-station.	51
52	Cercle de corrélation entre la salinité (S), le pH, l'O ₂ disous (OD), les Entérocoques fécaux (EF), <i>Escherichia coli</i> (EC) et Coliformes Totaux (CT)	52
53	L'analyse en composantes principales combinée partielle	53
54	Cercle de corrélation des paramètres physico-chimiques	54
55	L'analyse en composantes principales combinée partielle des paramètres bactériologiques	55
56	Représentation du cercle de corrélation des paramètres bactériologiques	55
57	Représentation cartographique montrant la présence et le degré de contamination des 3 germes indicateurs de pollution fécale dans les eaux superficielles du golfe d'Annaba	61
58	Présentation cartographique des concentrations des EF dans les stations d'études	62
59	Présentation cartographique des concentrations des EC dans les stations d'études	63
60	Présentation cartographique des concentrations des CT dans les stations d'études	64

LISTE DES ACHRONYMES ET SYMBOLES

Symboles	Définitions
AFNOR	Normes Françaises.
EC	Escherichia coli.
CT	Coliforme Totaux.
EF	Entérocoques fécaux
DHWA	Direction de l'Hydraulique Wilaya d'Annaba.
DEWA	Direction de l'Environnement Wilaya d'Annaba.
DBO	Demande Biologique en Oxygène.
DCO	Demande Chimique en Oxygène.
EMMAL	Laboratoire d'Ecobiologie des Milieux Marins et Littoraux.
JORA	Journal Officiel d'Algérie.
MeHSIP	Elaboration of a Mediterranean Hot Spot Investment Programme.
NPP	Nombre le plus probable.
RAC/REMPEC	Régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution accidentelle.
St	Site de prélèvement (point de prélèvement).
S	Salinité.
SEMP	Service d'Epidémiologie et de Médecine préventive.
T°C	Température.
S. O. W. A	Site Officiel de la Wilaya d'Annaba.
SP	Station de Pompage.
SF	Station de Forage.
STEP	Station D'Epuration des eaux usées
VBNC	Bactérie Viable Non Cultivable
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
PAM	Plan d'Action pour la Méditerranée
MEDPOL	Programme sur la Pollution en Méditerranée
ONA	Office National d'Assainissement
ANDI	Agence Nationale de Développement de l'Investissement
MES	Matière En Suspension
PME	Petite et Moyenne Entreprise
ONAB	Office National des Aliments du Bétail
ENCG	Entreprise Nationale des Corps Gras
ENCC	Entreprise Nationale de Charpente et de Chaudronnerie
BCPL	Bouillon Lactosé au Pourpre de bromocrésol
VBL	Lactosé Bilié au Vert Brillant

Introduction

1. Introduction:

La Méditerranée est une des mers les plus appréciées au monde cette région comprend un vaste ensemble d'écosystèmes marins et côtiers qui offrent d'innombrables avantages à tous les habitants du littoral. Il s'agit notamment des lagunes d'eau saumâtre, d'estuaires ou des zones de transition, des plaines côtières, des zones humides, des côtes rocheuses et des zones littorales, des herbiers, des communautés coralligènes, des systèmes frontaux et des remontées d'eau riches en éléments nutritifs (upwellings), des guyots ou monts sous-marins et des systèmes pélagiques (PNUE/PAM, 2012).

Si l'état de l'environnement marin et côtier méditerranéen varie d'un endroit à l'autre, toute la zone Méditerranéenne est soumise aux multiples pressions qui agissent simultanément et dans bien des cas de manière chronique dont 80 % sont d'origine terrestre (fig. 1) (Halpern et *al.*, 2008)

Pour cela, la mer Méditerranée est l'une des mers les plus scrupuleusement surveillées et les mieux étudiées.

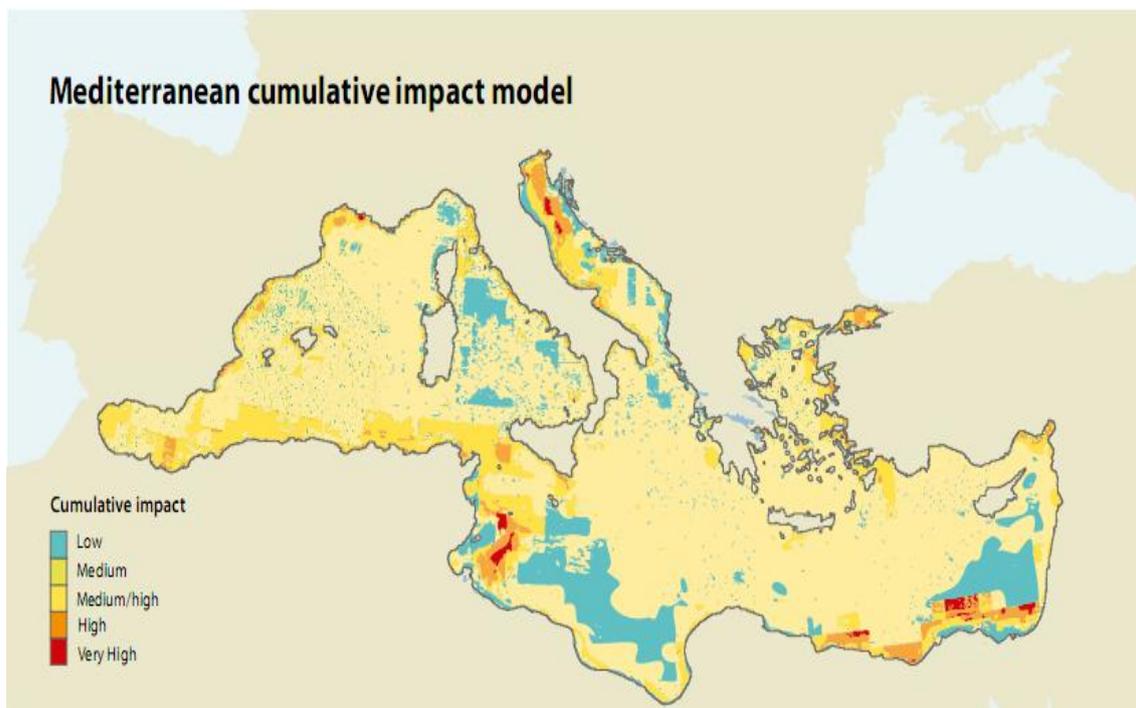


Figure 1. Carte représentant une modélisation des impacts cumulés de la pollution en méditerranée. (National Center for Ecological Analysis and Synthesis 2011).

La Méditerranée occupe un bassin d'environ $2,6 \cdot 10^6$ km², son littoral est long de 46 000 km et son bassin fait 3 800 km d'Est en Ouest et de 900 km du Nord au Sud, à son maximum entre la France et l'Algérie.

Vingt et un pays entourent cette mer avec une population globale qui est passée de $276 \cdot 10^6$ en 1970 à $412 \cdot 10^6$ en 2000 soit un accroissement annuel moyen de 1,35% pour atteindre $466 \cdot 10^6$ en 2010 (fig. 2) et $529 \cdot 10^6$ en 2025.

Plus de la moitié de la population vit sur le littoral méditerranéen et cette proportion devrait se hisser aux 3/4 d'ici 2025 (PNUE/PAM/MED POL, 2005).

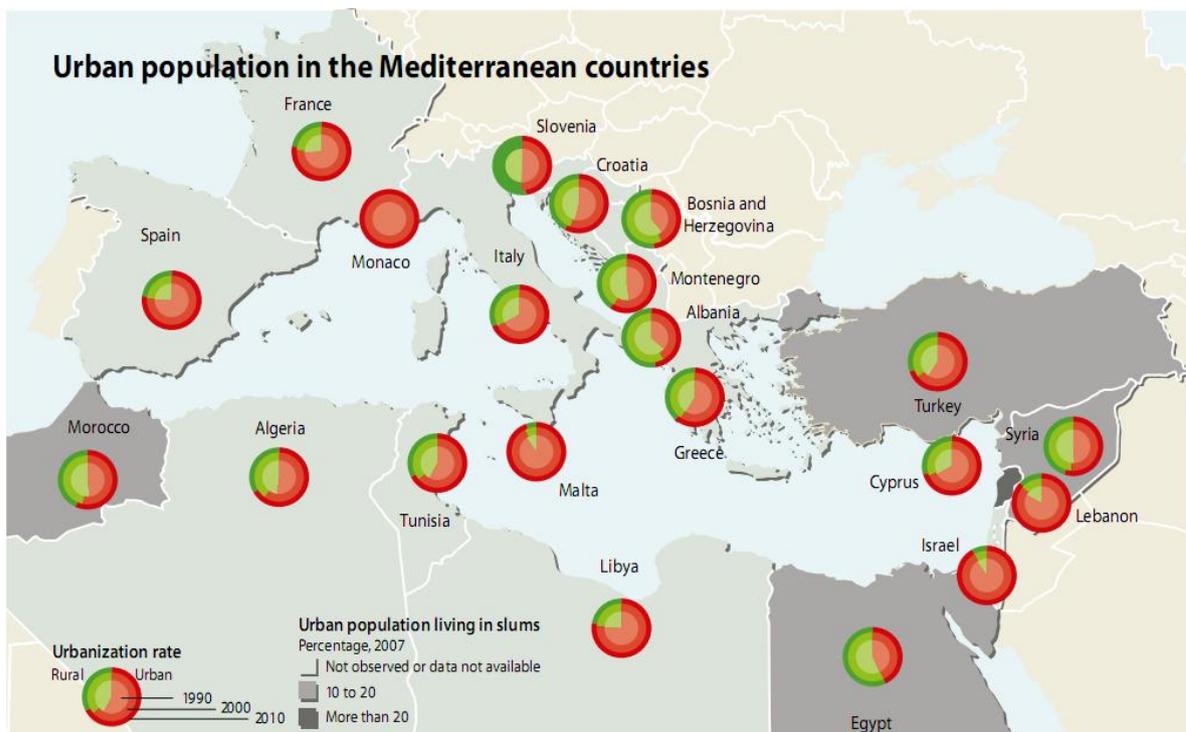


Figure 2. Carte montrant les densités des populations dans les régions côtières du bassin méditerranéen. (UNDESA, 2011)

Plus de la moitié des agglomérations urbaines méditerranéennes de plus de 100 000 habitants ne disposent pas de stations d'épuration de leurs eaux résiduaires, 60 % d'entre elles déversent directement leurs eaux usées dans la mer.

Plus de 80 % des décharges des pays de la Méditerranée méridionale et orientale ne sont pas contrôlées. Le milieu marin méditerranéen est particulièrement exposé au déversement de déchets agricoles, de particules en suspension dans l'air et d'eaux de

ruissellement chargées d'agents pathogènes, de métaux lourds, de matières organiques polluantes, d'huiles et de substances radioactives (MeHSIP, 2008).

L'urbanisation rapide combinée au développement progressif d'une forme de tourisme non durable le long des côtes méditerranéennes s'est traduit par de graves problèmes environnementaux et sanitaires. La pollution induite par les activités industrielles, le transport maritime, avec le passage de 30% du trafic maritime mondial (fig. 3) (Bousquet, 2003; Gallini, 2008) et les activités domestiques avec des rejets en mer estimés à 6.10^5 tonnes/an, soit l'équivalent de 30 catastrophes de type "Erika"(Gallini, 2008), la disparition d'espaces vierges et la destruction des écosystèmes côtiers par des projets immobiliers ont aussi contribué à cette dégradation (MeHSIP, 2008).

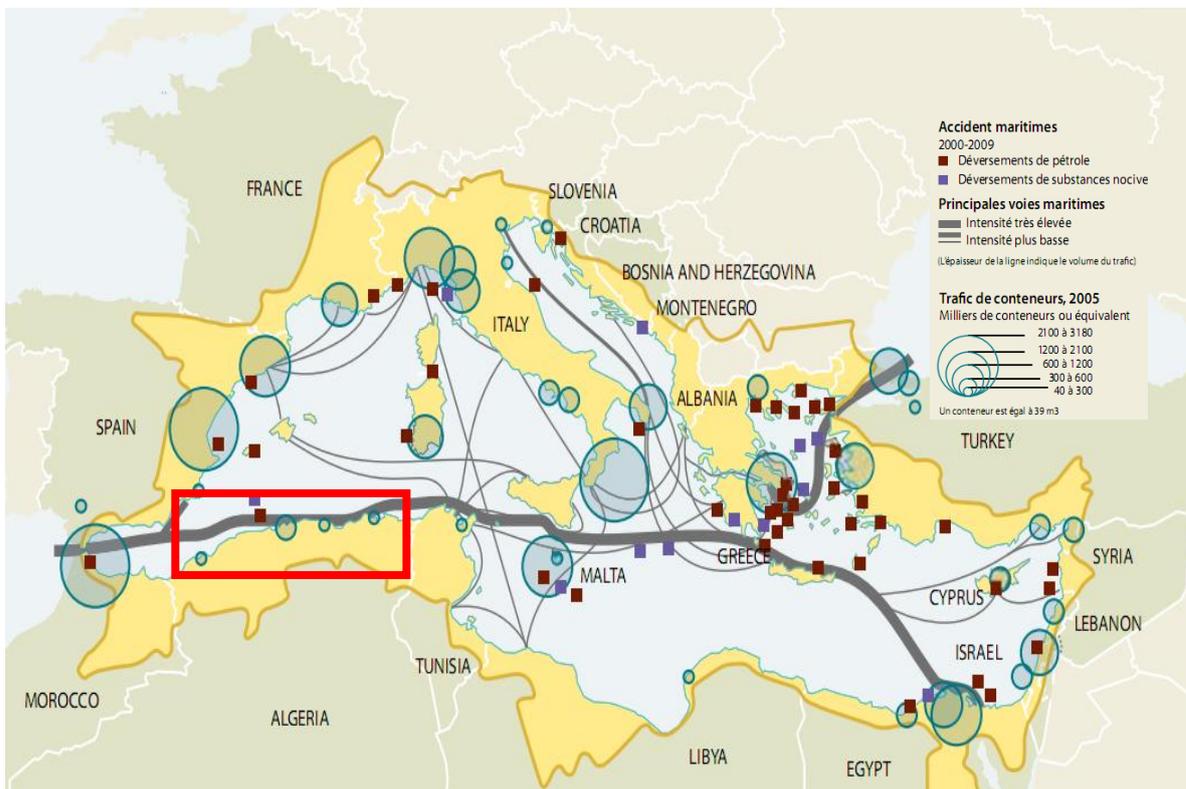


Figure 3. Représentation des activités du transport maritime et de l'industrie pétrolière en mer Méditerranée. Noter le trafic sur les côtes Algériennes (rectangle rouge). (REMPEC; Beilstein M.; Bournay E., Environnement et sécurité en Méditerranée: désertification, ENVSEC, 2009, modifiée).

Le littoral Algérien avec une façade maritime longue de 1200 Km alterne rivages rocheux, plages sablonneuses et zones humides. Toutefois, il est caractérisé par une concentration de la population et des activités.

Le rôle des industries dans l'essor de l'économie Algérienne est incontournable, cependant, ces dernières s'accaparent les meilleurs sites littoraux et se développent au détriment des autres usages liés à la mer. Elles comportent des risques réels pour les agglomérations limitrophes et pour le milieu marins (Kacemi, 2006).

Annaba, 3^{ème} ville côtière d'Algérie, subit les mêmes problèmes environnementaux que connaît le reste du littoral Algérien. Elle est exposée aux risques des différents types de pollutions d'origine anthropique. Située à l'Est du pays, cette wilaya s'étend sur 1412 Km² ouverte sur le littoral méditerranéen sur 80 Km. Elle comptait à la fin 2013 une population de l'ordre de 643.640 habitants pour une densité moyenne de 462 hab./Km² (ANDI, 2014) réparti sur 6 daïras:

- Annaba, El bouni, El hadjar, Chetaibi, Ain el berda et Berrahal, composées de 12 communes dont 5 urbaines:

- Annaba, El Bouni, El hadjar, Sidi Ammar, Berrahal, Seraïdi, Ain Berda, Cheurfa, El Eulma, Oued Elaneb, Treat, Chétaïbi avec 85% de la population concentrée essentiellement à Annaba, El Bouni, El Hadjar, Sidi Ammar et Berrahal (ANDI, 2014) ces communes comportent en même temps les zones industrielles les plus importantes de la wilaya. Qui dit population, dit rejets domestiques, eaux usées et pour l'évacuation de ces derniers la wilaya d'Annaba dispose de 31 stations de relevage d'eaux usées et pluviales réparti comme suit (tab. 1):

- 14 dans la ville d'Annaba
- 11 à El Bouni
- 4 à El hadjar
- 1 à Chetaibi
- et 1 à Oued El aneb (DHWA, 2008).

Environ 11.10^4 m³/j d'eaux usées sont collectées selon une enquête réalisée en 2006 par le ministère des ressources en eaux, 83600 m³/j seulement passent par la station de traitement des eaux usées de Laalalik, car seules les daïra d'Annaba et El Bouni sont raccordées à cette station (tab. 2). En attendant de compléter le raccordement des autres

communes, le reste des eaux est déversé sans aucun traitement dans les Oueds puis à la mer.

Tableau 1. Localisation des stations de relevage des eaux de la wilaya d'Annaba (DHWA, 2008). SP: Station de pompage, SF: Station de forage.

N°	Station de relevage	Localisation	Nature du rejet
1	Cap de garde	Annaba	Eaux usées
2	Ain achir	Annaba	Eaux usées
3	Belvédère	Annaba	Eaux usées
4	Refes zahouane	Annaba	Eaux usées
5	La Caroube	Annaba	Eaux usées
6	Rizi amor (SP4)	Annaba	Eaux usées
7	Levée de l'aurore (cité enasr)	Annaba	Eaux usées
8	Ancien gare (SP2)	Annaba	Eaux usées + pluviales
9	Sidi brahim (SP1)	Annaba	Eaux usées + pluviales
10	Bouzerad hocine (SP7)	Annaba	Eaux usées
11	Elisa (SP3)	Annaba	Eaux usées+ pluviales
12	Plaine ouest 1 (SF1)	Annaba	Eaux usées
13	Plaine ouest 2 (SF2)	Annaba	Eaux usées
14	Cité Rym	Annaba	Eaux usées
15	El bouni	El bouni	Eaux usées
16	Allalik	El bouni	Eaux usées
17	Gharbi issa	El bouni	Eaux usées
18	Sidi salem (2)	El bouni	Eaux usées
19	boukimir	El bouni	Eaux usées
20	Boukhadra (5)	El bouni	Eaux usées
21	El hadjar (4)	El hadjar	Eaux usées
22	Chetaibi	Chetaibi	Eaux usées
23	Oued el aneb	Oued el aneb	Eaux usées

Tableau 2. Représentations des rejets domestiques de la wilaya d'Annaba (W.A) et de leurs milieux récepteurs.

Agglomérations W.A	Milieux récepteurs
Sidi amar	Oued meboudja vers Oued Seybouse puis la mer
El hadjar	Oued meboudja vers Oued Seybouse puis la mer
El bouni	Les rejets passent par la station d'épuration pour le traitement, ensuite déversé dans l'oued Seybouse.
Annaba ville	Les rejets passent par la station d'épuration pour le traitement, ensuite déversé dans l'oued Seybouse.

La station de traitement des eaux usées est située à une dizaine de km au Sud-Est de la ville d'Annaba, opérationnelle depuis 2010 avec une capacité de 683.000 équivalents habitants (fig. 4). La réalisation de cette station d'épuration fait partie du plan d'action national de réduction de la pollution marine due à des activités menées à terre, depuis 2002 avec la promulgation d'une série de textes juridiques, notamment la loi littorale, la loi sur les déchets et la loi sur l'environnement dans le cadre du développement durable.



Figure 4. Image satellite montrant la situation géographique de la station d'épuration (carré rouge) - Annaba. (Google earth 2009 modifié).
Echelle: 1 cm = 707 m



Figure 5. Photographie de la maquette montrant les différentes files du traitement des eaux usées et des boues dans la STEP d'Annaba (ONA Annaba).

01 Débitmètre (compteur des eaux), 02 l'entrée des eaux usées vers le pré traitement, 03 unité du pré traitement, 04 bassin répartiteur, 05 bassins de décantation, 06 bassin de relevage, 07 bassins de traitement biologique, 08 bassins clarificateurs, 09 sortie des eaux, 10 bassins de déshydratation de boues, 11 unité de traitement de boues, 12 lits de séchage de boue (non exploités), 13 administration et laboratoire, 14 gazomètre (non exploité).

→ Cheminement du traitement de l'eau → cheminement du traitement de la boue.

Le traitement des eaux dans cette station se fait par boue activée, cette technique d'épuration biologique consiste en un réacteur biologique aérobie, où les microorganismes flottent librement dans un liquide aéré, sous forme de petits amas appelés BIOFLOCS (Degremont, 2005).

Avant de procéder au traitement des eaux usées, ces dernières sont collectées dans la station de relevage de la STEP (fig. 6), après elles passent par le débitmètre qui permet de mesurer le volume d'eau à l'entrée (figs. 5 et 7).



Figure 6. Photographie montrant la station de relevage des eaux destinées de la STEP.



Figure 7. Photographie montrant le débitmètre pour le comptage des eaux brutes à l'entrée.

Le traitement des eaux usées passe par **3** étapes:

- **Le prétraitement** des eaux résiduaires urbaines vise à protéger le relèvement des eaux brutes et plus généralement à éliminer tout ce qui pourrait gêner les traitements ultérieurs. Suivant la qualité de l'eau à traiter, plusieurs opérations peuvent être nécessaires, parmi ces dernières:

Le dégrillage qui permet de: protéger les ouvrages en aval contre l'arrivée de gros objets susceptibles de provoquer des obstructions dans les canalisations de liaison et dans les différentes unités des installations, il sépare les matières volumineuses charriées par l'eau brute venue de la station de relevage, en vue de les évacuer (Dégremont, 2005)

Dans la station d'Annaba, il existe 4 dégrilleurs fins en tête du prétraitement ils assurent l'élimination des déchets solides en provenance de l'effluent entrant (figs. 5, 8a et b).



Figure 8. Photographie de 4 unités de dégrilleurs (a) pour l'élimination des gros déchets et leur sortie (b).

Le dessablage, qui a pour but d'extraire des eaux brutes les graviers, sables et particules minérales plus ou moins fines, de façon à éviter leurs dépôts dans les canaux et conduits et à protéger les pompes et autres appareils contre l'abrasion (Miquel M.G., 2003).

On distingue 3 files (ouvrages) de dessablage et déshuilage, permettant la décantation des résidus les plus denses et la flottation des déchets les plus légers, éliminant les sables, les graisses et les huiles qui seront évacués par la suite vers l'unité de traitement des boues (figs. 5 et 9).

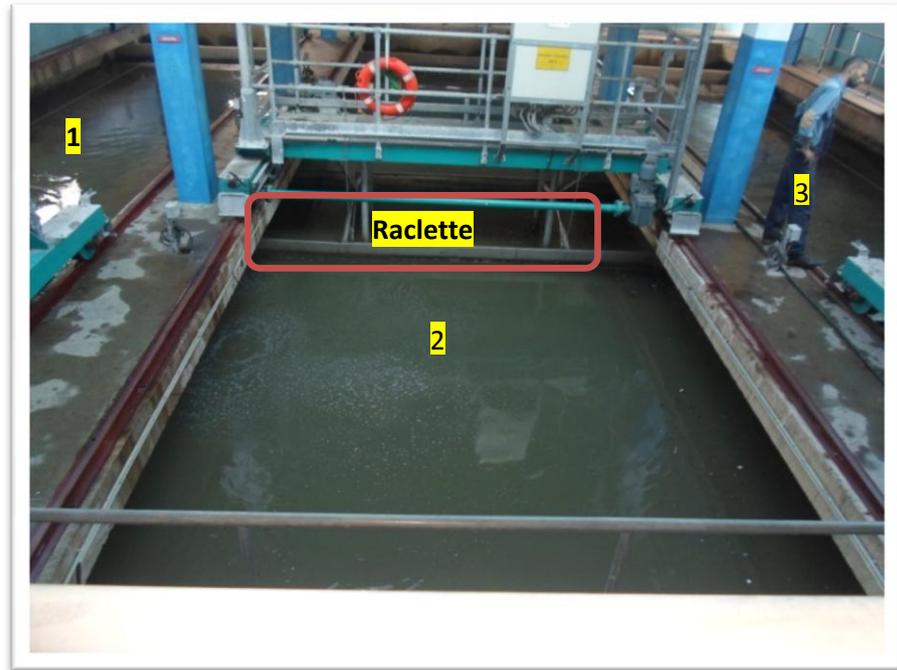


Figure 9. Représentation du dessableur-déshuileur: bassin d'élimination du sable et des huiles des eaux usées.

Juste après, les eaux usées sont acheminées vers les bassins de décantation primaire via le bassin répartiteur (fig. 10).



Figure 10. Photographie montrant le bassin répartiteur d'eaux usées vers les bassins de traitement I^{aire}

- **traitement primaire (décantation – flottation)** les eaux usées réparties sur 2 files de décantation assurant la séparation des éléments liquides et des éléments solides sous l'effet de la pesanteur grâce à une vitesse de décantation de 1,3 m/h (figs. 5, 11). Les matières solides se déposent au fond d'un ouvrage appelé décanteur pour former les boues primaires. Ce traitement élimine 50 à 55 % des matières en suspension (MES) et réduit d'environ 30 % la DBO et la DCO (Degremont, 2005).



Figure 11. Photographie montrant un des bassins de décantation

Toutes les eaux décantées passent par le poste de relèvement intermédiaire pour homogénéisation, ainsi que les boues recirculées et pompées vers les différentes files de traitement biologique (fig. 12).



Figure 12. Bassin de relevage permettant l'homogénéisation des eaux décantées.

- **Le traitement secondaire** correspond au traitement biologique il s'agit d'un système d'épuration aérobie, c'est-à-dire nécessitant un apport d'O₂. La culture bactérienne est maintenue dans un bassin aéré et brassé. Les matières organiques contenues dans l'eau se transforment en carbone sous forme de CO₂ sous l'action des bactéries. Les résidus ainsi formés, contenant ce stock de bactéries, sont appelés «boues» (Miquel M. G., 2003).

Dans le cas de la STEP d'Annaba, chacun des 3 bassins biologiques comporte 2 zones bien séparées:

- 1- Une zone anaérobie
- 2- Un chenal périphérique (zone aérée) (fig. 13), dans lequel s'élimine le carbone, l'azote et le phosphore.

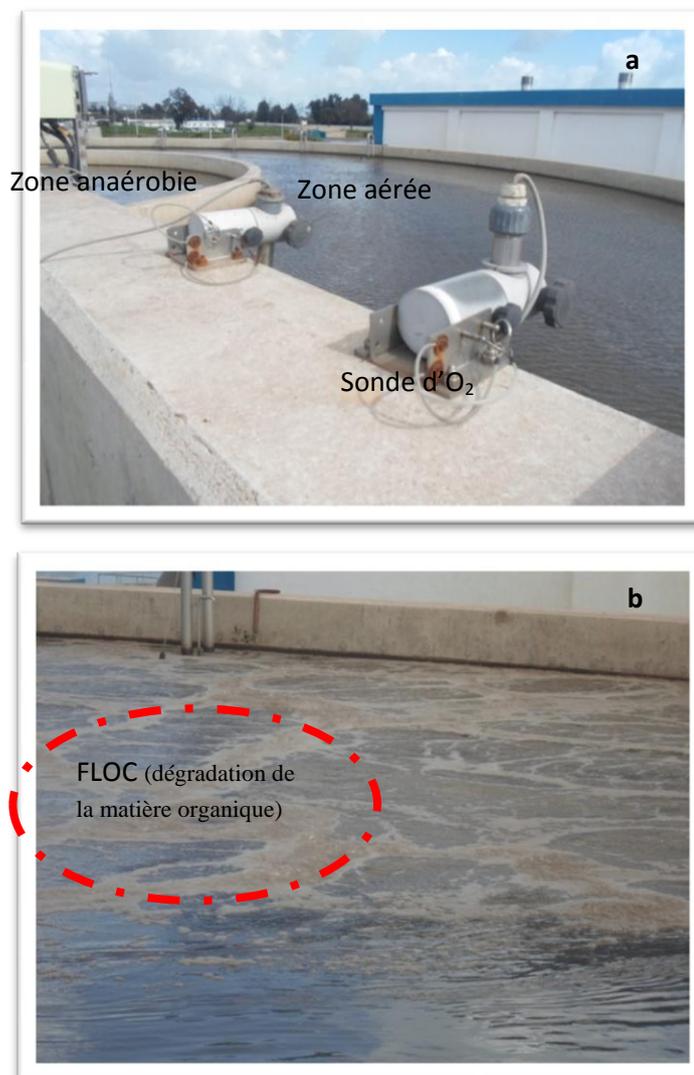


Figure 13. Photographies montrant **a**: les 2 compartiments anaérobie et aérobie du bassin de traitement biologique et **b**: la zone aérobie comportant la formation des floc.

Les eaux passent ensuite par des bassins dégazeurs pour l'élimination des microbulles d'air (fig. 14). Ces ouvrages évitent le départ des MES dans les eaux traitées aux clarificateurs.



Figure 14. Photographie montrant le bassin dégazeur et ses structures.

La Clarification ou décantation secondaire. Cette opération assure la séparation des boues de l'eau traitée, elle permet d'améliorer la qualité de l'eau épurée en vue de son rejet dans le milieu naturel ou de sa réutilisation. La technique utilisée dans la station est la clarification par décantation (fig. 15), appelée aussi décantation secondaire. Six files ou bassins assurent cette fonction avant le rejet vers le milieu récepteur (voir fig. 5), les boues sont alors soit envoyées dans une unité de traitement spécifique pour déshydratation (voir fig. 5), en vue de leur épandage agricole ou de leur élimination, soit réinjectées en partie dans le bassin d'aération. On désigne cette opération de «recirculation des boues» (Degremont, 2005).

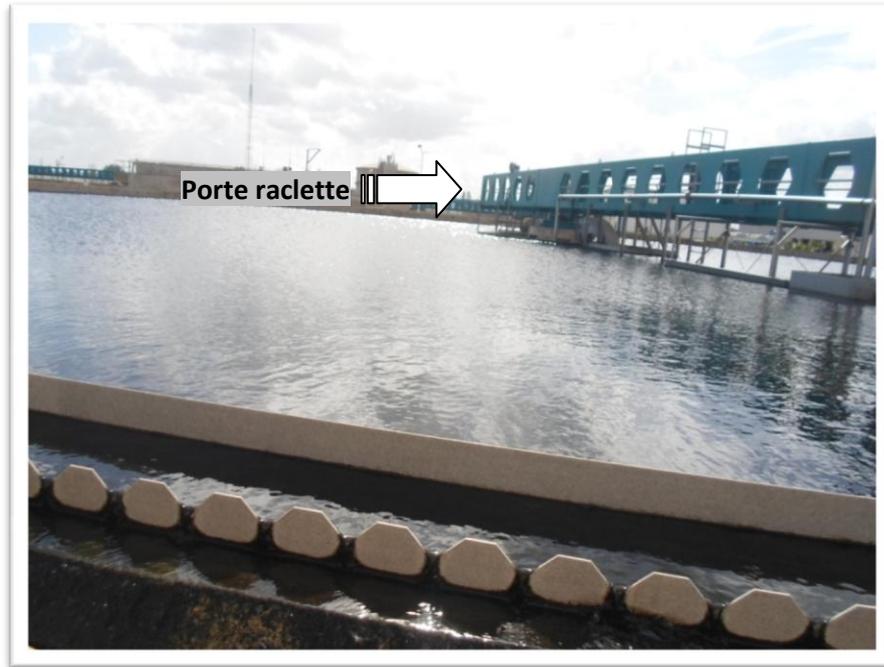


Figure 15. Vue d'ensemble du bassin clarificateur pour décantation II^{aire}

Après traitement les eaux épurées passent par un compteur qui mesure le volume d'eau traitée (fig. 16), pour être évacué vers le milieu récepteur qui n'est autre que l'oued Seybouse (fig. 17). Le traitement tertiaire n'est pas encore fonctionnel à la STEP d'Annaba, la digestion des boues et la production de biogaz non plus.



Figure 16. Compteur des eaux traitées



Figure 17. Photographie montrant le secteur où s'effectue la sortie des eaux traitées pour aller vers l'Oued Seybouse.

La wilaya d'Annaba abrite un important pôle industriel avec:

- le complexe sidérurgique d'El hadjar: Arcelor mittal.
- le complexe phosphatier de la Seybouse: Asmidal
- le complexe métallurgique de l'Alleligue: Ferroviol
- usine d'assemblage d'ordinateur portable: Zala
- Prés de 10.510 PME dans la région d'Annaba (fig. 18), on compte environ 153 dans le domaine de la sidérurgie, la métallurgie, la mécanique et l'électricité; 750 PME dans l'agriculture et la pêche et bien d'autres dans différents secteurs. Ces zones industrielles occupent près de 400 ha à proximité de la mer, ou d'Oueds qui servent de réceptacles à leurs déchets et effluents sans traitement ni épuration quelconque (tab. 3) (ANDI, 2014).

Tableau 3. Composition des rejets industriels et leur milieu récepteur DEWA (2002).

Entreprise	Composition des rejets	Milieus récepteurs
Orelait-Laiterie	Lactosérum + eau résiduaire	Oued Seybouse vers la mer.
ONAB	NH ₄ ⁺ , Bactéries, déchets	Oued Seybouse vers la mer.
Ferrovial	Les métaux, Cd ²⁺	Oued Seybouse vers la mer
ENCG	Eaux usées domestiques et industrielles	La mer
Arcelor Mital	Phénols, ammoniac, métaux ferreux, huiles.	Oued Meboudja vers Oued Seybouse puis la mer
ENCC	Eaux de refroidissements	Oued Seybouse vers la mer
Asmidal	Eaux de process, eaux de refroidissement	La mer

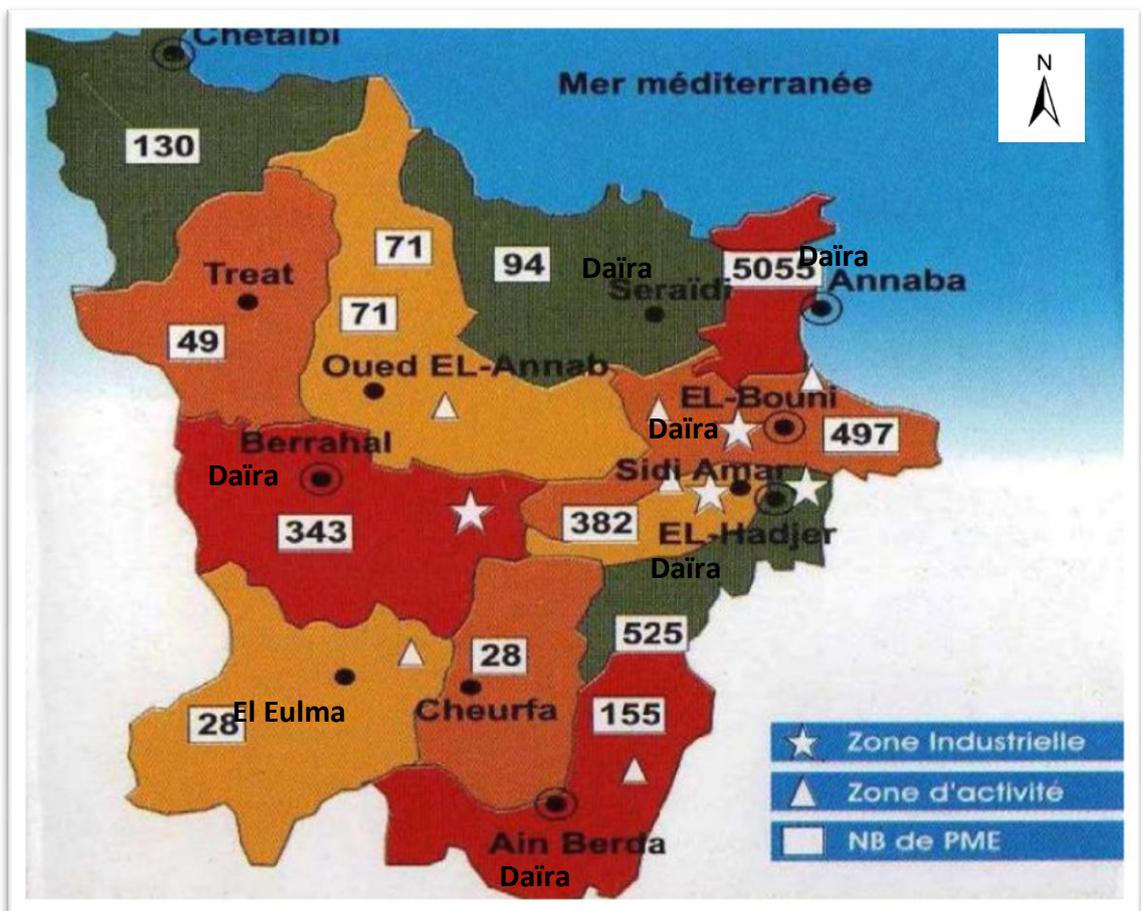


Figure 18. Représentation cartographique de la répartition des zones industrielles et PME dans la région d'Annaba (ANDI, 2014).

La wilaya d'Annaba possède un lac, le Fetzara qui couvre 6600 ha, Oued meboudja, collecteur des eaux du lac Fetzara et le réceptacle d'effluents de plusieurs industries, c'est le dernier effluent de l'oued Seybouse (fig. 19). Ce dernier draine un vaste bassin versant de 6471 Km² et coule sur une distance de 240 Km couvrant 68 communes dans 7 wilayates: Annaba, El Taref, Skikda, Constantine, Oum El Bouaghi, Guelma et Souk Ahras.

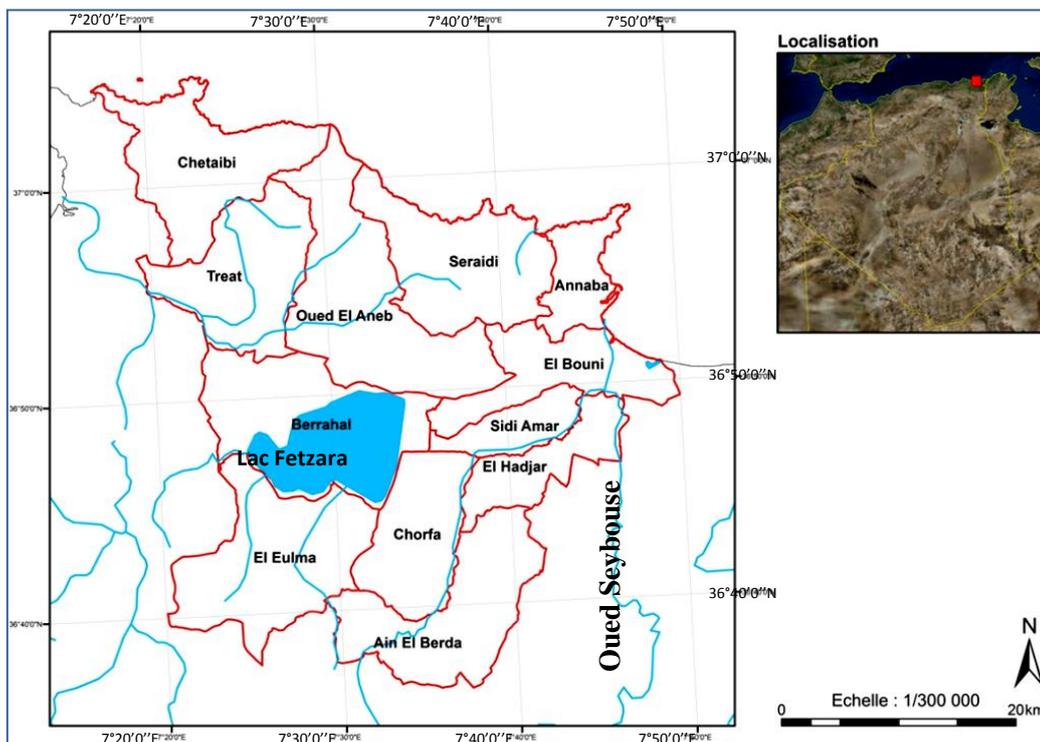


Figure 19. Carte montrant le réseau hydrographique dans la wilaya d'Annaba (Oued Seybouse, Lac Fetzara).

Les eaux de l'Oued Seybouse représentent une source de vie fondamentale dans la région. Elles sont utilisées à des fins domestiques, industrielles et agricoles. Malheureusement le bassin de la Seybouse est confronté aux pollutions urbaine, industrielle et agricole. Cette pollution émane des différentes villes, usines et zones agricoles situées sur ses 2 rives. La pollution atteint un degré élevé avec $4,5 \cdot 10^6$ m³ d'eaux usées infectées rejetées dans la rivière (Kharraz, 2008), ce qui a fait de son embouchure à la cité Sidi Salem (fig. 20) un véritable vivier de nuisances, surtout lorsqu'on sait que les résidus vont à la mer sans être épuré, pour se propager ensuite le long du littoral d'Annaba (fig. 21), cette importante pollution a des conséquences néfastes aussi bien sur la faune et la flore marines que sur l'homme.

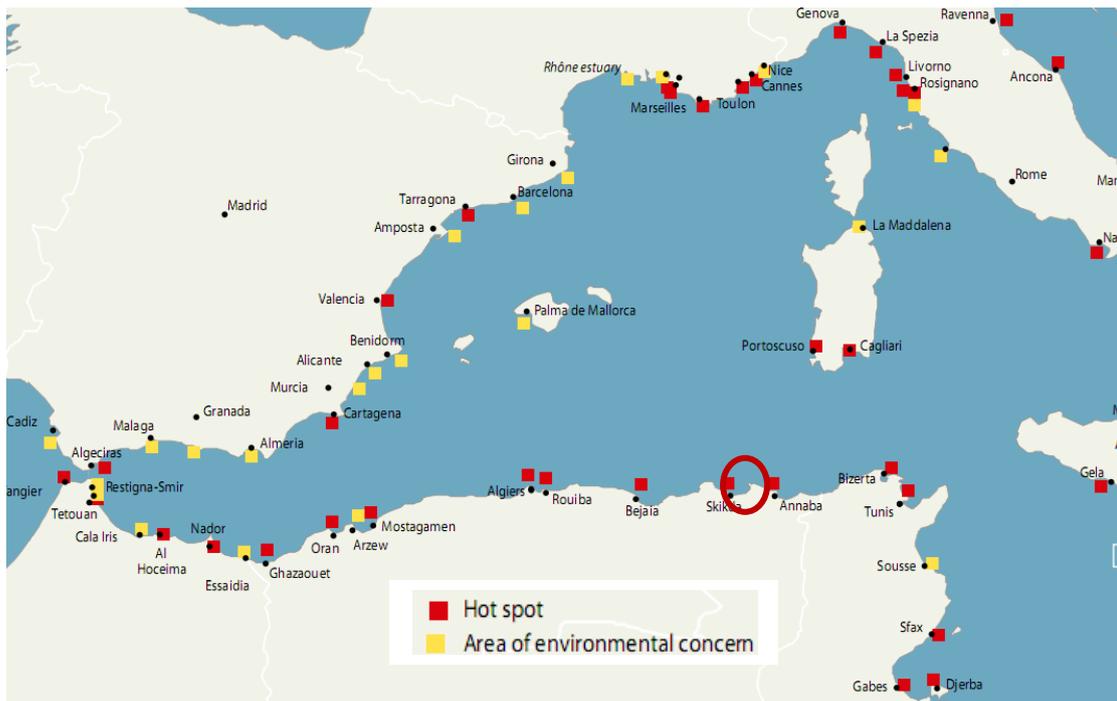


Figure 20. Représentation des points chauds de pollution sur le littoral méditerranéen. Noter que le bassin versant de la Seybouse qui se déverse dans la plaine d'Annaba (cercle rouge) est classé comme site critique de pollution (Source: EEA and UNEP, Priority issues in the Mediterranean environment, 2006).

Annaba dispose de nombreuses infrastructures touristiques avec 43 hôtels dont 13 classés, 60 en voie d'achèvement et 20 restaurants classés, situés en majorité en bord de mer, sa corniche et sa côte offrent les meilleures opportunités au tourisme balnéaire (S.O.W.A, 2012), qui attire chaque année entre 4 et $5 \cdot 10^6$ touristes.

La qualité des eaux du littoral dépend des rejets des activités des bassins versants et de ceux du littoral (industriels, urbains, agricoles et pluviaux), elle est également directement influencée par les rejets des activités maritimes. La surveillance de la qualité du milieu marin s'inscrit dans un processus de gestion environnementale selon le schéma classique: pression- état - réponse. Les pressions sur le milieu sont multiples et différents paramètres peuvent être quantifiés ou observés pour rendre comptes des effets de ces pressions sur l'écosystème (Beliaeff et *al.*, 2011; Marchand, 2013).

L'état du milieu est apprécié à l'aide d'indicateurs dont la sélection doit prendre en compte les qualités de pertinence vis-à-vis de l'objectif recherché, d'efficacité et de faisabilité technique et financière pour sa mise en œuvre (Beliaeff et Pelletier, 2011; Marchand, 2013). Ces indicateurs sont complémentaires les uns des autres, nous citerons:

- Les indicateurs quantitatifs basés sur la pluviométrie, l'hydrométrie et la piézométrie.

- Les indicateurs de la qualité des eaux portant sur un grand nombre de paramètres comme:

Paramètres physico-chimiques qui permettent de disposer d'informations numériques sur la concentration d'éléments dans l'eau, ces derniers suivis vont de simples mesures physiques comme la température à la recherche de molécules très spécifiques tels que les pesticides nécessitant des investigations poussées, en passant par des quantifications de paramètres plus descripteurs de l'état d'atteinte des eaux par des polluants comme la DBO, DCO, azote, phosphore...

Paramètres bactériologiques qui informent sur l'état de contamination des eaux par des germes pathogènes.

Paramètres biologiques qui permettent de connaître l'état des eaux à partir de la qualité du milieu vivant animal et végétal qui s'y trouve: abondance, diversité et sensibilité aux polluants.

Indicateurs sur l'état géomorphologique du milieu aquatique, ils permettent d'apprécier l'état physique du milieu aquatique comme le profil, stabilité des berges, équilibre dynamique...

Tous ces paramètres peuvent être exploités pour permettre d'apprécier la qualité des eaux. Ainsi, dans le cadre de ses actions de prévention, le laboratoire d'Ecobiologie des Milieux Marins et Littoraux (EMMAL) de l'Université d'Annaba s'associe au service d'Epidémiologie et de Médecine Préventive (SEMP) de l'Etablissement Public de Santé de Proximité (EPSP) Annaba et l'observatoire National de l'Environnement et du Développement Durable (ONEDD) de la wilaya d'Annaba pour organiser la surveillance sanitaire des zones de baignade de la ville. Cette surveillance est exercée en application du décret exécutif n° 93-164 juillet 1993, elle s'articule sur 3 axes: la mise en œuvre du contrôle de la qualité des eaux, la visite des lieux de baignade et la recherche d'éventuelles causes de pollution.

Nous nous sommes intéressés dans cette approche à l'étude de l'impact anthropique sur la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux littorales d'Annaba. La longueur du littoral d'Annaba est d'environ 80 Km, la zone d'étude commence à Sidi Salem à l'Est jusqu'à Ain Achir à l'Ouest elle a été subdivisée en 3 secteurs:

- secteur Est: comprenant 1 plage: Sidi Salem.
- secteur Centre: avec Rezgui rachid (ex.St Cloud), Rizi Amor (ex. Chapuis) et La Caroube
- secteur Ouest: avec Refes Zahouene (ex. Toche), Belvédère et Ain Achir.

Cette étude étalée sur 4 années (Janvier 2009 à Décembre 2012), est une continuité des travaux réalisés sur la côte Est Algérienne par Gharssallah, 2002; Grimes, 2003; Gueddah, 2003; Ayada, 2003; Djebar et *al.*, 2006 et 2007; Chaouèche, 2006 et Hidouci, a et b 2008; 2009).

Le tapuscrit s'articule autour de 4 parties:

La 1^{ère} partie introduit le travail, elle donne un aperçu général sur la pollution marine en méditerranée, ainsi que la présentation des caractéristiques de la région d'étude.

La 2^{ème} comporte les matériel et méthodes en décrivant la stratégie expérimentale du travail.

La 3^{ème} partie, regroupe l'ensemble des résultats physico-chimiques et bactériologiques.

Enfin, la 4^{ème} correspond à la discussion, la conclusion et à la proposition de perspectives d'avenir concernant le suivi de la pollution marine dans la région d'Annaba et les moyens à mettre en place pour y remédier.

Matériels et Méthodes

2. Matériel et méthodes:

L'appréciation de la qualité des eaux superficielles a été déterminée par la mesure de 7 paramètres 4 physicochimiques:

- température,
- salinité,
- pH et
- O₂ dissous

et 3 microbiologiques:

- Entérocoques fécaux,
- Escherichia coli et
- Coliformes totaux.

Les prélèvements et mesures ont été effectués mensuellement entre Janvier 2009 et Décembre 2012, dans 7 stations choisies pour leurs proximités des rejets urbains, industriels et embouchures d'oueds à raison de 2 sites / station.

2.1 . Description de la zone d'étude:

Le golfe d'Annaba est situé à l'Est Algérien entre le Cap Rosa (8° 15'LE et 36° 50' LN) à l'Est et le Cap de Garde (7° 16' LE et 36° 58') à l'Ouest. Nous nous sommes intéressé aux 7 principales plages de baignade on a d'Est en Ouest (Fig. 21):

St. 1 et 2: Sidi Salem,

St. 3 et 4: Rezgui rachid (ex. Saint cloud),

St. 5 et 6: Rizzi amor (ex. Chapuis),

St. 7 et 8: la Caroube,

St. 9 et 10: Refes zahouane (ex. Toche),

St. 11 et 12: Belvédère et

St. 13 et 14: Ain achir.

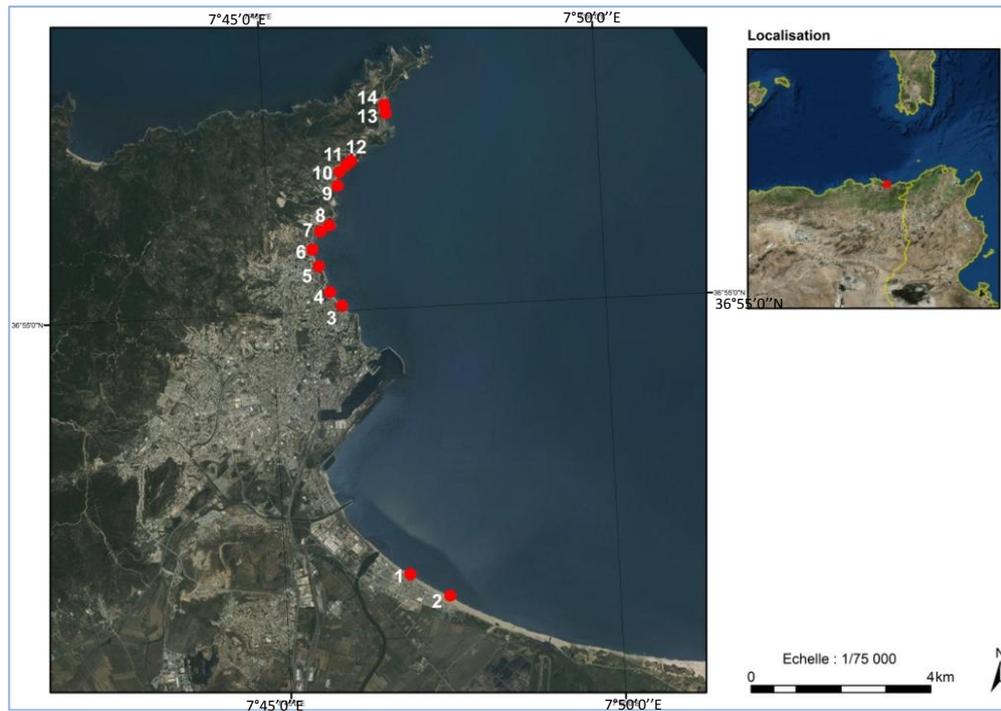


Figure 21. Images satellites montrant la situation de la ville d'Annaba et les positionnements des points de prélèvement dans les stations d'étude sur le golfe d'Annaba (ArcGis version 10.0, 2010).

2.1.1. Plage Sidi Salem (St. 1 et 2): Etalé sur environ 450 m, cette station se situe à l'Est de la ville d'Annaba dans la commune d'El Bouni entre les oueds Seybouse et Mafrague. Cette zone initialement industrielle s'est vue transformée depuis 1995 en cité urbaine avec une population de plus de 30.400 habitants, cette plage est autorisée à la baignade même si elle reste peu fréquentée (fig. 22).

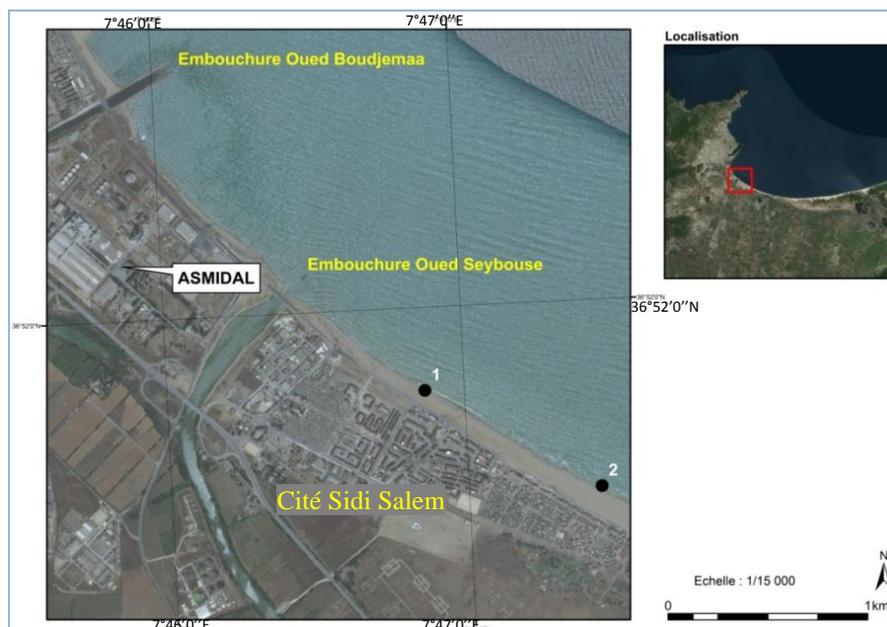


Figure 22. Positionnement de la station sidi Salem et des sites de prélèvement 1 et 2 (ArcGis version 10.0, 2010).

2.1.2. Plage Rezgui rachid (St. 3 et 4): Ex. Saint Cloud cette plage fait partie de la zone côtière centre d'environ 700 m de long, elle reçoit les rejets urbains des quartiers centres et Ouest d'Annaba ainsi que les eaux de pluie (fig. 23).

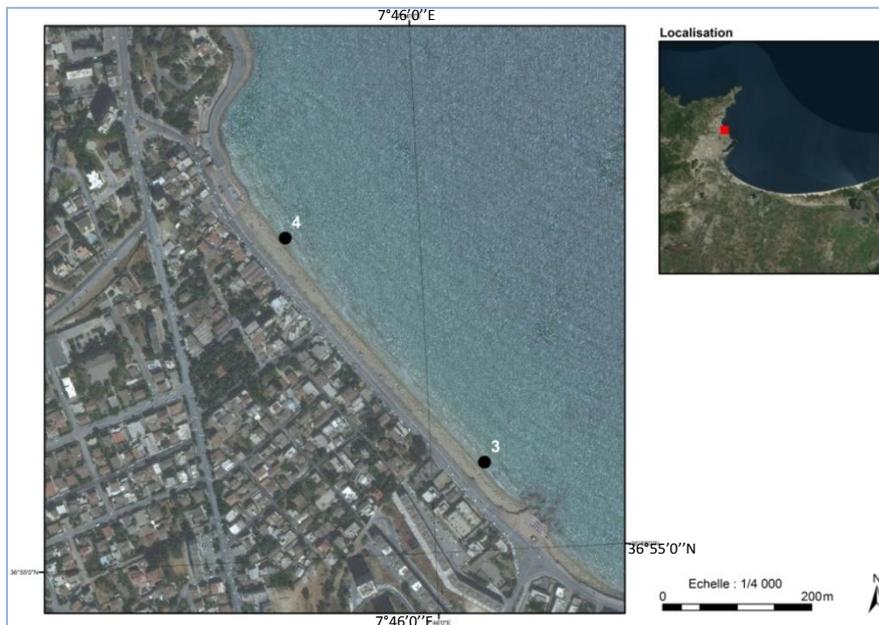


Figure 23. Localisation des points de prélèvement St 3 et St 4 plage Rezgui Rachid (ArcGis version 10.0, 2010).

2.1.3. Plage Rizi amor (St. 5 et 6): Ex. Chapuis se situe à l'Ouest de la ville d'Annaba, d'une longueur de 800 m, elle recueille les rejets urbains des quartiers Ouest d'Annaba et les eaux de pluie.

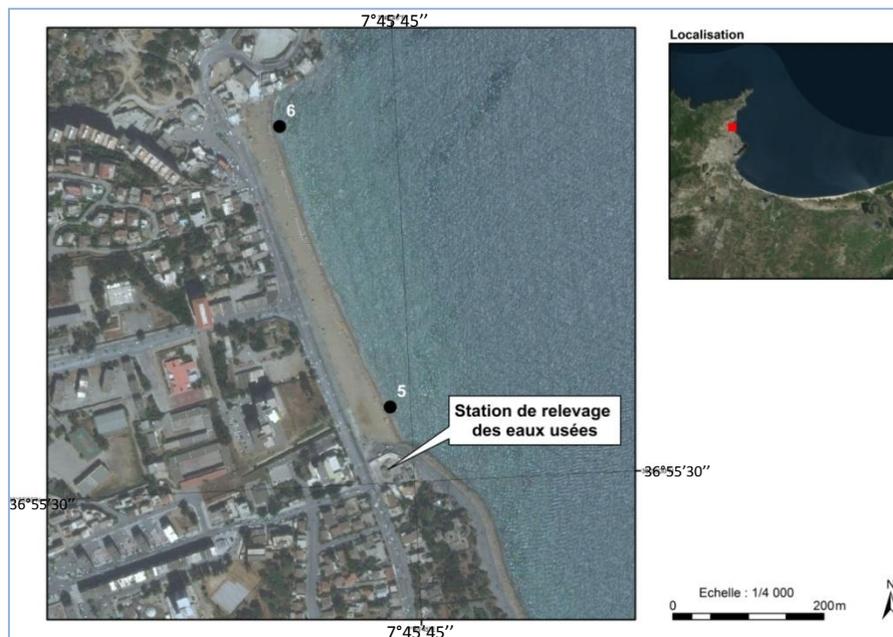


Figure 24. Image satellitaire montrant la St. 5 et 6, plage Rizi Amor (ArcGis version 10.0, 2010).

2.1.4. Plage la Caroube (St. 7 et 8): Cette plage s'étale sur 300 m et se caractérise par des sources ponctuelles de pollution notamment bactérienne conséquence de rejets domestiques des habitations implantées sur la plage (fig. 25).

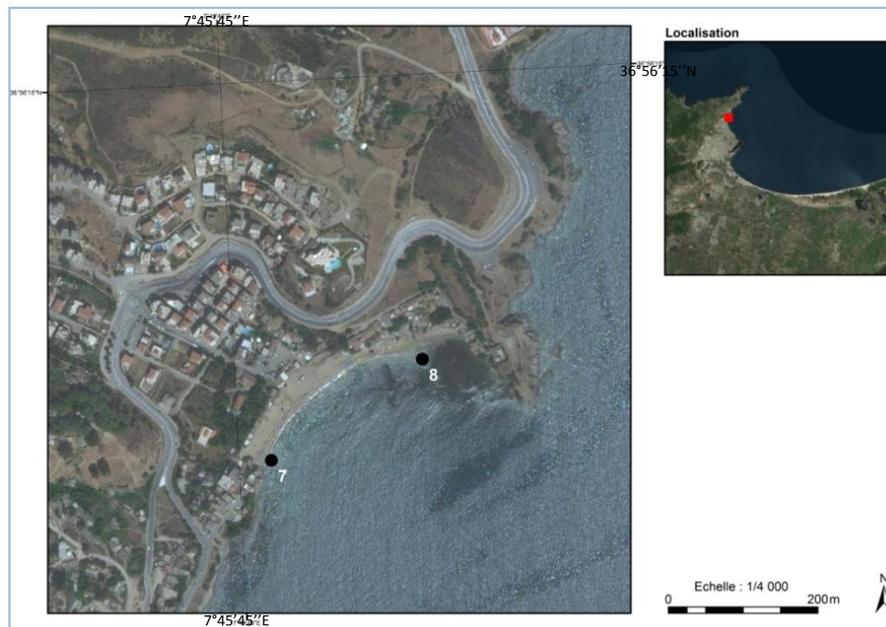


Figure 25. Emplacement des St. 7 et 8 à la plage la Caroube (ArcGis version 10.0, 2010).

2.1.5. Plage Refes Zahouene (St. 9 et 10): Ex. Toche cette plage fait partie de la zone côtière Ouest, avec une longueur de 800 m elle est entourée d'habitations et de restaurants (fig. 26).

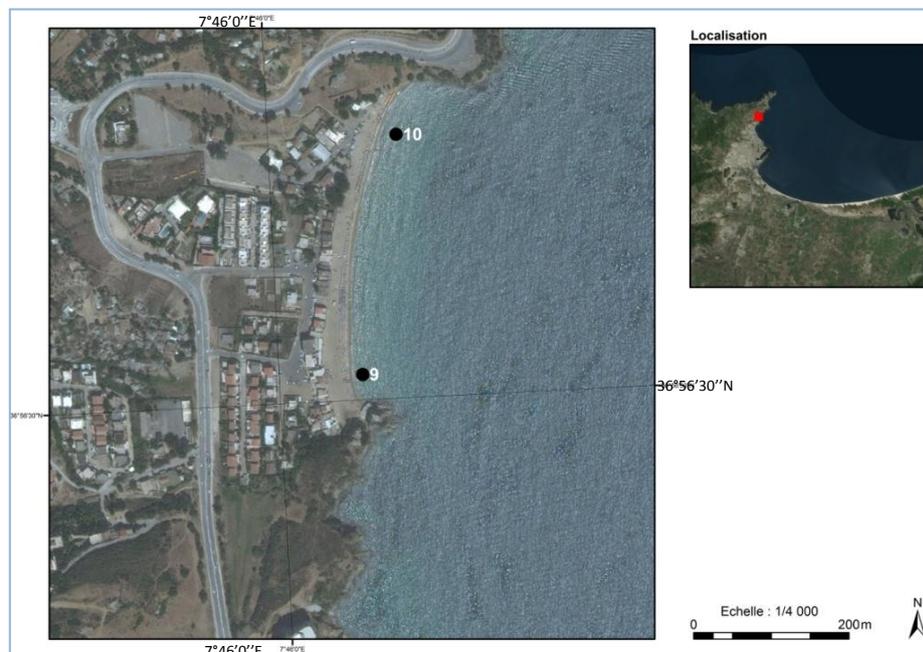


Figure 26. Positionnement de la St. 9 et 10, plage Refes Zehouane (ArcGis version 10.0, 2010).

2.1.6. Plage Belvédère (St. 11 et 12): D'une longueur de 300 m, cette plage est cernée de restaurants et d'hôtels qui déversent leurs eaux directement en mer. En été elle accueille 2 à 3 000 vacanciers ce qui constitue une source supplémentaire de pollution particulièrement bactérienne (fig. 27).

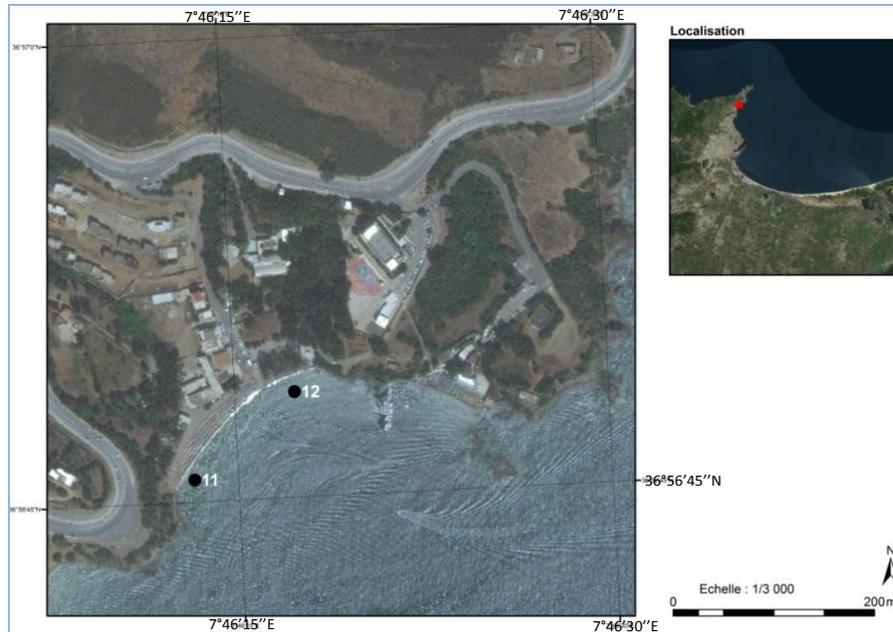


Figure 27. Localisation de la St. 11 et 12 à la plage belvédère (ArcGis version 10.0, 2010).

2.1.7. Plage Ain achir (St. 13 et 14): Elle se situe à l'extrême Ouest de la zone d'étude, d'une étendue de 600 m, elle est supposée n'être exposée à aucune source de pollution du fait de sa localisation assez éloignée des divers rejets, cette plage reste très fréquentée en saison estivale (fig. 28).

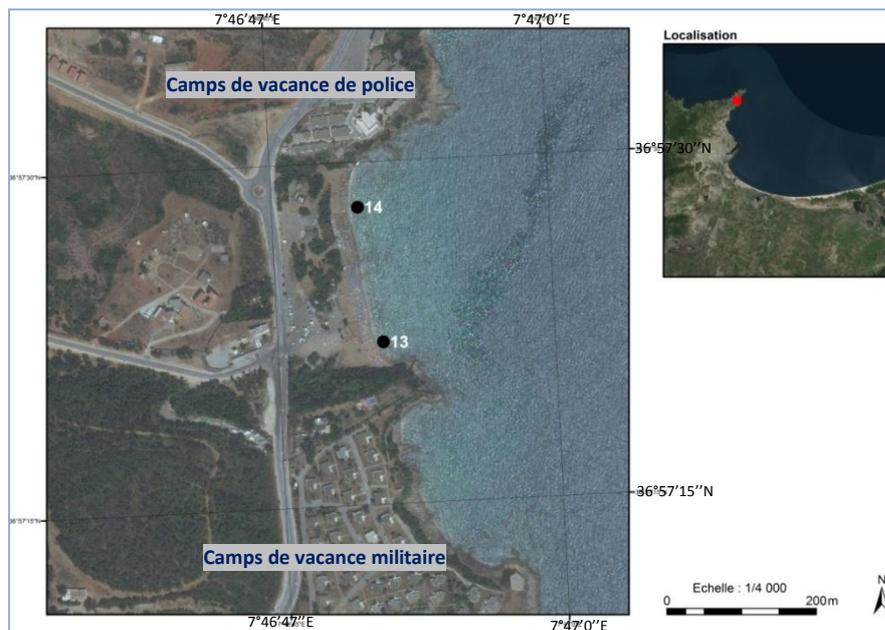


Figure 28. Situation des St. 13 et 14 à plage Ain Achir (ArcGis version 10.0, 2010).

2.2. Etude expérimentale: La surveillance sanitaire de l'environnement maritime n'exige pas la mise en œuvre d'appareillage compliqués et onéreux comme le signalent Brissou et *al.*, (1980). Les échantillons destinés à l'analyse sont prélevés comme le préconise Rodier et *al.*, (1996, 2009) de façon à être les plus représentatifs possible du milieu d'où ils proviennent faisant de la séquence prélèvement – échantillonnage – conservation - analyse une chaîne cohérente dans laquelle nous n'avons négligé aucun maillon.

2.2.1. Technique de mesures des paramètres physico-chimiques: Nous avons quantifié et estimé mensuellement entre Janvier 2009 et Décembre 2012, 4 paramètres physico-chimiques de l'eau de mer: la température, la salinité, le pH, l'O₂ dissous (OD) dans 2 sites représentant 1 station ou plage parmi les 7 retenues. Ainsi, 2688 mesures ont été effectuées *in situ* à -50 cm de profondeur grâce à un multi paramètres de terrain (multiLine WTW).

2.2.2. Technique d'identification et de quantification des bactéries: Comme le recommande Rodier et *al.*, (1996, 2009), un examen bactériologique ne peut être valablement interprété que s'il est effectué sur un échantillon correctement prélevé, dans un récipient stérile, selon un mode opératoire précis évitant toute contamination accidentelle, sans délai ou après une courte durée de conservation dans des conditions satisfaisantes.

2.2.2.1. Prélèvement et conservation: L'ensemble de l'échantillonnage a été réalisé moyennant des séries de 14 prélèvements d'eau de mer dans les 7 stations à raison de 2 ponctions par station.

Les prélèvements de 250 ml d'eau ont été effectués à -50 cm et à 2 m du rivage. L'eau est recueillie dans des flacons en verre stériles pour être transportée dans une glacière à +3°C ± 1 °C conformément à la norme AFNOR NF T90-420 (1987), au laboratoire du service d'épidémiologie et de médecine préventive (SEMP) de l'Etablissement Public de Santé de Proximité (EPSP) Annaba. Tous les prélèvements sont accompagnés d'une fiche de renseignements sur laquelle on note:

- le lieu de prélèvement,
- la date et l'heure de prélèvement,
- l'état de la mer et la direction du vent

L'analyse bactériologique des eaux est réalisée au plus tard 2 heures après le prélèvement, pour rechercher et quantifier les coliformes totaux, *Escherichia coli* et les Entérocoques fécaux.

2.2.2.2. Analyse bactériologique: Au cours des 48 mois d'études, 2016 tests ont été effectués dans 7 stations à raison de 2 prélèvements par station, pour chaque prélèvement on a recherché et quantifié les coliformes totaux, *Escherichia coli* et les Entérocoques fécaux. La méthode d'analyse est basée sur le test de fermentation des tubes multiples, afin de déceler le nombre le plus probable (NPP) de germes dans 100 ml d'eau et ce par incubation dans des milieux liquides.

2.2.2.2.1. Recherche et dénombrement des Coliformes et d'*E. coli*: Les coliformes sont des bacilles non sporogènes, Gram-, oxydase négative, aérobies ou anaérobies facultatifs alors qu'*E. coli* est un coliforme thermotolérant l'une de ses propriétés caractéristiques est la production d'indole à partir du tryptophane à 44 °C (Bitton G., 1999 et 2005; Bertrand GC. et al., 2011).

Le principe de cette méthode est organisé en 2 étapes:

1. Ensemencer d'une prise d'essai de l'échantillon, diluée ou non, dans une série de tubes présomptifs qui permettent une croissance non sélective des coliformes.
2. Après incubation à 30 °C pendant 24 et 48 h, repiquage des tubes troubles, avec dégagement gazeux, dans des milieux plus sélectifs et incubation durant 48 h à 37 °C pour la recherche des coliformes et à 44 °C pour des *E. coli*.

Pour le test présomptif: On introduit 10 ml d'échantillon bien homogénéisé dans 3 tubes de milieu présomptif (BCPL) double concentration et on ajoute 1 ml d'échantillon dans 3 autres tubes du milieu présomptif (BCPL) simple concentré et 0.1 ml d'échantillon dans 3 tubes du milieu présomptif (BCPL) simple concentré.

On incube les tubes ensemencés à l'étuve à 30°C pendant 24 à 48h et on considère comme positifs les tubes dans lesquels, après 24 à 48h d'incubation, on observe un trouble lié au développement bactérien, un dégagement gazeux notable (1/10 du volume de la cloche minimum) dans la cloche de Durham dû à la production de gaz par fermentation du lactose, ainsi qu'un virage au jaune de l'indicateur.

Test confirmatif: A partir de chaque milieu présomptif ayant donné un résultat +, on ensemence avec une anse bouclée ou avec une goutte de pipette pasteur:

Pour la recherche des coliformes fécaux thermotolérants on incube les tubes à 44 °C pendant 48h pour le VBL, en considérant comme + les tubes dans lesquels on observe un trouble et un dégagement gazeux dans la cloche de Durham.

Pour la recherche d'*E. coli* on ensemence un tube d'eau peptonée à partir des tubes présomptifs +, puis on recherche la production d'indole par ajout de réactif de Kovacs après incubation du tube à 44 °C pendant 48h, la production d'indole provoque l'apparition d'un anneau rouge qui s'amalgame à la surface du tube.

Lecture: S'il y a fermentation du lactose avec production de gaz à 44 °C et production d'indole, on conclue qu'il y a présence d'au moins un coliforme et *E. coli* dans le tube initial.

On utilise alors la méthode du NPP à 3 tubes par série, en ne prenant en compte que les résultats + des milieux confirmatifs.

La table extraite de la norme NF T90-413 permet de déterminer le nombre le plus probable (NPP) à partir des résultats + (Rejsek, 2002; Rodier et *al.*, 2009; Delarras et *al.*, 2010).

2.2.2.2. Recherche et dénombrement des Entérocoques fécaux: Les Entérocoques fécaux sont des coques, Gram+ formant, quand ils sont cultivés en milieu liquide, des diplocoques, des chainettes, catalase négative et possédant l'antigène du groupe D, caractéristique des Streptocoques. Ces Entérocoques sont considérés comme témoins de contamination fécale et sont également dénommés streptocoques fécaux.

Dans la norme NF T90-411, sont considérés comme streptocoque D, les microorganismes qui sont à l'origine d'une double réaction positive la 1^{ère} à lieu après 48h à 37 °C dans un bouillon glucosé à l'azoture et la seconde après 24 et 48h sur un milieu de Litsky (Bitton G., 1999 et 2005; Bertrand G. C. et *al.*, 2011).

Le principe de cette méthode comporte 2 étapes:

1. Ensemencer, d'une prise d'essai de l'échantillon homogénéisé dilué ou non, dans une série de tubes contenant un milieu présomptif: bouillon glucosé à l'azoture après 24 et 48h d'incubation à 37°C.
2. Repiquer des tubes + dans un milieu confirmatif: milieu Litsky, après 24 et 48h d'incubation à 37°C. La détermination des tubes + correspondant à la présence de streptocoques D et le calcul du NPP est établie à partir d'une table statistique.

Test présomptif: Prendre 3 tubes du milieu double concentration et transférer dans chacun 10 ml d'échantillon bien homogénéisé. Prendre ensuite 3 tubes du même milieu simple concentration et transférer dans chacun 1 ml d'échantillon non dilué. Exécuter la même opération pour chaque dilution avec uniquement le milieu simple concentration. Incuber les tubes à 37°C pendant 24 à 48h et considérer comme + les tubes pour lesquels on observe un trouble dû à une croissance bactérienne.

Test confirmatif: A partir de chaque tube +, ensemencer à l'anse calibrée, un milieu de Litsky et incuber à 37°C pendant 24 et 48h. Sur le milieu Litsky, la présence de Streptocoque D se caractérise par l'apparition d'un trouble dû au développement bactérien, avec ou sans dépôt.

Lecture: A partir des milieux confirmatifs, on détermine le nombre d'Entérocoques pour 100 ml, par la méthode du NPP (Rejsek, 2002; Rodier et *al.*, 2009; Delarras et *al.*, 2010).

2.3. Analyse statistique:

Les résultats des différents paramètres sont représentés par la moyenne \pm l'écart type. Tous les paramètres mesurés dans l'eau ont été testés en utilisant l'analyse de variance (ANOVA) afin de rechercher les effets des facteurs sites et année.

Les différences significatives ont été établies au niveau $p < 0,05$, selon le test de Tukey pour la comparaison multiple des moyennes des différents paramètres mesurés.

Une matrice de Pearson a été utilisée pour déterminer les corrélations entre les mesures environnementales et microbiologiques. Des corrélations ont été considérées comme

statistiquement significatives quand un niveau de signification de 95% ($p < 0,05$) est trouvé.

La relation entre toutes les variables a été évaluée par analyse en composantes principales (ACP)

Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R Gui, version 3.2.0.

Résultats

3. Résultats:

3.1. Analyses physico-chimiques: les mesures des températures ($T^{\circ}\text{C}$), salinités (S), pH et O_2 dissous (OD) des eaux de mer du littoral d'Annaba ont été réalisées mensuellement de janvier 2009 à décembre 2012 dans 7 stations. L'ensemble des résultats est regroupé par année et par station.

3.1.1. La température: les variations de températures des eaux superficielles dans les 7 stations: Sidi Salem, Rezgui Rachid, Rizi Amor, la Caroube, Refes Zahouene, Belvédère et Ain Achir en fonction des années et des stations ne présentent pas de différences significatives avec $p = 0,53$ (figs. 29 et 30). Dans tous les cas la température des eaux rejoint la température atmosphérique, elle est basse en saisons froides et élevée en saisons chaudes avec un minimum de $11,09^{\circ}\text{C}$ enregistré à Rizi Amor en décembre 2011 et un maximum de 29°C à Belvédère en aout 2011. Les moyennes au cours des 4 années d'études varient entre $19,35 \pm 0,11^{\circ}\text{C}$ en 2009 et $20,14 \pm 0,43^{\circ}\text{C}$ en 2011 (fig. 29).

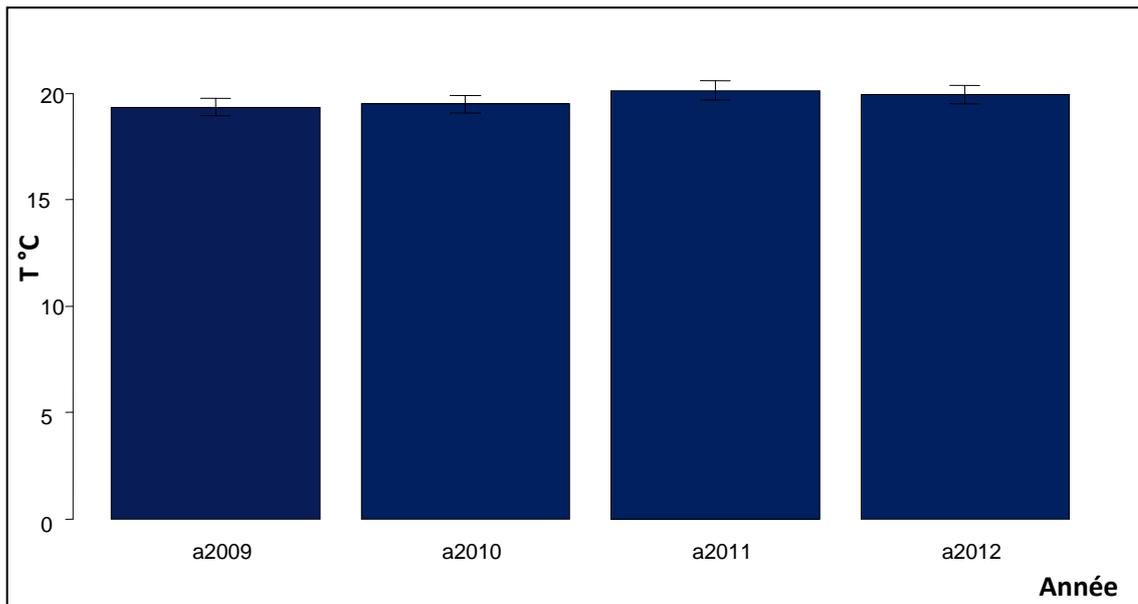


Figure 29. Représentation des variations annuelles des températures moyennes des eaux de surface du golf d'Annaba de 2009 à 2012.

Pour ce qui est des stations, c'est à Sidi Salem qu'on enregistre une température moyenne minimale de $19,31 \pm 0,26^{\circ}\text{C}$ pendant toute la période d'étude. La moyenne maximale a été rencontrée à la Caroube avec $20,06 \pm 0,57^{\circ}\text{C}$ (fig. 30).

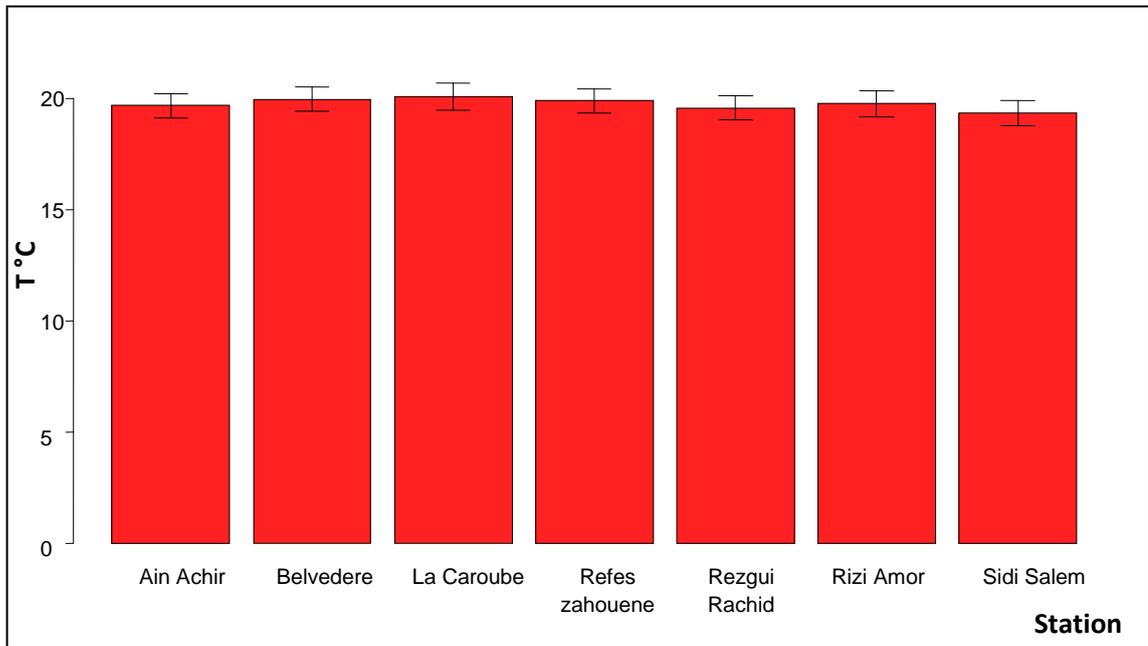


Figure 30. Fluctuations spatiales des températures moyennes des eaux de surface dans les 7 stations du golf d'Annaba.

En comparant les valeurs avant et après la mise en service de la station d'épuration la température des eaux dans différentes stations présente une différence significative avec $p = 0,022$ se traduisant par une hausse d'1 °C de la température des eaux après la mise en marche de la station d'épuration (fig. 31).

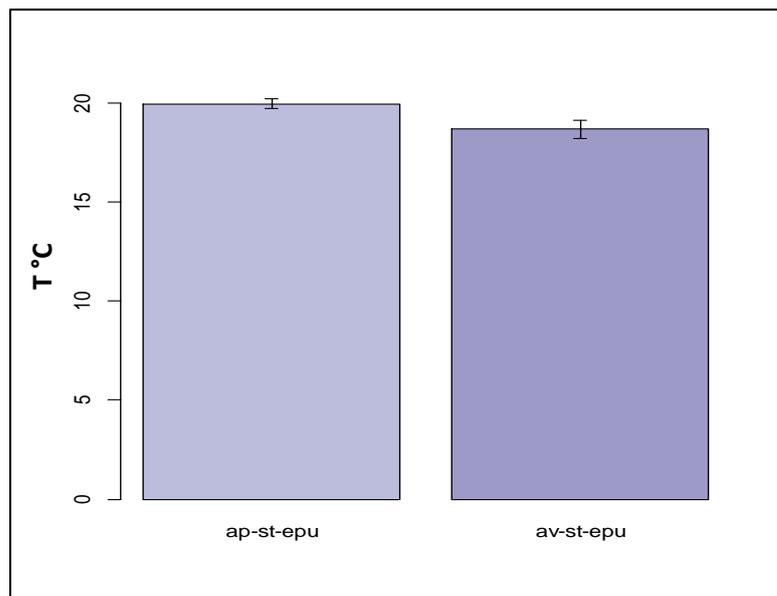


Figure 31. Variation de la température avant (av) et après (ap) la mise en service de la STEP.

3.1.2. . La salinité: dans les eaux des 7 stations étudiées, la salinité est relativement stable elle varie entre 36,01 et 37,15 g/l. avec des moyennes de $36,76 \pm 0,14$; $36,63 \pm 0,41$; $36,77 \pm 0,31$ et $36,58 \pm 0,43$ g/l, respectivement en 2009, 2010, 2011 et 2012 (fig. 32).

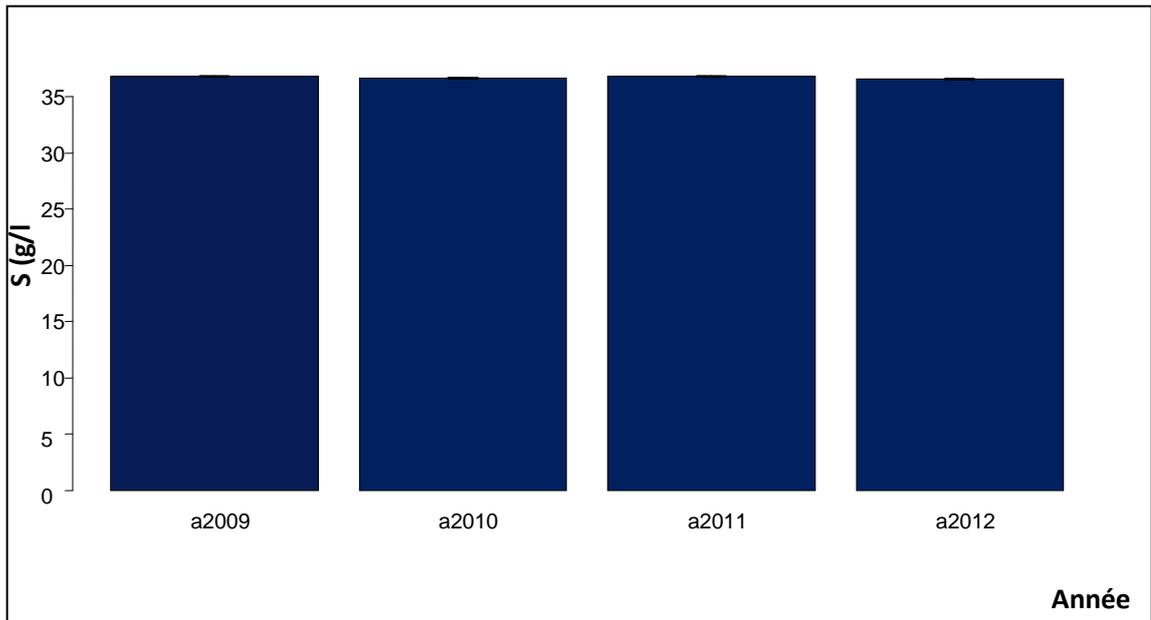


Figure 32. Fluctuations annuelles des salinités moyennes des eaux du golf d'Annaba.

La station Rezgui Rachid se caractérise par la moyenne minimale de salinité avec un taux de $36,19 \pm 0,11$ g/l alors que Refes Zehouane enregistre la moyenne maximale de $37,01 \pm 0,10$ g/l (fig. 33).

La variation de la salinité des eaux est significative entre les stations la Caroube, Ain Achir, Refes Zehouane ainsi que Rezgui Rachid avec respectivement $p = 0,047$; $0,014$; $0,033$. Elle est aussi significative entre Sidi Salem et Rizi Amor où $p = 0,025$. En revanche la salinité est très hautement significative entre la station Rezgui Rachid et Ain Achir, Belvédère ainsi que Refes Zehouane avec $p = 00$; $6,2 e^{-4}$; 00 . Il en est de même entre Rizi Amor et Ain Achir avec $p = 5,2 e^{-3}$, Rizi amor et Refes Zehouane où $p = 9,7 e^{-4}$.

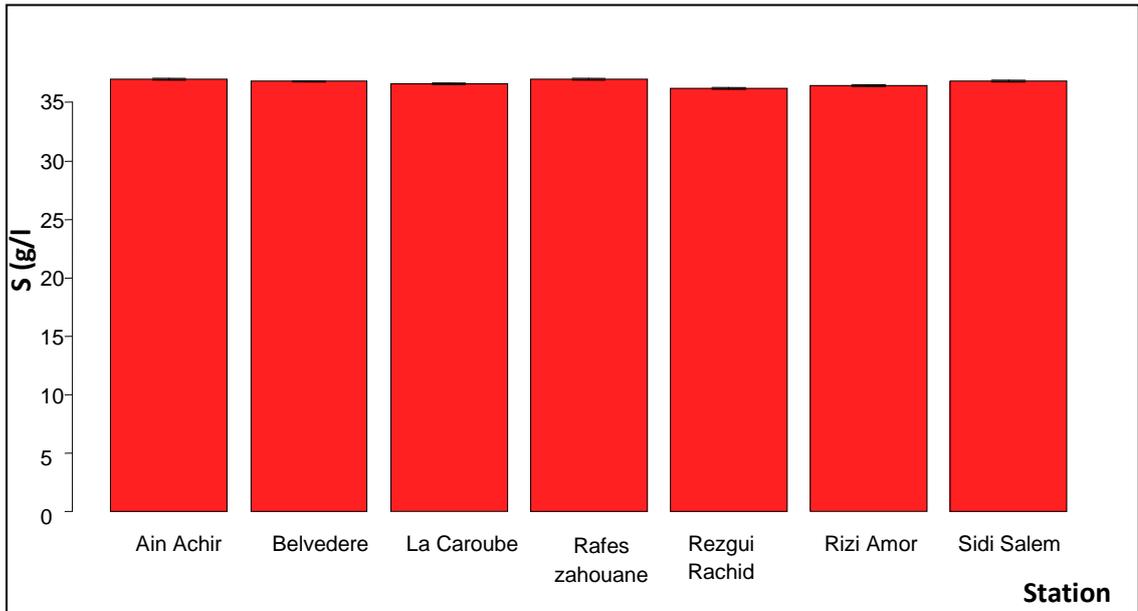


Figure 33. Représentation des variations spatiales de la salinité moyenne des eaux de surface du golf d'Annaba.

La mise en service de la station d'épuration n'a pas eu d'effet sur la salinité des eaux puisque il n'y a pas eu de différence significative de ses valeurs et $p = 0,086$ (fig. 34).

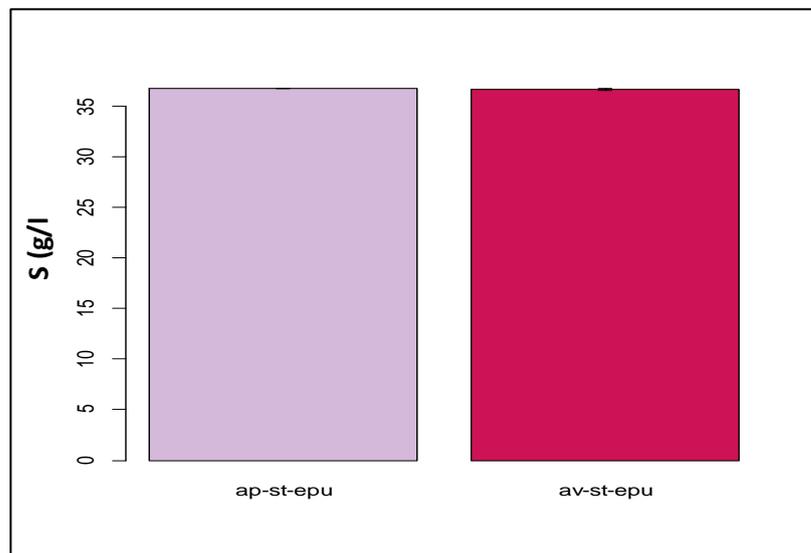


Figure 34. Évolution de la salinité avant et après la mise en service de la STEP.

3.1.3. Le pH: l'analyse de la variance des pH des eaux prélevées dans les stations d'étude montre des différences significatives au cours des années d'études avec $p = 0,0126$ et très hautement significatives entre les stations avec $p = 2,14 e^{-6}$.

Les valeurs moyennes annuelles du pH des eaux varient entre $7,67 \pm 0,14$ et $7,80 \pm 0,19$ (fig. 35).

Le test de comparaisons multiples des moyennes (Test de Tukey) montre qu'il y a des différences significatives de pH seulement entre 2010 et 2011 avec $p = 0,011$.

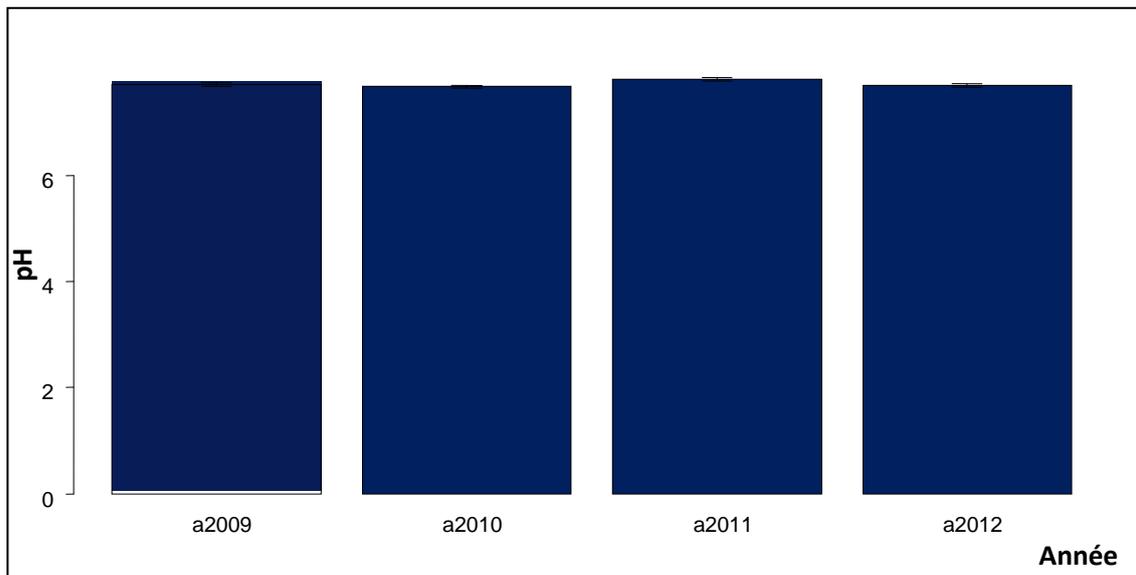


Figure 35. Variation annuelle des pH moyen des eaux du golfe d'Annaba.

C'est à Sidi Salem qu'on enregistre la moyenne minimale du pH qui est de $7,53 \pm 0,16$ alors que la maximale est rencontrée dans la station la Caroube avec $7,81 \pm 0,06$ (fig. 36).

Le test de comparaisons multiples des moyennes (test de Tukey) montre qu'en fonction des stations il existe des différences significatives entre Rezgui Rachid et la Caroube où $p = 0,046$, Sidi Salem et Rizi Amor avec $p = 0,018$; hautement significatives entre Sidi Salem et Ain achir où $p = 0,004$ et très hautement significatives entre la station Sidi Salem et Belvédère avec $p = 7 e^{-4}$; Sidi Salem et la Caroube avec $p = 1,7 e^{-4}$ et entre Sidi Salem et Refes Zehouane où $p = 2,1 e^{-3}$

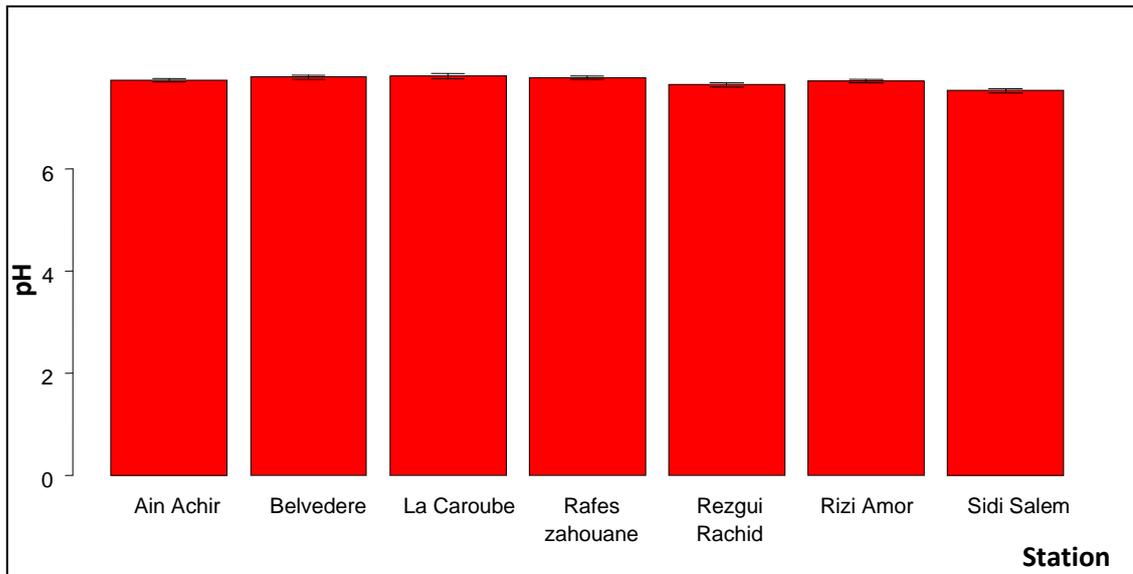


Figure 36. Les variations spatiales du pH moyen des eaux de surface du golf d'Annaba.

Le pH des eaux enregistré dans les différentes stations ne montre pas de différences significatives avant et après la mise en service de la station d'épuration étant donné que $p = 0,086$ (fig. 37).

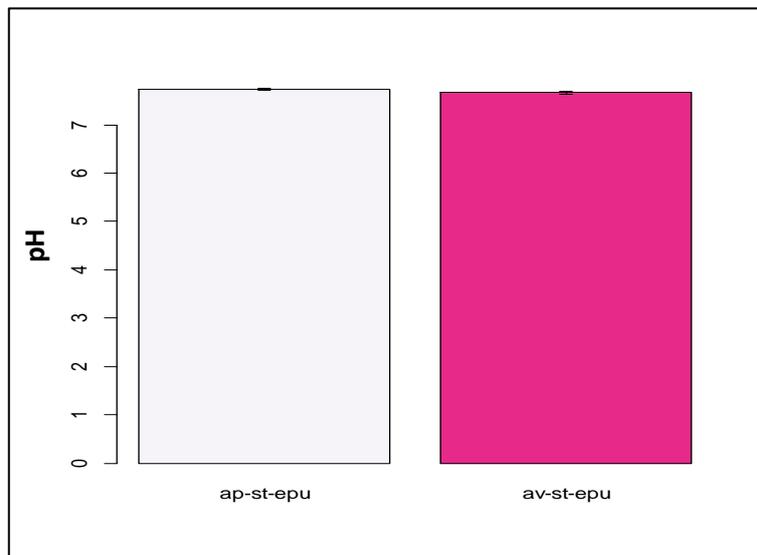


Figure 37. Évolution du pH avant et après la mise en service de la STEP.

3.1. 4. . L'oxygène dissous (OD): l'analyse de variance de l'OD montre des différences très hautement significatives en fonction des années avec $p = 5,49 e^{-6}$ et aussi en fonction des stations où $p = 2 e^{-16}$.

Les concentrations d'OD des eaux au cours des 4 années d'étude varient entre $90,07 \pm 7,31\%$ en 2009 et $95,28 \pm 4,43\%$ atteint en 2012, avec un minimum de 75,35% et un maximum de 99,5% (fig. 38).

Les différences enregistrées étaient significatives entre 2010 et 2012 avec $p = 0,022$, hautement significatives entre 2009 et 2011 avec $p = 0,008$ et très hautement significatives entre 2009 et 2012 où $p = 1,7 e^{-5}$.

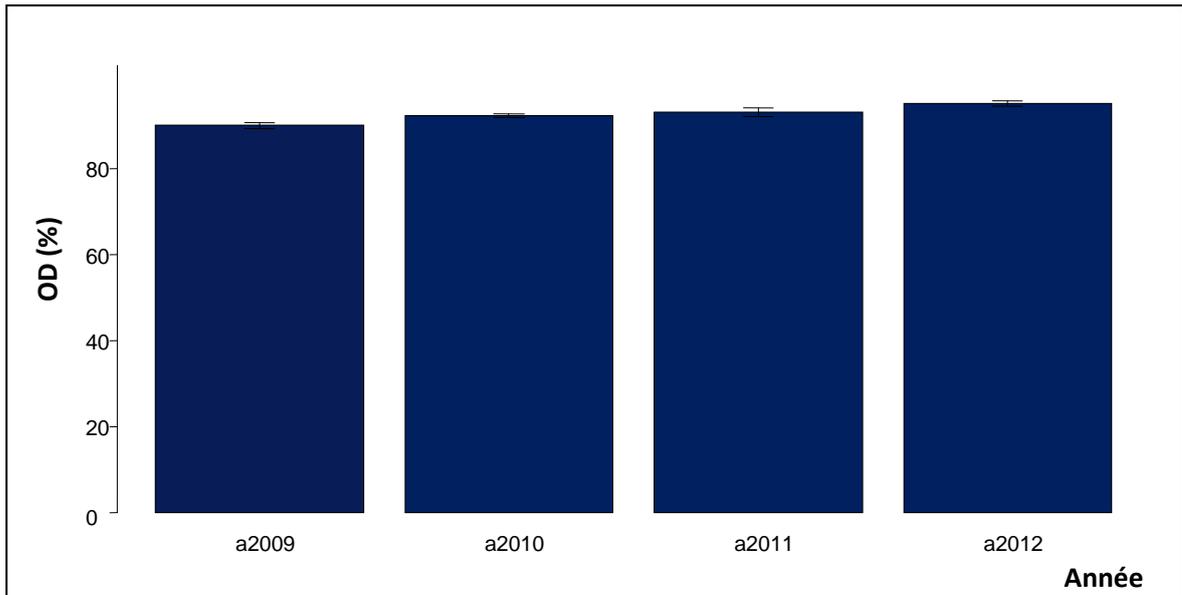


Figure 38. Variations annuelles des concentrations moyennes d'OD dans les eaux du golfe d'Annaba.

Les eaux les plus oxygénées se trouvent dans la station Refes Zehouane avec une moyenne de $96,43 \pm 1,62\%$, alors que les moins oxygénées caractérisent les eaux de Sidi Salem avec $83,99 \pm 5,73$ (fig. 39).

La variation de l'OD est hautement significative entre la station Refes Zehouane et la Caroube où $p = 0,0085$ et très hautement significatives entre Sidi Salem et le reste des stations avec $p = 00$.

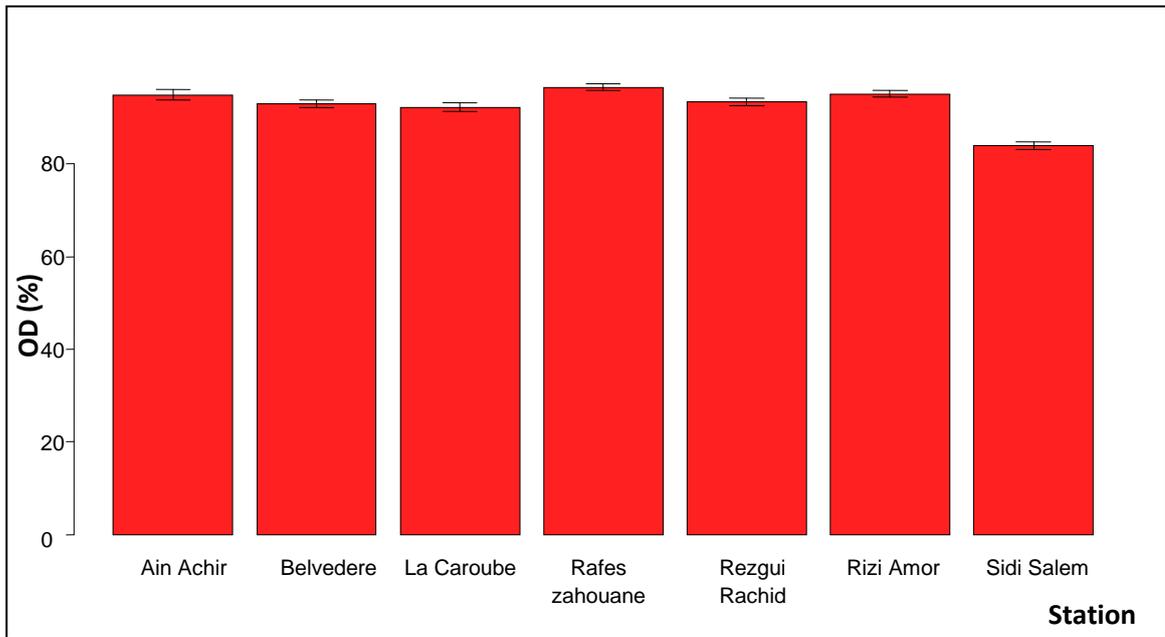


Figure 39. Variations spatiales des concentrations moyennes d'OD dans les eaux du golfe d'Annaba.

L'analyse de la variance montre que le facteur STEP n'a pas d'effet sur la variation du taux d'OD car $p = 0,15$ (fig. 40).

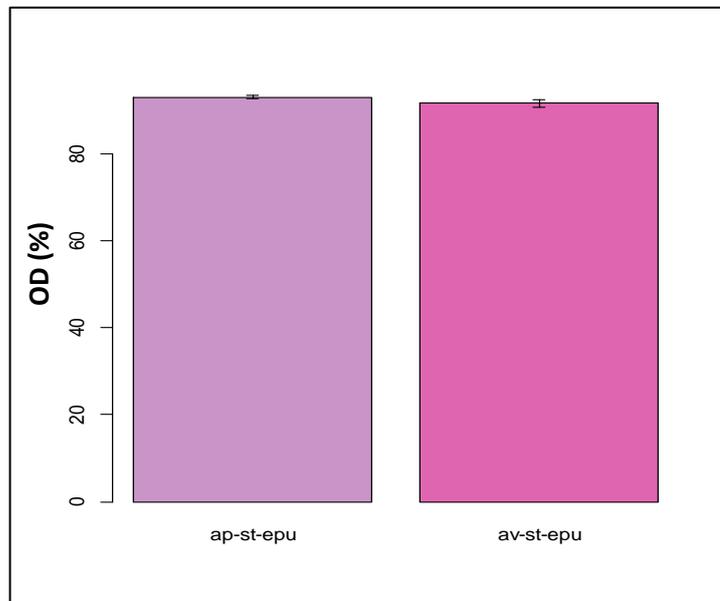


Figure 40. Concentrations moyennes de l'OD avant et après la mise en service de la STEP.

3.2. Analyses bactériologiques: les analyses bactériologiques des 672 prélèvements nous ont permis d'évaluer le degré de contamination des eaux des différentes stations durant les 4 années d'études. Nous avons quantifié les coliformes totaux (CT), *Escherichia coli* (E. coli) et les Entérocoques fécaux (EF).

3.2.1 . Les Coliformes Totaux (CT): la variation des concentrations des CT au cours des 4 années d'études est très hautement significatives avec $p = 4,41 e^{-7}$.

D'après la figure 41, on remarque qu'en 2010 les CT atteignent un pic avec une moyenne de $104,97 \pm 85,20$ CT/100 ml pour revenir à la baisse en 2011 et 2012 avec respectivement $31,46 \pm 36,17$ CT/100ml et $20,87 \pm 15,20$ CT/100 ml (fig. 41).

L'analyse des comparaisons multiples des moyennes (test de Tukey) montre que les différences significatives des variations de CT ont été enregistrées entre 2009 et 2012 avec $p = 0,038$ alors qu'elles sont très hautement significatives entre 2010 et 2011 avec $p = 3,54 e^{-5}$, 2010 et 2012 où $p = 14 e^{-7}$ (fig. 41).

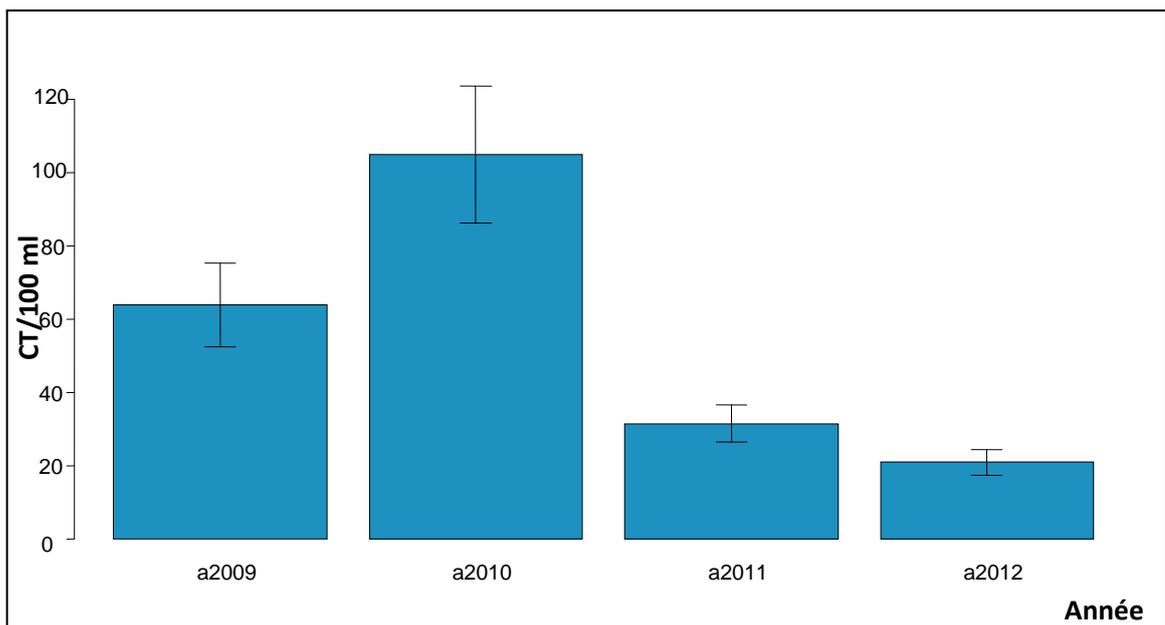


Figure 41. Variations annuelles des concentrations moyennes des CT dans les eaux du golfe d'Annaba.

L'analyse de variance montre également que la variation du taux de CT est très hautement significative entre les stations étudiées. En effet, Sidi Salem contient le taux le plus élevé en CT au cours des années d'études avec une moyenne de $112 \pm 67,82$ CT/100

ml, suivi de la Caroube avec $89,80 \pm 85,30$ CT/100 ml alors que les eaux de la station Belvédère se caractérisent par les concentrations les plus basses avec une moyenne de $15,55 \pm 11,90$ CT/100 ml (fig. 42).

Ainsi, la différence de ces concentrations est significative entre la station la Caroube et les stations Ain Achir et Rezgui Rachid ($p = 0,020$; $p = 0,045$), il en est de même entre Sidi Salem et Refes Zehouane avec $p = 0,032$. Cette dernière est hautement significative entre la Caroube et Belvédère avec $p = 9,2 \times 10^{-3}$, ainsi que Sidi Salem et Rezgui Rachid où $p = 1,1 \times 10^{-3}$ et enfin très hautement significative entre Sidi Salem et les stations Ain Achir et Belvédère avec respectivement $p = 3,9 \times 10^{-4}$ et $p = 1,38 \times 10^{-4}$.

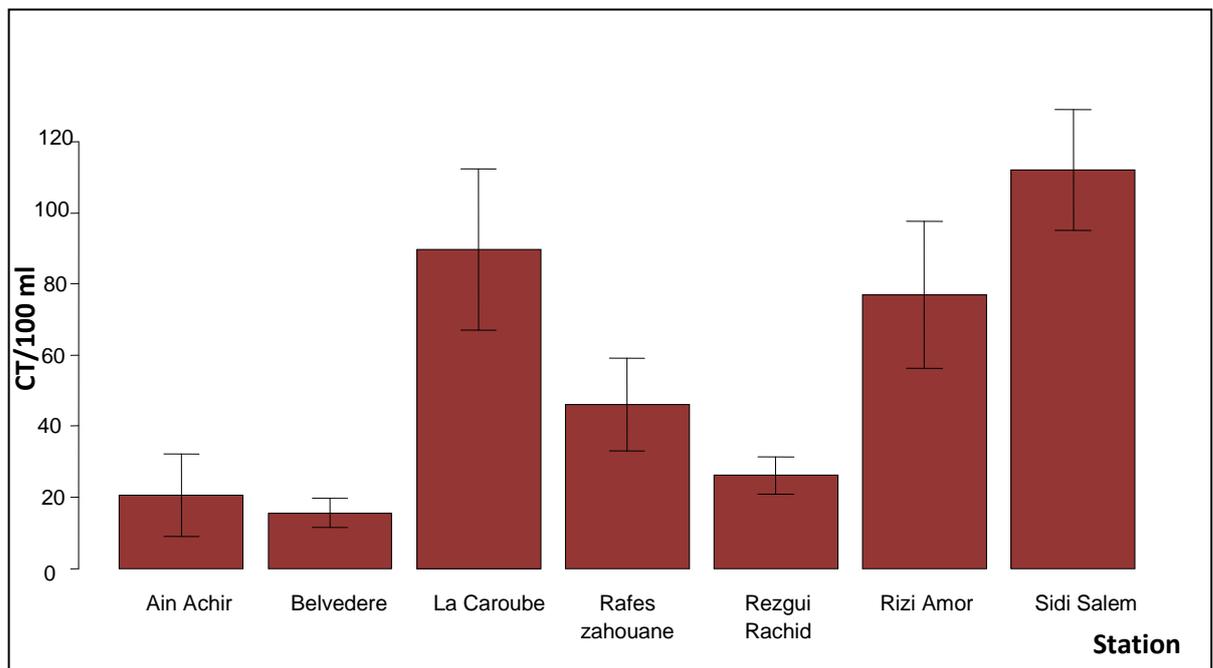


Figure 42. Variations spatiales des concentrations moyennes des CT dans les eaux du golfe d'Annaba.

Les variations des taux de CT ne sont pas significatives par rapport au facteur STEP car $p = 0,060$ (fig. 43).

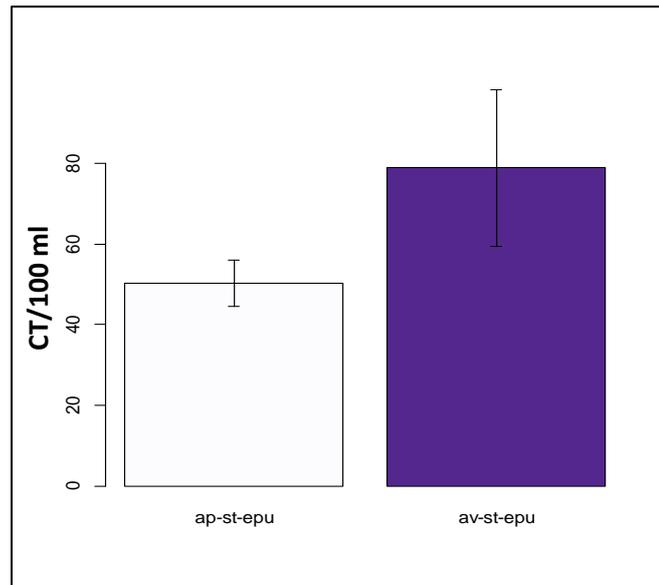


Figure 43. Degrés de contamination des eaux par les CT avant et après la mise en service de la STEP.

3.2.2. *Escherichia coli* (EC): la variation des concentrations d'EC est semblable au profil des CT, ces variations sont très hautement significatives aussi bien entre les années d'études avec $p = 5,15 e^{-4}$, qu'entre les stations échantillonnées où la valeur de p est de $2 e^{-16}$.

Les concentrations moyennes d'EC varient entre 30,90 EC/100 ml elles ont été quantifiées en 2010 et 10,96 EC/100 ml en 2012 (fig. 44). Les différences significatives des concentrations moyennes d'EC ont été observées entre 2010 et 2011 avec $p = 0,027$ alors qu'entre 2010 et 2012 la variation des concentrations moyennes est très hautement significative et $p = 2,4 e^{-4}$.

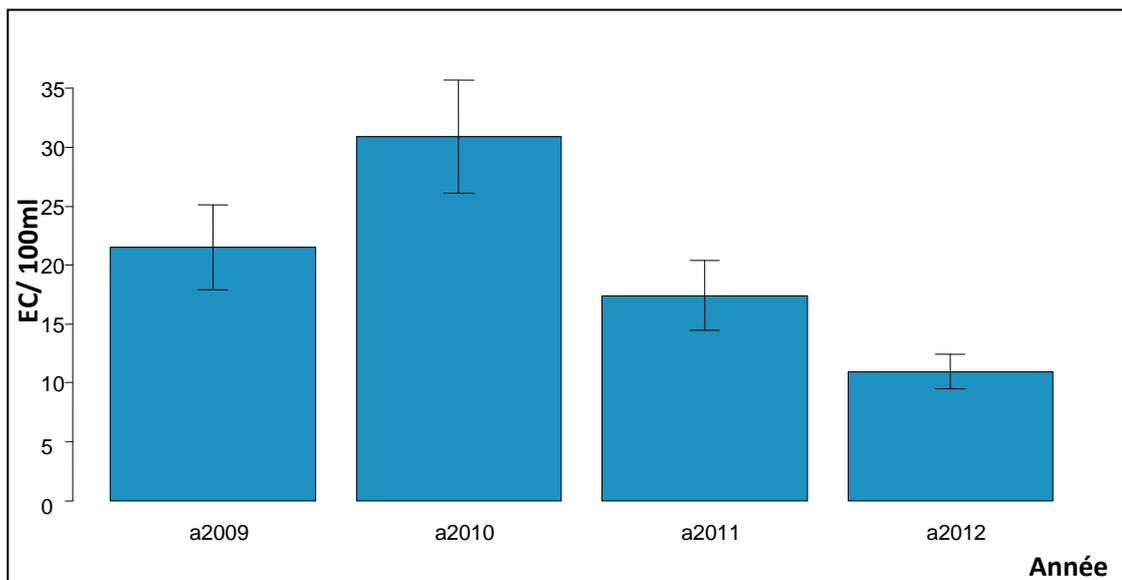


Figure 44. Variations annuelles des concentrations d'*E. coli* dans les eaux du golfe d'Annaba.

Au cours des 4 années d'études, les eaux de Sidi Salem comptent le taux le plus élevé en EC avec une moyenne de $57,87 \pm 29,59$ EC/100 ml alors que c'est à Ain Achir qu'on rencontre les concentrations les plus faibles avec une moyenne de $3,64 \pm 2,68$ EC/100 ml (fig. 45).

Ces variations d'abondance d'EC sont significatives entre Belvédère et respectivement les stations: la Caroube ($p = 0,030$) et Rizi Amor ($p = 0,032$), elles sont hautement significatives entre Ain Achir et la Caroube ($p = 0,0054$), ainsi qu'avec Rizi Amor avec $p = 0,0058$. La variation de concentration d'EC entre Sidi Salem et les stations: Rezgui Rachid, Rizi Amor, la Caroube, Belvédère, Refes Zehouane et Ain Achir est très hautement significative avec respectivement $p = 0$; $p = 16 e^{-7}$; $p = 18 e^{-7}$; $p = 0$; $p = 0$ et enfin $p = 0$.

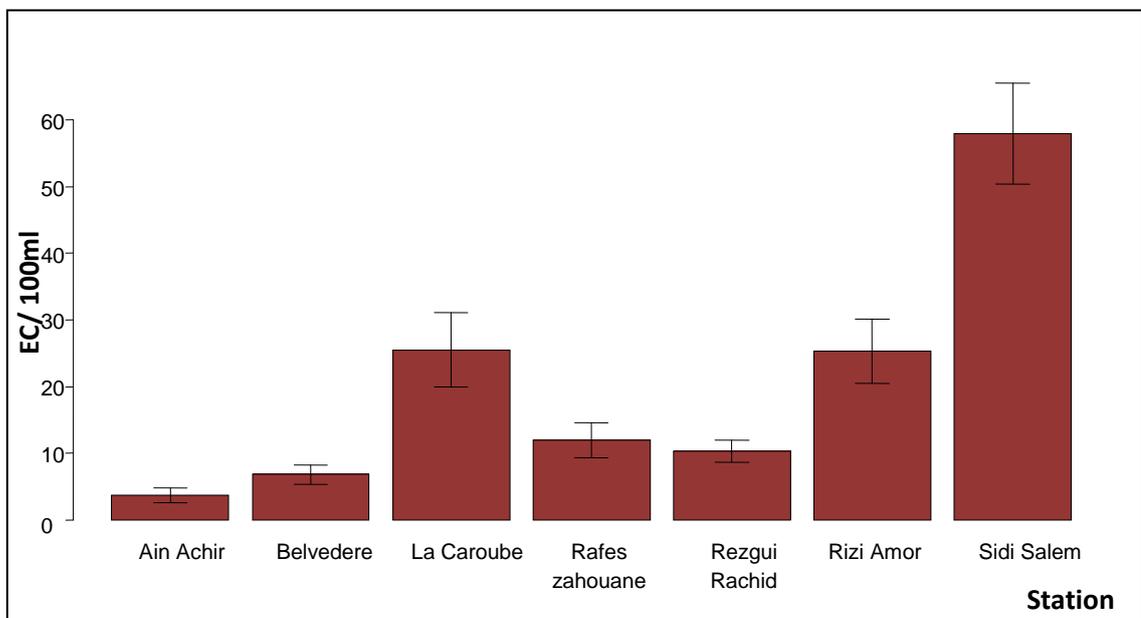


Figure 45. Variations spatiales des concentrations d'EC dans les eaux du golfe d'Annaba.

La mise en service de la station d'épuration n'a pas eu d'impact significatif sur la variation des concentrations d'EC vu que $p = 0,060$ (fig. 46).

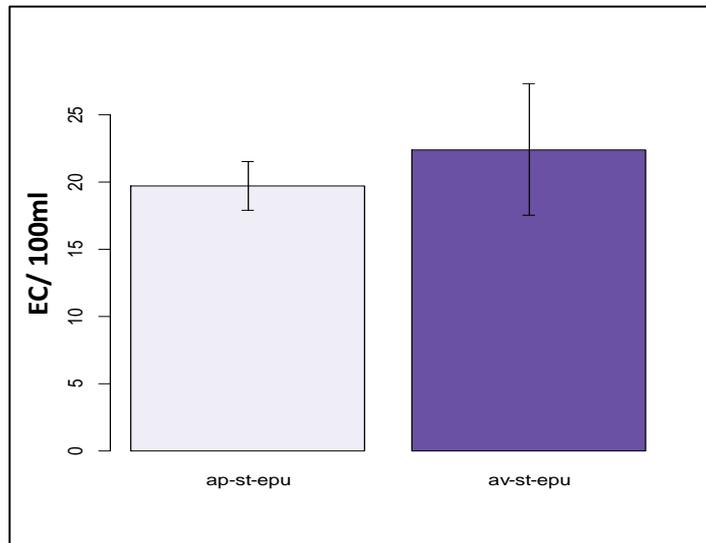


Figure 46. Fluctuations des concentrations d'EC avant et après la mise en service de la STEP.

3.2.3 Entérocoques fécaux (EF): le dénombrement des EF effectué dans les eaux superficielles prélevées dans le golfe d'Annaba le long des 4 années, montre une variation très hautement significative avec $p = 2 \cdot 10^{-16}$ pour les stations et $p = 5,49 \cdot 10^{-6}$ pour les années.

On constate une variation croissante des taux d'EF de l'année 2009 à 2010 avec des moyennes $772,66 \pm 417,45$ EF/100 ml à $1080,78 \pm 552,47$ EF/100 ml.

Après le pic mesuré en 2010, les concentrations baissent progressivement pour atteindre $463,59 \pm 440,71$ EF/100 ml en 2012 (fig. 47). Ces variations ont été confirmées par le test de comparaisons multiple des moyennes (Test de Tukey) qui montre qu'il existe des différences significatives des concentrations d'EF entre les années 2011 et 2012 avec $p = 0,011$, hautement significatives entre 2010 et 2011 où $p = 0,0024$ et 2009 ($p = 0,0055$), ainsi qu'entre 2012 et 2009 avec $p = 0,0053$ et enfin très hautement significatives entre 2010 et 2012 où $p = 0$.

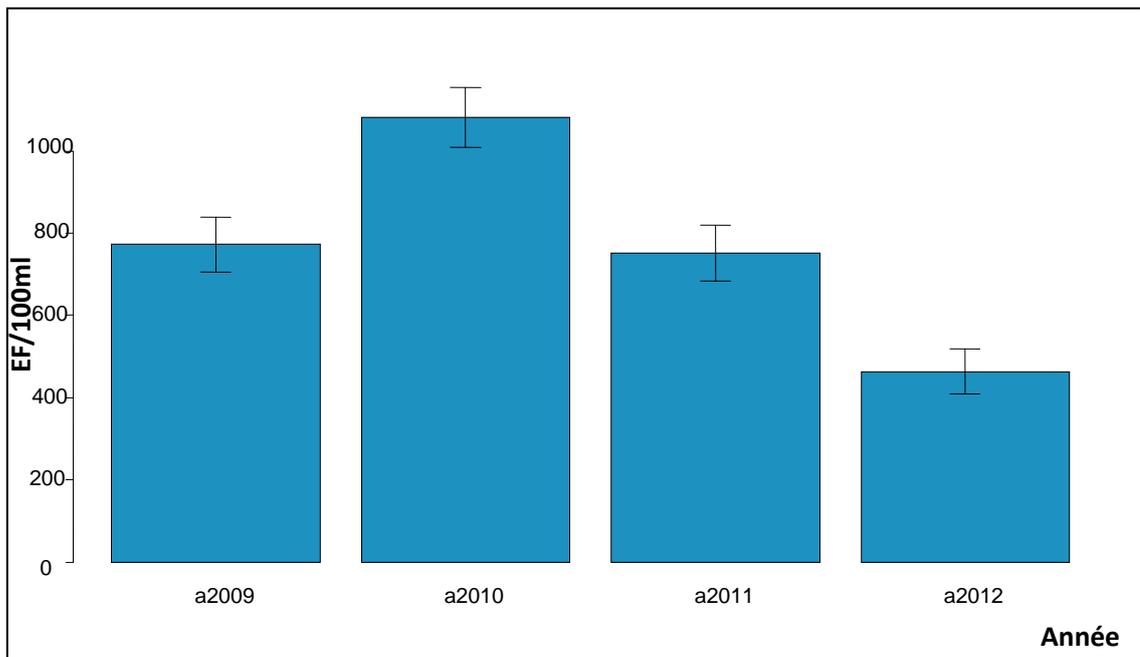


Figure 47. Variations annuelles des concentrations moyennes d'EF dans 100 ml d'eau.

La concentration la plus élevée a été enregistrée dans les eaux de la plage Rizi Amor avec une moyenne de $1554,33 \pm 246,24$ EF/100 ml, suivie de la Caroube avec $1075,80 \pm 346,49$ EF/100 ml alors qu'à Ain Achir on rencontre les valeurs les plus faibles d'EF avec une moyenne de $274,19 \pm 93,46$ EF/100 ml (fig. 48).

Les différences significatives des concentrations d'EF sont retrouvées entre la station Refes Zehouane et Ain Achir avec $p = 0,024$, ces dernières sont également rencontrées dans la station Rezgui Rachid avec $p = 0,011$, il en est de même entre la Caroube et Rezgui Rachid où $p = 0,0064$ alors qu'elles sont très hautement significatives entre Ain Achir et la Caroube et Rizi Amor avec $p = 0$, ainsi qu'entre Belvédère et Rizi Amor et la Caroube où on a respectivement $p = 0$ et $p = 45 e^{-7}$.

La variation des concentrations est aussi très hautement significative entre Rizi Amor et la Caroube $p = 6,4 e^{-4}$, Refes Zehouane $p = 0$, Rezgui Rachid $p = 0$ et Sidi Salem avec $p = 0$.

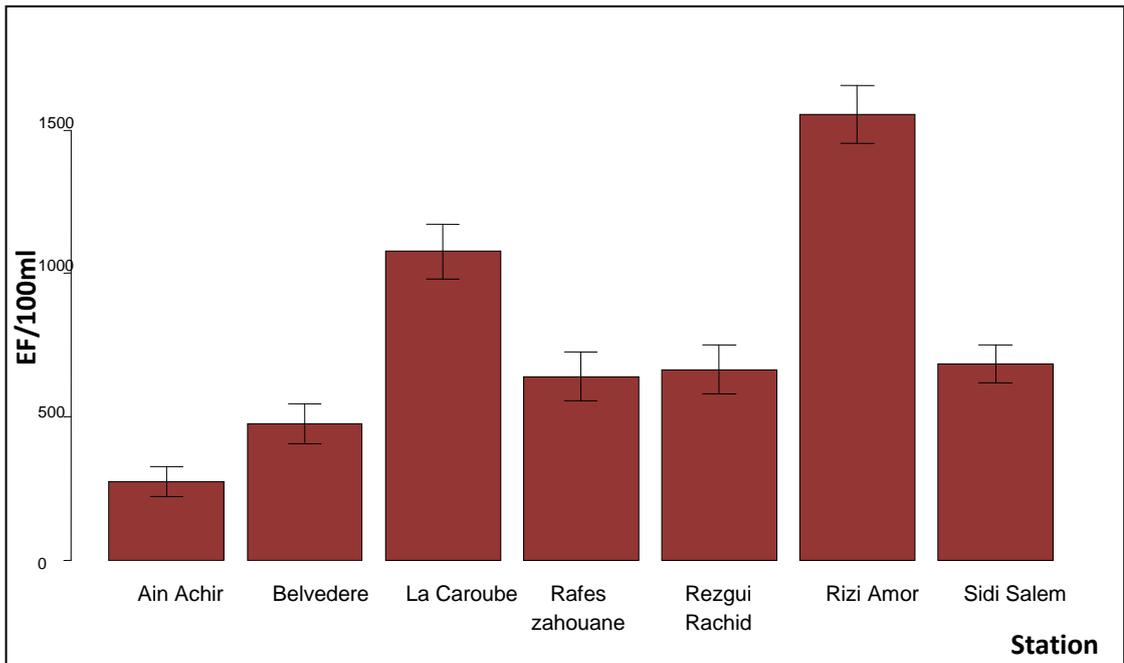


Figure 48. Variations spatiales des concentrations moyennes d'EF dans 100 ml d'eau.

L'analyse de variance des EF en fonction de l'effet période, ne montre pas de variations significatives des concentrations d'EF entre les périodes d'avant et d'après la mise en service de la STEP (fig. 49).

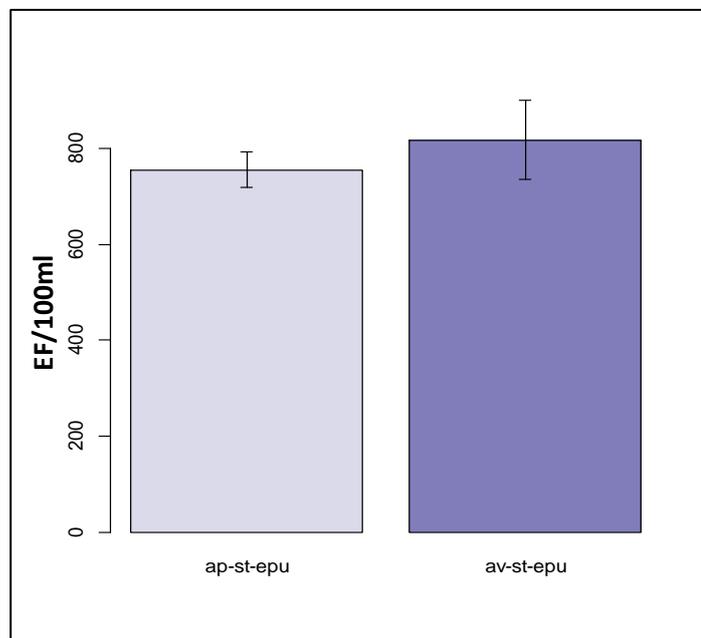


Figure 49. Évolution d'EF avant et après la mise en service de la STEP.

3.3. Interaction entre les paramètres physico-chimiques et bactériologiques:

Une matrice de corrélation multiple de Pearson avec un gradient de couleur et la taille des sphères a été réalisée pour déterminer les relations entre les paramètres analysés et vérifier l'influence des facteurs abiotiques sur la survie bactérienne.

Une corrélation positive a été observée entre les coliformes totaux et *Escherichia coli* avec $r = 0,67$ et $p < 0,05$ puisque *Escherichia coli* fait partie des Coliformes totaux.

On observe également une corrélation + entre la température et la salinité avec $r = 0,76$ et $p < 0,05$, l'augmentation de la température entraine celle de la salinité en raison du taux d'évaporation accrue, la température est ainsi corrélée positivement au pH avec $r = 0,54$ et $p < 0,05$ alors qu'elle est négativement corrélée à l'oxygène dissous avec $r = -0,30$ et $p < 0,05$. Une corrélation + a été retrouvée entre le pH et la salinité avec $r = 0,52$ et $p < 0,05$ (fig. 50).

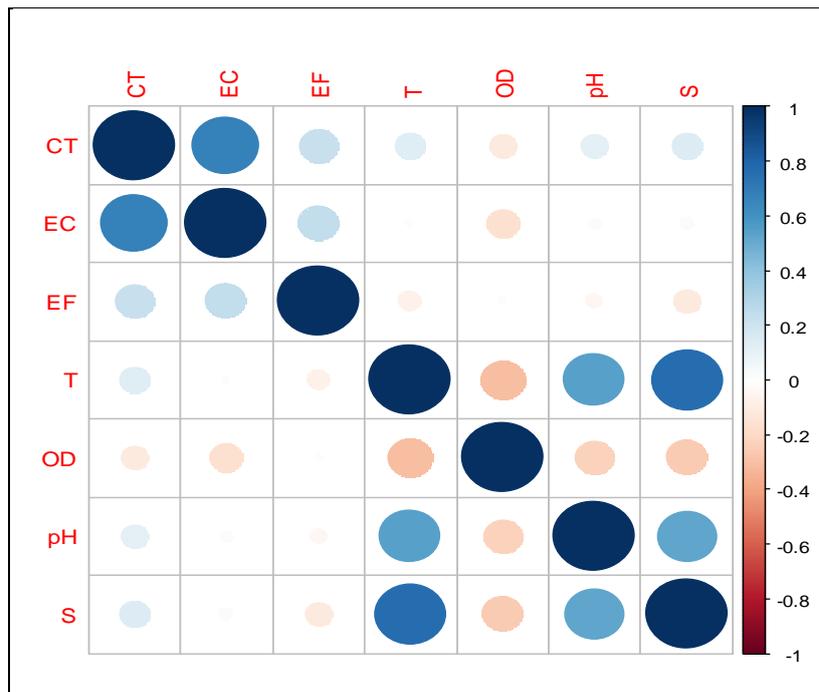


Figure 50. Matrice de corrélation de Pearson (Corrplot) obtenu entre CT, EC, EF, T, OD, pH et S mesurés dans les eaux de surface dans le Golfe d'Annaba.

L'analyse en composantes principales combinée globale (ACPCG) est la projection des observations ou points sur les axes 1 et 2 en combinant les variables et les facteurs.

L'analyse en composantes principales combinée globale a été appliquée pour corrélérer l'ensemble des données recueillies mensuellement, la projection des observations sur les axes 1 (35,19%) et 2 (25,51%) a expliqué 60,7% de la variabilité totale des données (fig. 51).

L' ACPCG ne montre aucune différence spatiale «effet station» ni temporelle «effet année» évidente aussi bien pour les paramètres physico-chimique que microbiologiques (fig. 51). Les corrélations observées se limitent aux variables explicatives utilisées. La température, salinité et pH sont corrélées entre elles. L'opposition de l'O₂ dissous avec la salinité, le pH et la Température par rapport à l'axe 1, montre qu'elles sont inversement proportionnelles.

Pour ce qui est des paramètres bactériologiques, *Escherichia coli* et les Coliformes Totaux sont corrélés positivement entre eux et négativement avec les Entérocoques fécaux (fig. 51).

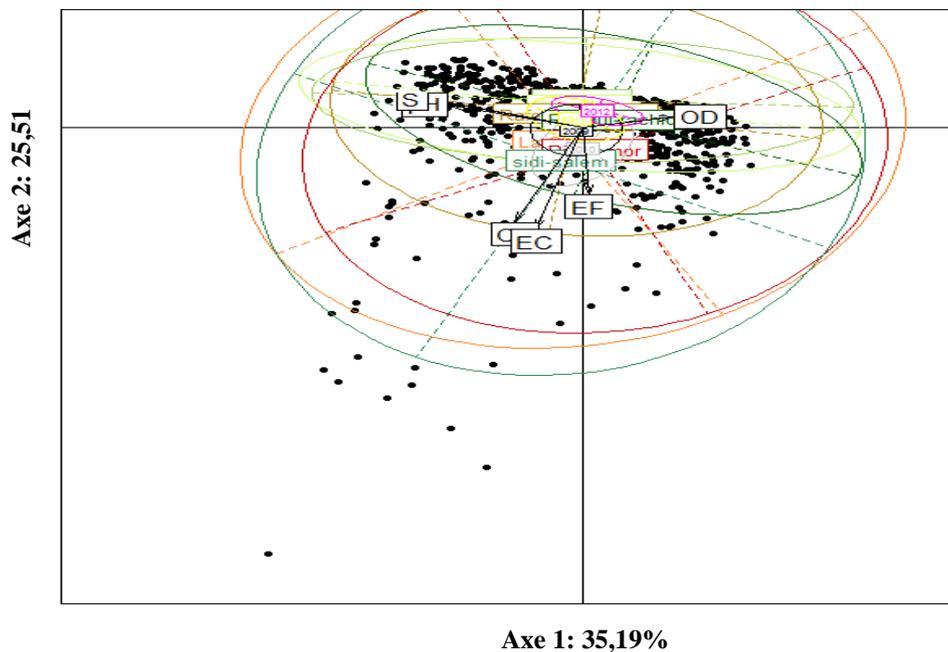


Figure 51. Graphique montrant les résultats de l'analyse en composantes principales combinée globale: variables explicatives; effet temps-station.

(7 variables (paramètres analysés) et 48 échantillons d'eau de surface (observations) prélevés dans les différentes stations d'étude. Le graphique montre leur projection sur l'axe 1 «35,19%» et axe 2 «25,51%». (T) Température, (S) salinité, (OD) l'O₂ dissous, (pH) Potentiel Hydrogène, (CT) Coliformes Totaux, (EC) *Escherichia coli*, (EF) Entérocoques fécaux.

Le cercle de corrélation extrait de l'analyse en composantes principales combinée globale montre l'existence de 4 groupes distincts (fig. 52):

- L'Oxygène dissous
- Les Entérocoques fécaux
- Les Coliformes Totaux et *Escherichia coli*
- La salinité, le pH et la Température.

Il confirme les corrélations existantes entre les coliformes totaux et *Escherichia coli*, entre la température, la salinité et le pH.

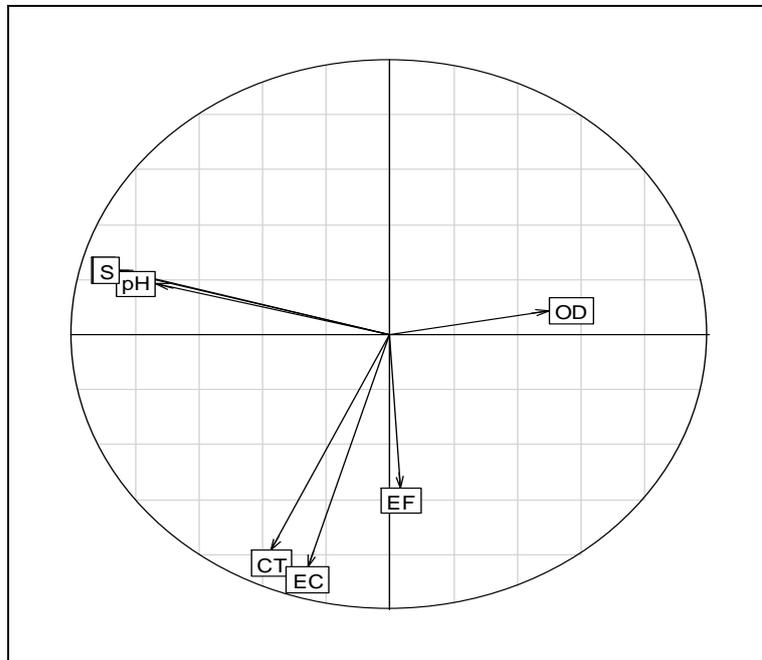


Figure 52. Cercle de corrélation entre la salinité (S), le pH, l'O₂ disous (OD), les Entérocoques fécaux (EF), *Escherichia coli* (EC) et Coliformes Totaux (CT).

L'analyse en composantes principales combinée partielle relative aux paramètres physico-chimiques projetés sur les axes 1 «59,58%» et 2 «21,32%», la variabilité totale des données est expliquée par 80,9% (fig. 53).

Les paramètres physico-chimiques ne montrent pas de différences significatives ni en fonction des années ni en fonction des stations (fig. 53) vu que tous les points sont condensés au milieu sauf pour la station Sidi Salem légèrement différente.

Le pH, la salinité et la température restent corrélés entre eux, même séparés des variables bactériologiques, l'O₂ dissous est toujours négativement corrélé aux autres variables physico-chimiques mesurées (fig. 53).

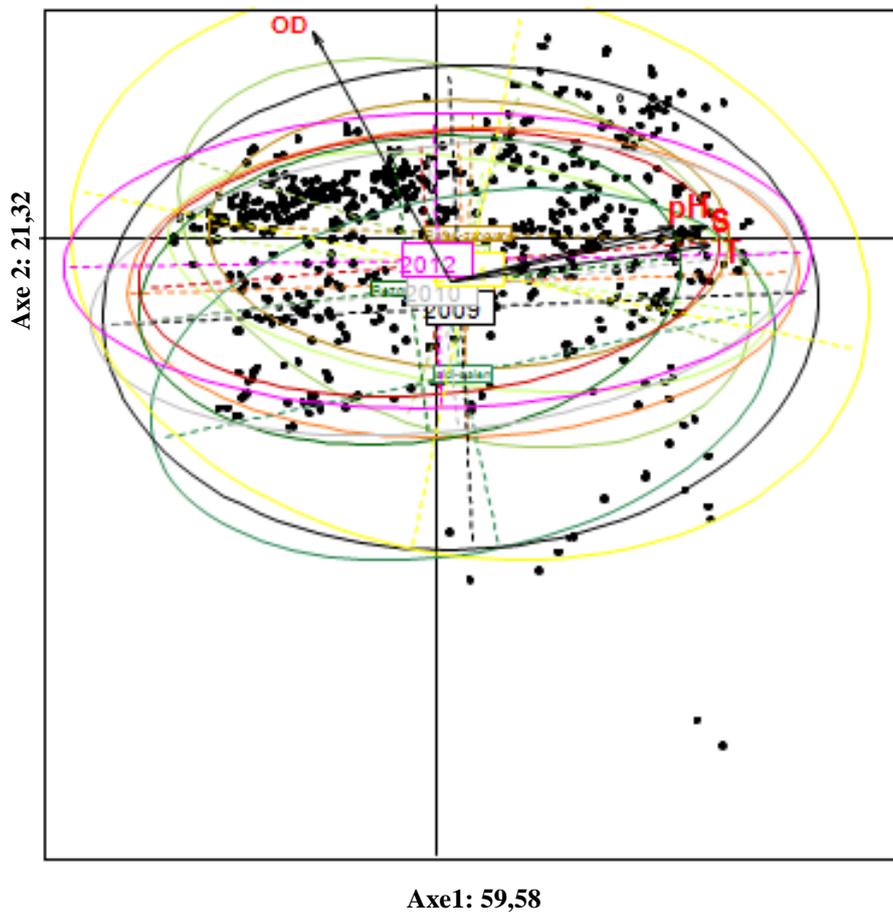


Figure 53. L'analyse en composantes principales combinée partielle.

(4 variables (paramètres physico-chimiques) et 48 échantillons d'eau de surface (observations) prélevés dans les différentes stations d'étude. Le graphique montre leur projection sur l'axe 1 «59,58» et l'axe 2 «21,32». (T) Température, (S) salinité, (DO) l'oxygène dissous, (pH) Potentiel Hydrogène).

Le cercle de corrélation extrait de l'analyse en composantes principales combinée partielle relative aux paramètres physico-chimiques confirme l'existence d'une corrélation positive entre la température, la salinité et le pH alors qu'elle est négative avec l'O₂ dissous (fig.54).

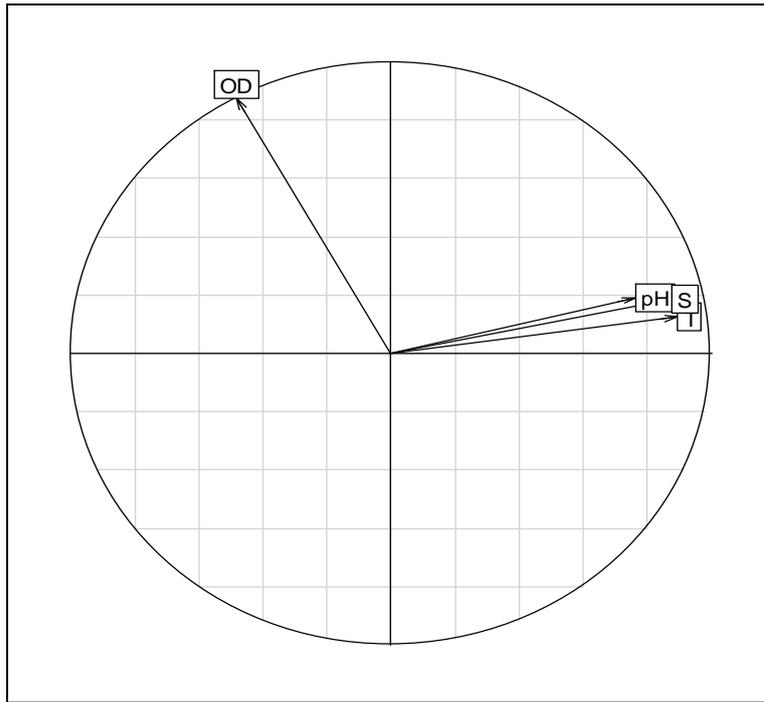


Figure 54. Cercle de corrélation des paramètres physico-chimiques.

L'analyse en composantes principales combinée partielle relative aux paramètres bactériologiques montre par la projection des données sur les axes 1 «60,25%» et 2 «28,79%.», leur variabilité totale est expliquée par 89,04% (fig.55).

On note qu'il n'existe pas de différence spatio-temporelle significative des données bactériologiques. Les coliformes totaux et *Escherichia coli* se positionnent dans la partie négative de l'axe 1 et sont corrélés entre eux, les Entérocoques se positionnent dans la partie positive à l'axe 2 et corrélés négativement aux coliformes totaux et à *E. coli* (fig. 55).

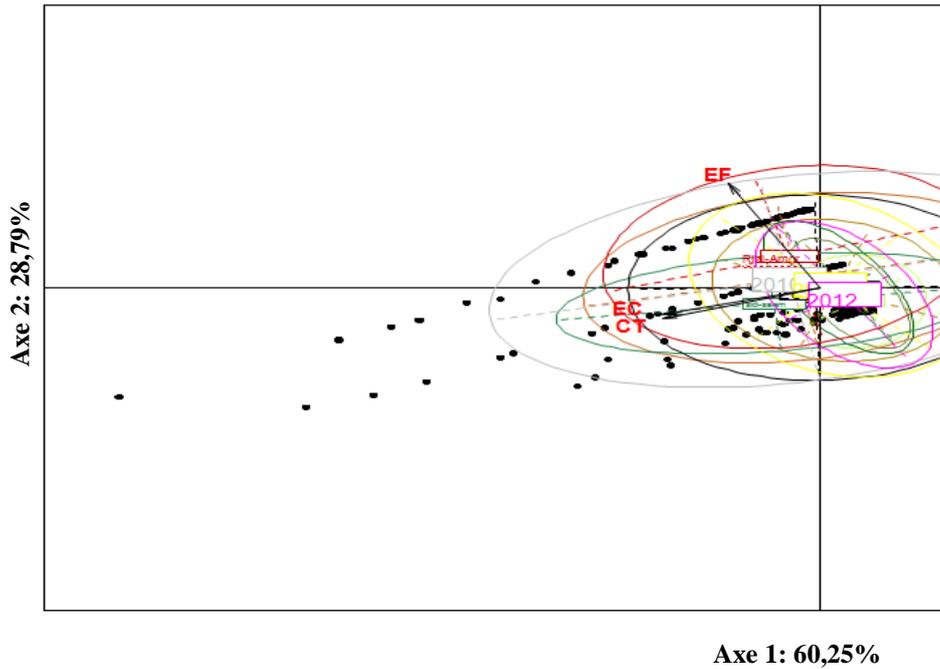


Figure 55. L'analyse en composantes principales combinée partielle des paramètres bactériologiques.

(3 variables (paramètres bactériologiques) et 48 échantillons d'eau de surface (observations) prélevés dans les différentes stations d'étude au cours des années 2009, 2010, 2011 et 2012. Le graphique montre leur projection sur l'axe 1 «60,25%» et 2 «28,79%». (CT) Coliforme Totaux, (EC) *Escherichia coli*, (EF) Entérocoques fécaux.

Le cercle de corrélation extrait de l'analyse en composantes principales combinée partielle relative aux paramètres bactériologiques confirme la corrélation positive des Coliformes totaux et *Escherichia coli*. De ce fait, on remarque 2 groupes «Coliformes totaux et *E. coli*», les Entérocoques fécaux restent isolés (fig. 56).

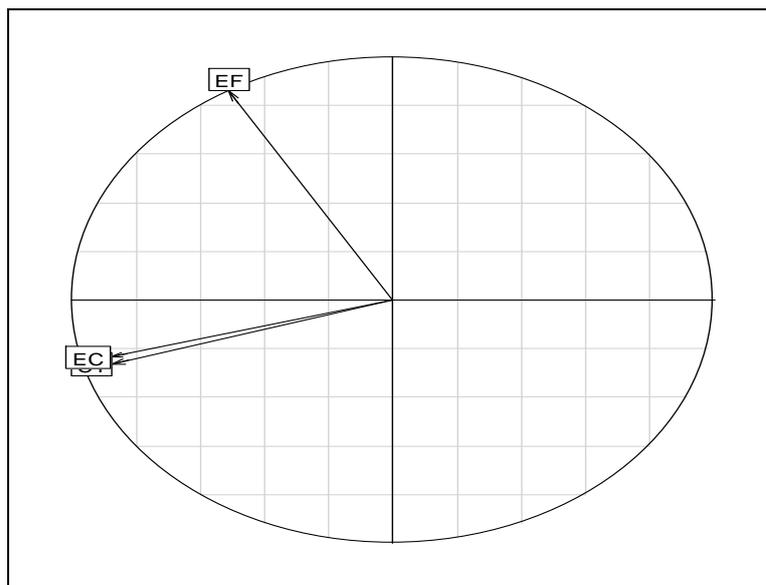


Figure 56. Représentation du cercle de corrélation des paramètres bactériologiques.

L'ensemble des résultats de l'analyse statistique montre que l'influence des facteurs temps et station a été masquée dans le traitement global des variables mesurées. La variabilité des paramètres physico-chimiques et bactériologiques est davantage expliquée par l'analyse en composantes principales partielles avec les taux respectifs de 80,9% et 89,04% que par l'analyse en composantes principales combinée globale qui ne dépasse pas 60,7%. Enfin on ne note aucune influence des paramètres physico-chimiques sur les paramètres bactériologiques.

Discussion

4. Discussion:

Ce travail a duré 4 années on l'a entamé en 2009 et fini en 2012, nous avons évalué mensuellement la qualité des eaux côtières du golfe d'Annaba. Nous avons procédé à la caractérisation des propriétés physico-chimiques des eaux superficielles du littoral d'Annaba puis à l'évaluation de leurs contaminations microbiologiques avant et après la mise en service de la station d'épuration Laalalik.

Les résultats physico-chimiques obtenus à partir de 2688 mesures effectuées mensuellement entre Janvier 2009 et Décembre 2012 sont en général conformes aux normes Algériennes et Européennes (JORA 46 décret exécutif n° 93-164, Directive 2006/7/CE) (voir annexe 4)

La température de l'eau est un paramètre qui conditionne la présence des espèces selon leur thermorésistance. En fonction du degré de son dérèglement, les variations de la température de l'eau de mer peuvent avoir une influence non seulement sur le déplacement des espèces c'est alors une barrière à leurs migrations, mais aussi avoir des répercussions permanentes qui perturbent la physiologie des organismes en agissant sur leurs croissance, reproduction et développement (Gupta, 2005; Taverny et *al.*, 2000). A grande échelle, l'influence des activités anthropiques susceptibles de perturber ce paramètre physico-chimique est le changement climatique, sachant que 90% de l'apport d'énergie est stocké dans les mers et océans (Gros, 2011). A petite échelle la température est influencée par l'apport des eaux chaudes utilisées entre autre pour le refroidissement de machine ou de réacteurs industriels (centrales électriques ou nucléaires) (Foussard et Etcheber, 2011).

Les variations enregistrées au cours de notre étude montrent que les variations de la température des eaux superficielles des 7 stations du golfe d'Annaba se caractérisent par l'existence d'un cycle saisonnier, la plus haute température mesurée est 29,1 °C nous l'avons rencontrée en Août 2011 à Belvédère et la plus basse 11,09 °C en Décembre 2011 à Rizi Amor. En ce qui concerne les variations annuelles, on a montré une élévation croissante de la température de 2009 à 2011 nous avons enregistré un pic de $20,14 \pm 0,43$ °C qui a progressivement baissé jusqu'en 2012 pour atteindre $19,94 \pm 0,31$ °C.

Les valeurs de la variation spatiale montrent que les eaux de la Caroube sont les plus chaudes avec une moyenne de $20,06 \pm 0,57$ °C alors que les plus froides caractérisent Sidi Salem avec une moyenne de $19,31 \pm 0,26$ °C.

Cette situation est probablement due aux conditions climatiques et aux caractéristiques propres à chaque station comme l'hydrologie, la morphologie ou encore la géologie.

L'ensemble de ces résultats est comparable à ceux obtenus par Hidouci (2008a; 2009) et Dahel (2009) dans la même région, ainsi qu'à ceux de Rouane (2013) dans les eaux du littoral Ouest Algérien.

Les fluctuations de la salinité dans les différentes stations sont dépendantes des volumes d'eaux apportés par les estuaires et ou autres oueds. Ce facteur varie très rapidement en fonction du cycle hydrologique il est comme la température, dépendant de phénomènes climatiques (Foussard et Etcheber, 2011).

Au cours des 4 années d'études la salinité maximale a atteint 38,85 g/l à Sidi Salem en Août 2012 et un minimum de 35,02 g/l dans les eaux de la station la Caroube en Décembre 2012.

Les variations annuelles de la salinité rejoignent celles de la température, on rencontre un pic en 2011 avec un taux moyen de $36,77 \pm 0,31$ g/l et en 2012 les concentrations minimales de $36,58 \pm 0,43$ g/l. Les variations inter-stations révèlent l'existence de différences significatives de la salinité variant entre $36,19 \pm 0,33$ g/l à Rezgui Rachid et $37,01 \pm 0,10$ g/l à Refes Zahouene.

Nos résultats sont comparables aussi bien à ceux obtenus par Hidouci en 2008 et 2009 qu'à ceux proposés par Dahel en 2009 dans la même région. Il en est de même pour les valeurs rencontrées dans la région Ouest du littoral Algérien par Rouane en 2013.

Pour ce qui est du pH, paramètre fondamental traduisant la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique, il est directement lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates. Cet élément dépend de la diffusion du gaz carbonique à partir de l'atmosphère et du bilan des métabolismes respiratoires et photosynthétiques (Hutchinson, 1957) ainsi que de l'origine des côtes, la nature géologique du milieu, les rejets des eaux usées etc. (Dussaut, 1966). Le pH est indissociable des valeurs de la température, de la salinité et du taux de CO₂ (Nisbet et Verneaux, 1970).

Les valeurs mesurées lors du suivi et de l'analyse de ce paramètre dans les 7 stations d'études sont conformes aux normes Algériennes comprises entre 6,5 et 8,5; les valeurs moyennes obtenues lors des 4 années d'études oscillent entre $7,80 \pm 0,19$ et $7,67 \pm 0,14$ rencontrées respectivement en 2011 et 2010.

L'O₂ dissous est l'élément de base pour la survie de la quasi-totalité des organismes vivants, une perturbation de ce paramètre telle qu'une hypoxie ou anoxie engendre de multiples conséquences sur les espèces vivantes. Ce paramètre provient des échanges air - eau et résulte également comme le signalent Fisson et *al.*, (2014) de processus de photosynthèse (phytoplancton et macrophytes).

Le taux d'O₂ dissous minimum est mesuré à Ain Achir en Mai 2011 avec 37,4%, cela est probablement dû à l'eutrophisation des eaux qui engendre la diminution de son oxygénation. Le maximum est rencontré à la Caroube en Septembre 2011 avec 108,2%. Sa moyenne au cours des années d'étude montre une évolution croissante de 2009 à 2012 avec une moyenne maximale de $95,28 \pm 4,43\%$.

La variation spatiale de l'O₂ dissous montre que les eaux de Sidi Salem se caractérisent par le taux le plus bas avec $83,99 \pm 5,73\%$, ce résultats serait probablement dû à la présence de la matière organique apportée par les déversements des oueds Seybouse et Boudjema.

Les résultats des analyses bactériologiques des eaux superficielles des 7 stations d'études montrent la présence des 3 germes indicateurs de contamination fécale: Coliformes totaux, *Escherichia coli* et Entérocoques fécaux, avec des variations spatio - temporelles distinctes (fig. 57)

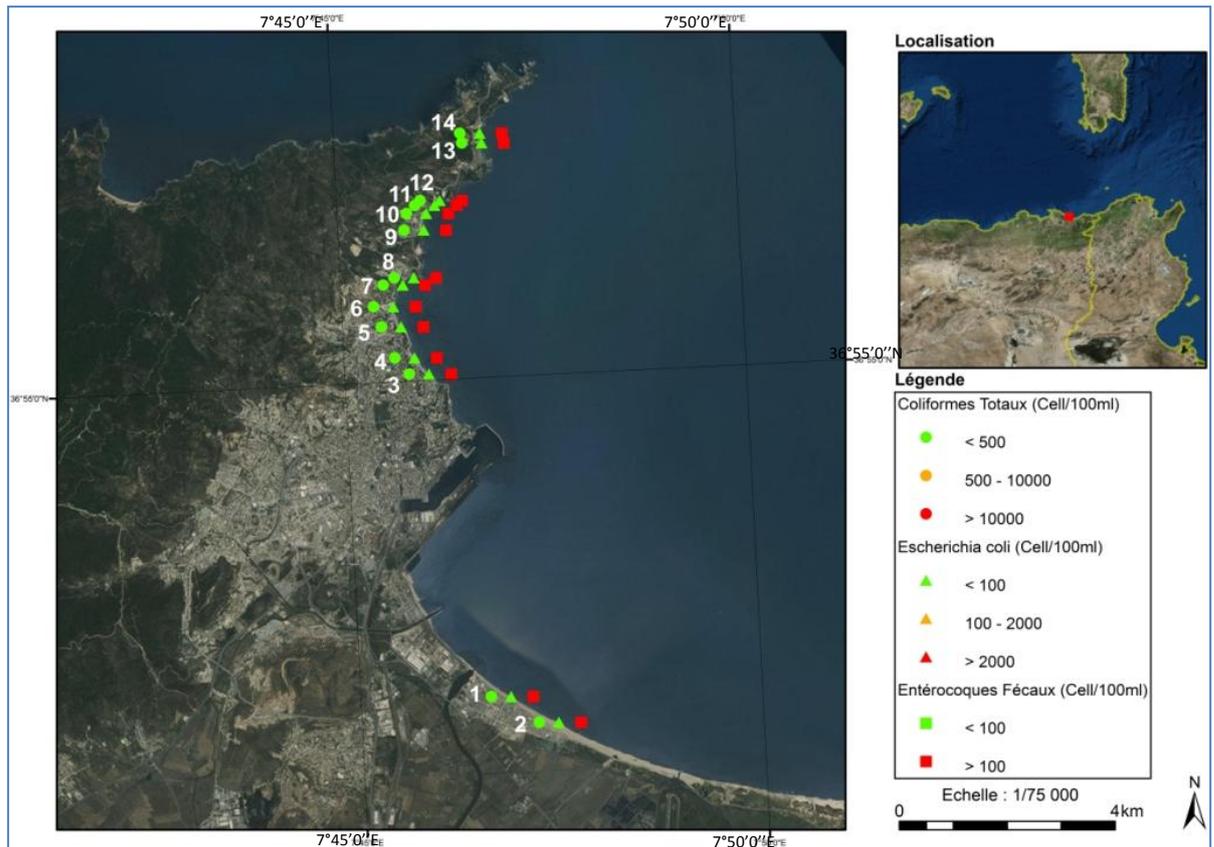


Figure 57. Représentation cartographique montrant la présence et le degré de contamination des 3 germes indicateurs de pollution fécale dans les eaux superficielles du golfe d'Annaba (ArcGis version 10.0). Du 1 au 14: points de prélèvement d'eau dans les 7 stations.

Ces bactéries n'ont pas nécessairement un caractère pathogène par eux même mais leur présence indique comme le signalent Servais et *al.*, (2006a) et (2006b) l'existence d'une contamination fécale et donc un risque épidémiologique.

En ce qui concerne des entérocoques fécaux, leur concentration varie entre 0 et 2400 EF/100 ml d'eau, une concentration moyenne maximale mesurée en 2010 avec $1080,79 \pm 282,84$ EF/100 ml d'eau alors que le minimum est rencontré en 2012 avec $463,59 \pm 230,50$ EF/100 ml d'eau.

La variation inter-stations des EF montre que la station Rizi Amor présente un pic de $1554,33 \pm 246,24$ EF/100 ml d'eau alors que Ain Achir se caractérise par une moyenne minimale de $274,19 \pm 93,46$ EF/100 ml d'eau.

Ces résultats indiquent une forte contamination des eaux superficielles des 7 stations par les EF car les taux moyens rencontrés au cours des années d'études dépassent largement la norme Algérienne de 100 EF/100 ml d'eau (fig. 58).

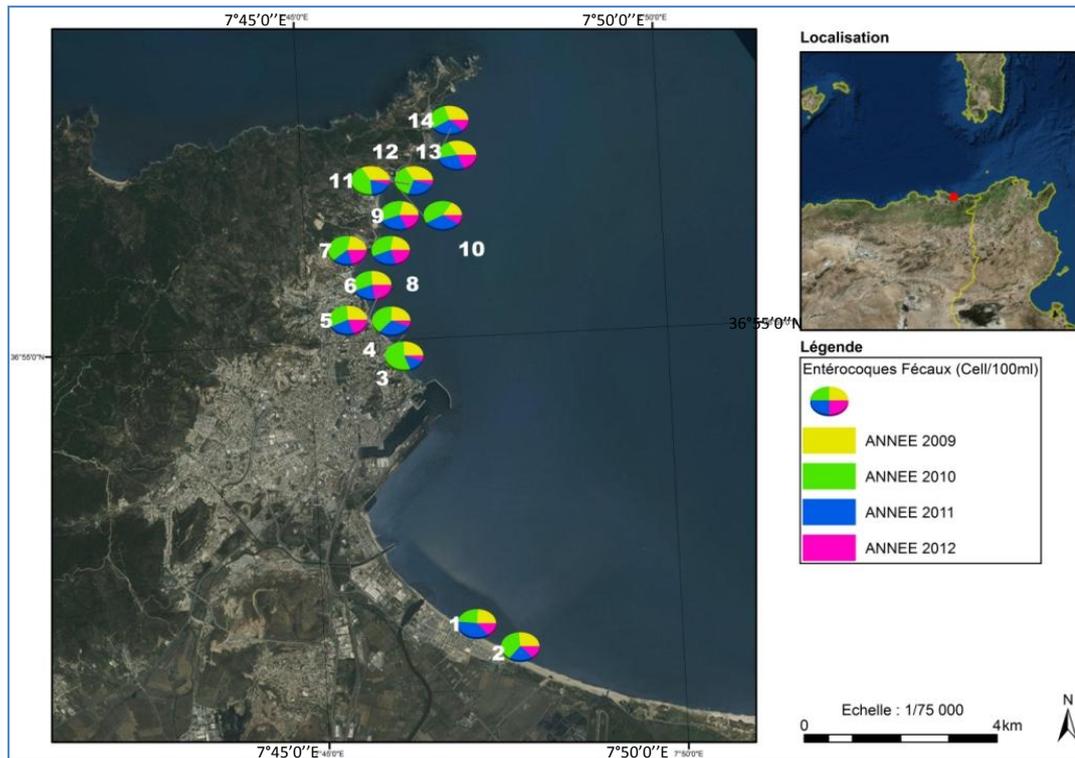


Figure 58. Présentation cartographique des concentrations des EF dans les stations d'études (ArcGis version 10.0, 2010). Du 1 au 14: points de prélèvement d'eau dans les 7 stations.

Les concentrations annuelles moyennes d'*Escherichia coli* varient entre $10,96 \pm 6,28$ EC/100 ml d'eau en 2012 et $30,90 \pm 31,15$ en 2010 (fig. 59). Ces valeurs se caractérisent par une évolution temporelle semblable à celle des EF sauf qu'elles ne dépassent pas 100 EC/100 ml conformément à la norme indiquée dans le décret exécutif n° 93-640.

La distribution spatiale d'EC classe la station Sidi Salem en 1^{er} avec l'abondance moyenne la plus forte qui atteint $57,87 \pm 29,59$ EC/100 ml, sachant qu'EC est un indicateur de contamination récente (Dufour, 1984; Edberg et al., 2000; Lyautey, 2011), sa présence significative dans cette station est vraisemblablement due aux apports de l'oued Seybouse en terme de matières organiques et des rejets de la STEP alors que les eaux de Ain Achir contiennent les contaminations les plus faibles avec $3,64 \pm 2,68$ EC/100 ml.

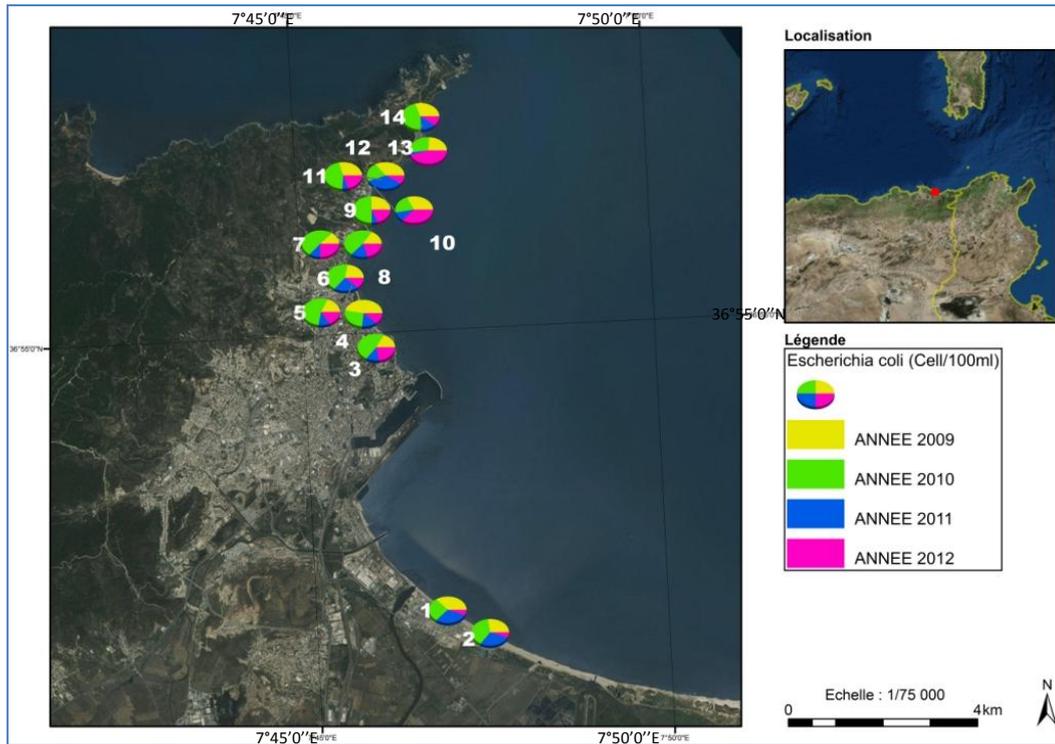


Figure 59. Présentation cartographique des concentrations des EC dans les stations d'études (ArcGis version 10.0, 2010). Du 1 au 14: points de prélèvement d'eau dans les 7 stations.

Les concentrations moyennes des Coliformes Totaux ne dépassent par la norme guide de 500 CT/100 ml (fig. 60), on mesure des taux moyens variant entre $20,87 \pm 16,69$ en 2012 et $104,98 \pm 131,17$ CT/100 ml en 2010.

L'abondance maximale est rencontrée à Sidi Salem avec $112,08 \pm 67,82$ CT/100 ml et la minimale à Belvédère avec $15,55 \pm 11,90$ CT/100 ml.

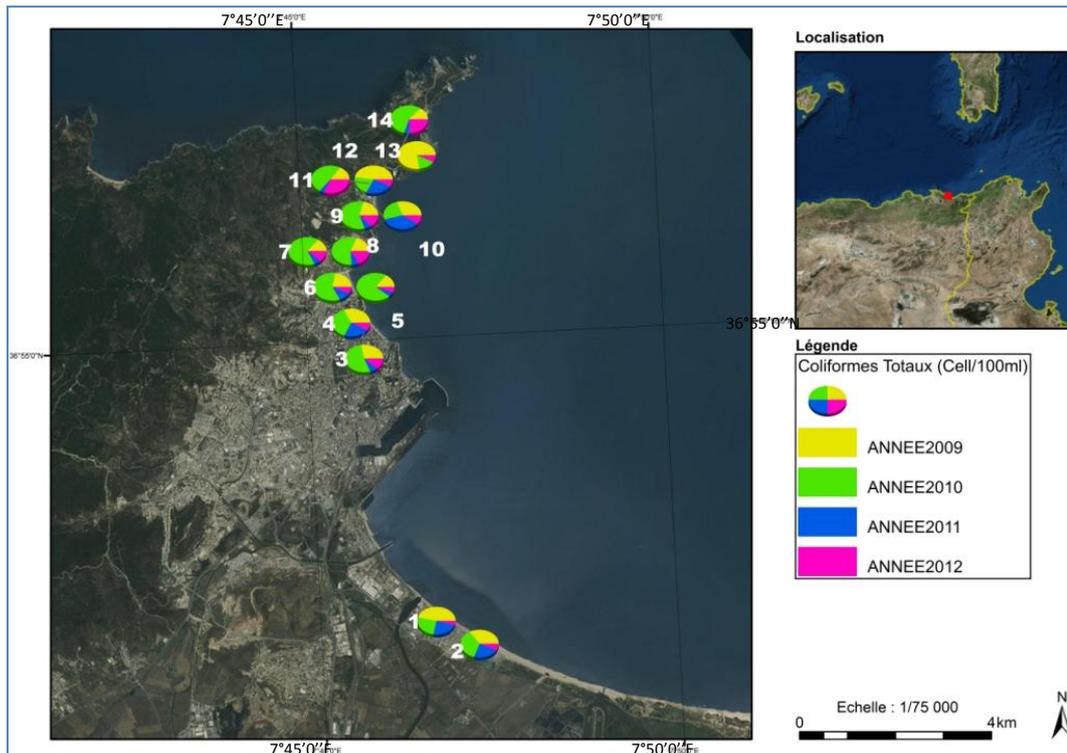


Figure 60. Présentation cartographique des concentrations des CT dans les stations d'études (ArcGis version 10.0, 2010). Du 1 au 14: points de prélèvement d'eau dans les 7 stations.

L'étude comparative des concentrations bactériennes entre les périodes d'avant et d'après la mise en service de la station d'épuration montre une baisse de la charge bactérienne, cette déplétion est étroitement liée au traitement des eaux usées urbaines depuis 2010. Ce dernier permet d'éliminer les bactéries lors de l'opération de décantation où les germes attachés aux matières en suspensions sédimentent. Cette élimination se poursuit lors du traitement biologique par la digestion des microorganismes par les protozoaires, enfin le reste des bactéries est écarté lors de la sédimentation emporté avec les floccs lors de la clarification et le traitement par boues activées (Servais et *al.*, 2007).

La baisse de la charge bactérienne n'est pas significative statistiquement, ce qui semble lié à l'intervention d'autres facteurs environnementaux ou encore à la courte période d'étude qui a fait que le rendement de la STEP n'a pas encore atteint le but attendu.

Malgré cette baisse remarquable, la contamination par les Entérocoques fécaux persiste, cette persistance est comme le constatent Clausen *et al.*, 1977; Edberg *et al.*, 1997 ou encore OMS, 2000, souvent supérieure à celle des autres organismes indicateurs notamment à cause de leur résistance aux conditions environnementales difficiles (Haslay et Leclerc, 1993; Gleeson et Gray, 1997) ainsi, elles constituent un avantage si l'on cherche à identifier une contamination fécale ancienne (Pommepeuy *et al.*, 1992; Edberg *et al.*, 1997). C'est pour cette raison que l'agence Américaine de la protection de l'environnement (USEPA) considère depuis 1986 les Entérocoques fécaux comme indicateurs de contamination fécale de premier plan dans le domaine de la qualité des eaux de baignade. Plusieurs études épidémiologiques menées par Cabelli *et al.*, 1982, 1989; Ferley *et al.*, 1989 et Wade *et al.* (2003) concluent que les Entérocoques étaient le facteur prédictif des maladies gastro-intestinales et que l'abondance des entérocoques était mieux corrélée à l'apparition de ce genre de maladies chez les baigneurs fréquentant des plages aux eaux contaminées que l'abondance des CT ou CF.

Néanmoins les faibles concentrations des Coliformes Totaux et d'*Escherichia coli* sont dues à la sensibilité de leur structure cellulaire à l'eau de mer, ou encore au concept classique d'autoépuration qui a été longtemps retenu. En effet, jusqu'au années 70, il était admis que les bactéries d'origines humaines étaient détruites en quelques heures dans l'eau de mer, la plupart des auteurs considèrent la température et la diminution d'intensité lumineuse comme seules responsables des décroissances bactériennes en milieu marin, mais certains auteurs comme Stablo (1998) n'excluent pas l'intervention d'autres facteurs défavorables tels la salinité, les carences en éléments nutritifs ou encore la sédimentation ou l'antibiose.

Tous ces processus épurateurs sont à prendre avec discernement car on ne connaît pas l'état structural et physiologique des entérobactéries dans le milieu marin. En effet, une question se pose: les entérobactéries non identifiables par les méthodes classiques sont-elles mortes ou ont-elles évolué vers un état viable non cultivable? De nouvelles méthodes de dénombrement direct de bactéries par épifluorescence et immunofluorescence (Fumat, 2007) associées à divers procédés de reviviscence ont été proposées pour essayer de répondre à cette question, il a donc été possible de faire la différence entre la mortalité réelle des cellules et leur mortalité apparente. Des résultats *in vivo* de ces expériences ont montré qu'*E. coli* évoluait rapidement en 1 à 4 jours vers un état viable non cultivable (VBNC) dans des milieux carencés en éléments nutritifs (BenSaid *et al.*, 2010).

Muela et *al.*, (2008) montrent qu'*E. coli* subit des processus adaptatifs structuraux tels la diminution de sa taille, un changement de la composition de ses enveloppes, avec disparition de certaines protéines. Ce phénomène s'accompagne d'une modification de l'activité enzymatique notamment de la β galactosidase or, la numération des coliformes fécaux en milieu spécifique est fondée sur la dégradation du lactose, liée essentiellement à l'activité de cette galactosidase (Lepeuple et *al.*, 2006). Ces formes dormantes garderaient leur pouvoir pathogène et peuvent être à l'origine de maladies graves (Holeton et *al.*, 2011), l'étude du risque de contamination par les agents pathogènes présents dans les eaux marines récréatives a été décrit dans de nombreux travaux (Begier et *al.*, 2008; Sinclair et *al.*, 2009; Ortega et *al.*, 2009 et Wade et *al.*, 2010).

L'analyse univariée des variables étudiées montre qu'il existe des différences significatives entre les années et les stations, donc il y a un effet temps et un effet région sur leur variation, ces différences n'apparaissent pas dans l'analyse multi variée quand on prend en considération l'ensemble des variables et des facteurs étudiées.

Une corrélation positive est retrouvée entre la température, le pH et la salinité cependant l' O_2 dissous est négativement corrélé avec ces derniers. Les Coliformes Totaux sont corrélés positivement avec *E. coli* car cette dernière en fait partie (Noble et *al.*, 2003), les Entérocoques fécaux lui sont négativement corrélés. Enfin, aucun effet de la variation des paramètres physico-chimiques n'a été remarqué sur celle des paramètres bactériologiques.

Conclusion
et perspectives

Conclusion:

Notre contribution à l'étude de l'impact des rejets urbains et industriels sur la qualité des eaux du golfe d'Annaba, représente une tentative menée avec succès sur l'état de santé du milieu côtier soumis aux différentes pressions. Elle doit être complétée par d'autres études sur les pollutions chimiques, organiques, aussi l'étude de la nature des déchets déversés et autres afin de mieux cerner les problèmes de la pollution du littoral et ses impacts pour proposer les solutions les plus adéquates pour y remédier.

Ce diagnostic préliminaire montre que du point de vue physico-chimique, les eaux littorales d'Annaba sont conformes aux normes algériennes. La température et la salinité subissent les mêmes variations qui atteignent leurs maximum en 2011 avec respectivement 20,14 °C et 36,77 g/l. L'analyse de la variance ne montre aucune différence significative en fonction des années, en revanche pour la salinité on rencontre des différences très hautement significatives en fonction des stations.

Les valeurs du pH de l'eau changent significativement en fonction des années d'études, on enregistre des moyennes entre 7,67 et 7,80 et les variations entre stations sont plutôt très significatives.

La moyenne enregistrée des taux de l'OD des eaux varient entre 90,07% en 2009 et 95,28% en 2012, une nette amélioration de ces concentrations est distinguée par rapport aux études précédentes (Hidouci, 2009), les variations de ce paramètre sont très hautement significative en fonction des années et des stations, c'est à Sidi Salem qu'on rencontre la moyenne la plus basse avec 83,99%.

Les analyses bactériologiques mettent en évidence une contamination fécale, notamment par les entérocoques fécaux qui touche tout le littoral d'Annaba, ses variations sont significatives en fonction des années où on note un maximum en 2010 avec une moyenne de 1080 bact./100 ml d'eau, les concentrations dépassent amplement les normes Algériennes relatives au décret exécutif n° 93-164 JORA n° 46). Les stations les plus contaminées sont Rizzi Amor et La Caroube.

Les CT et EC sont également présents mais avec des concentrations inférieures aux normes relatives aux eaux de baignade.

La contamination bactérienne diminue d'une année à l'autre, après la mise en service de la STEP sauf pour les entérocoques fécaux.

La corrélation multiple de Pearson montre que les paramètres physico-chimiques n'ont pas d'effet sur la survie des bactéries.

L'ACP à l'encontre de l'ANOVA, ne montre aucune variation significative des paramètres mesurés, ni en fonction des années ni en fonction des stations.

L'installation et la mise en service de la STEP n'a pas eu d'effet sur la variation des paramètres mesurés sauf pour la température qui enregistre une hausse de 1°C.

Nous avons attribué ce manque d'effet à 4 sources:

- aux déversements continus de différents rejets urbains et industriels, sachant que le raccordement concerne seulement le réseau d'assainissement domestique qui n'est encore que partiel.
- aux rejets dits parasites qui contribuent à l'apport des polluants au milieu marin.
- à la courte période de mise en service de la STEP;
- au mode de traitement des eaux usées, il a été signalé plus haut que le traitement tertiaire n'est pas encore fonctionnel, selon Seyfried et *al.*, 1984, une STEP n'utilisant pas le traitement tertiaire tels la chloration ou l'ozonation peut décharger dans le milieu récepteur encore des microorganismes qui survivent aux traitement primaire et secondaire. Pour cela il est nécessaire d'effectuer la désinfection des eaux usées afin de réduire le niveau de contamination des eaux de surface (Servais et *al.*, 2005).

Néanmoins le traitement des eaux usées est essentiel pour le développement des villes urbaines où le tourisme et le développement agricole et industriel doit coexister. Pour évaluer les avantages du traitement des eaux usées, de nombreuses études, particulièrement celle de Tziakis et *al.*, (2009), ont été réalisées, elles montrent que la qualité des eaux traitées peut varier selon le degré du traitement effectué avec un objectif fondamental qui est d'éliminer l'impact des pollutions sur l'environnement en général et sur les eaux marines et souterraines qui sont souvent le réceptacle des rejets en particulier.

Pour cette raison les autorités Algériennes ont mis en place les outils les plus appropriés pour la protection de l'environnement, entre autre la législation, par la

promulgation de normes de rejets spécifiques (décret exécutif n° 06-160 du 10 juillet 1993 et décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006), ainsi que la loi de l'environnement de 2002. Toutefois, ce type d'outils ne réussit généralement pas à atteindre un niveau élevé de protection de l'environnement, malgré comme le signalent Zhang et Wen, en 2008 ou encore Molinos senante et *al.*, en 2010) leurs coûts élevés.

D'un point de vue environnemental le coût du traitement des eaux usées peut être interprété positivement parce qu'il représente des dommages évités ou une estimation de bénéfices de l'environnement obtenus. Ces bénéfices de l'environnement, exprimés en termes monétaires, sont estimés par le calcul des prix fictifs des polluants indésirables extrait au cours du processus du traitement des eaux usées. Ces prix reflètent comme le montrent Nguyen Van Haetal, en 2007 et Hernandez et *al.*, en 2010, la valeur des dommages environnementaux résultant si ces polluants ont été jetés d'une manière incontrôlée.

Le bénéfice environnemental peut varier en fonction de la destination du produit du traitement, généralement vers le milieu naturel marin ou zones humides qui sont des milieux très sensibles aux polluants et prévenir la présence de ces substances est très précieuses, malgré leur potentiel de dilution et de dispersion. Hernandez Sancho et *al.*, (2010).expliquent que parmi les possibilités qui proposent également des bénéfices significatifs de l'environnement, la réutilisation des eaux usées traitées qui permet l'exploitation d'une ressource en eau non conventionnelles et en même temps réduit la pollution des cours d'eau, des lacs et des plages.

Dans les études d'évaluation des impacts de pollution sur les milieux aquatiques comme celle de Barnabé, en 1997 on montre clairement qu'il ne s'agit pas seulement de faire un constat de l'état dans lequel se trouvent les eaux du littoral, le scientifique doit confronter ses résultats à la réalité et à la demande de la société, devenir une force de proposition et un acteur de plein droit pour les décideurs.

En perspectives.

Huit points paraissent intéressants à mettre en place dans le golfe d'Annaba:

1. Traiter préalablement les rejets industriels avant d'être évacués ailleurs.
2. Réaliser des investissements de dépollution ou d'économie de ressources et introduire la dimension environnementale par les entreprises industrielles et artisanales dans leurs activités.
3. Consolider les capacités des concernés pour l'application des lois notamment la loi littorale, la loi sur les déchets et la loi sur l'environnement dans le cadre du développement durable.
4. Renforcer la coordination entre les réseaux de surveillance locale et nationale pour un suivi continu et plus rigoureux.
5. Mettre en œuvre des plans directeurs d'aménagement et d'urbanisme en réhabilitant la police des eaux et la police de l'urbanisme.
6. Mener avec rigueur les enquêtes de *commodo* et d'*incommodo* concernant toute implantation d'activités proches du littoral.
7. Mettre en place un système de classement des zones sensibles pour déterminer une "note santé publique", une "note biodiversité et habitats" et une "note valeur socio-économique", ce système de classement est un moyen d'établir un ordre de priorité des zones sensibles et l'identification des interventions prioritaires.
8. Intégrer différentes disciplines scientifiques et associer leurs résultats à la prise de décision des gestionnaires.

*Références
bibliographiques*

Références Bibliographiques.

A

Ayada M., (2003). Caractères physico-chimiques et impact des apports terrigènes et anthropiques sur la biomasse phytoplanctonique dans la Baie de Annaba. Mémoire de Magister en sciences de la mer. Université Badji Mokhtar - Annaba.

ANDI, (2014). Agence National de Développement de l'Investissement, Rapport. 7p.

B

Brissou J. F. et Denis F. A., (1980). Techniques de surveillance de l'environnement maritime. Edition Masson, Paris. 248p.

Barnabé G. et Barnabé – Quet R. (1997). Ecologie et aménagement des eaux côtières. Ed. Lavoisier Tec et Doc Paris. p. 391.

Bitton G., (1999). Wastewater Microbiology. 2nd edition. John Wiley & Sons, 578 p.

Bousquet J. C., (2003). Avis du Conseil Economique et Social Régional sur les risques de pollution par les hydrocarbures en méditerranée. Séance plénière.

Bitton, G. (2005). Wastewater Microbiology. 3rd edition. John Wiley & Sons, 729 p.

Begier E.M., Oberste M.S., Landry M.L., Brennan T., Mlynarski D., Mshar P. A., Frenette K., RabatskyHer T., (2008). An outbreak of concurrent echovirus 30 and coxsackievirus A1 infections associated with sea swimming among a group of travelers to Mexico. Clinical Infectious Diseases 47, 616 - 623.

BenSaid M., Masahiro O. and Hassen A., (2010). Detection of viable but non cultivable *Escherichia coli* after UV irradiation using a lytic Q β phage. Ann. Microbiol. 121-127 p.

Bertrand J. C., Caumette P., Lebaron P., Matheron R. et Normand P., (2011). Ecologie microbienne: Microbiologie des milieux naturels et anthropisés. Edition PUPPA. 1002p.

Beliaeff B. and Pelletier D. (2011). A general framework for indicator design and use with application to the assessment of coastal water quality and marine protected area management. Ocean and Coastal Management, 54(1), 84 - 92.

Beliaeff B., Bouvet G., Fernandez J. M., David C. et Laugier T., (2011). Guide pour le suivi de la qualité du milieu marin en Nouvelle-Calédonie, programme Zoneco et programme CNRT. Le Nickel, 167p.

Beilstein M. et Bournay E., (2009). Environnement et sécurité en Méditerranée: désertification, ENVSEC, REMPEC.

C

Clausen E. M., Green B. L. and Litsky W. (1977). Fecal streptococci: indicators of pollution. in: Hoadley A. W. et Dutka B. J. édit., Bacterial Indicators/Health hazards associated with water. American Society for Testing and Materials, ASTM STP 635. p 247-264.

Cabelli V. J., Dufour A. P., McCabe L. J. and Levin M. A. (1982) Swimming-associated gastroenteritis and water quality. American Journal of Epidemiology. 115 (4), 606 - 616.

Cabelli, V. J., (1989). Swimming-associated illness and recreational water-quality criteria. Water Science and Technology 21 (2), 13-21.

CCE. (2006). Directive du Conseil des Communautés Européennes 2006/7/du 15 Février 2006, concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade. Journal officiel de la Commission Européenne. N° L. 64/37.

Chaouche R., (2006). Identification et quantification des déchets solides encombrant les plages de la ville d'Annaba : aspect physico-chimiques et bactériologiques des eaux. Mémoire de Magister en science de la mer. Université Badji Mokhtar - Annaba.

D

Dussart G. B. H., (1966). Limnologie: l'étude des eaux continentales. Géologie, Ecologie, Aménagement. Edition Gauthier-Villars. Paris. 619p.

Dufour A. P., 1984. EPA health effects criteria for fresh recreational waters, United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.

DEWA. (2002). Direction de l'Environnement de la Wilaya d'Annaba. Rapport sur la pollution des oueds de la wilaya d'Annaba.

Degrémont (2005). Mémento Technique de l'eau. Edition Lavoisier Technique et Documentation, Paris. 1928p.

Djebar A. B., Abbas A. et Guedah D. (2006)., Evaluation de la pollution le long du littoral Algérien. 1^{er} Colloque francophone en environnement et santé. Dakar – Sénégal, 21 - 28 mai.

Djebar A. B., Abbas A., Nouacer S. et Amara R., (2007). Qualité physico-chimique et bactériologique des eaux marines du littoral Est Algérien: Jijel, Skikda, Annaba et El Tarf . 5^{èmes} Journées scientifiques de l'ANDRS. Annaba.

DHWA. (2008). Direction de l'Hydraulique de la Wilaya d'Annaba. Communication personnelle.

Dahel Zanat A., Kadri S et Bensouilah M. (2008). Qualité bactériologique des eaux du golfe d'Annaba. X^{ème} Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer et la 1^{ère} Rencontre Tuniso- Françaises d'Ichtyologie, Sousse - Tunisie du 20 au 23 décembre.

Dahel A., (2009). Analyse de la qualité bactériologique de l'eau et des bivalves (moule *Perna perna*) du littoral Nord-Est Algérien. Mémoire de magister, Université Badji Mokhtar Annaba. 105p.

Delarras C., Trébaol B. et Durand J. (2010). Surveillance sanitaire et microbiologique des eaux: Réglementation - microorganismes - Prélèvements - Analyses. Edition Lavoisier Tec et Doc. 541p.

E

Edberg S. C., LeClerc H. and Robertson J., (1997) Natural protection of spring and well drinking water against surface microbial contamination. II indicators and monitoring parameters for parasites. *Critical Reviews in Microbiology*, 23: 179 - 206.

Edberg S.C., Rice E.W., Karlin R. J., and Allen M. J., (2000). *Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public health protection. *Journal of Applied Microbiology*. 88 106S-116S.

EEA and UNEP (2006). Priority Issues in the Mediterranean Environment. European Environment Agency, Copenhagen.

F

Ferley J. P., Zmirou D., Balducci F., Baleux B., Fera P., Larbaigt G., Jacq E., Moissonnier B., Blineau A. and Boudot J. (1989). Epidemiological significance of microbiological pollution criteria for river recreational waters. *International Journal of Epidemiology* 18 (1), 198 - 205.

Fisson C., Leboulenger F., Lecarpentier T., Moussard S. et Ranvier G., (2014). L'estuaire de la Seine: état de santé et évolution. Fascicule Seine- Aval 3.1, 55p.

Fumat C. et Denis F. (2007) Bactériologie médicale techniques usuelles, Elsevier Masson. 573p.

Foussard V. et Etchber H. (2011). Proposition d'une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques pour les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde. Rapport. 68p.

G

Gleeson C. et Gray N., (1997). The coliform index and waterborne disease. E & FN Spoon, 194 p.

Gharsallah Z., (2002). Evaluation de la pollution du littoral d'Annaba : qualité microbiologique de l'eau et teneur en métaux lourds du sédiment superficiel. Mémoire de magister. Université Badji Mokhtar - Annaba, 82p.

Gueddah D., (2003). Evaluation de la pollution industrielle et urbaine dans la région de Skikda. Impact sur l'écosystème marin côtier. Mémoire de magister. Université Badji Mokhtar - Annaba. 114p.

Grimes S., (2003). Bilan et diagnostic National de la pollution marine de la côte Algérienne liée à des activités menées à terre. Programme d'Action Stratégique (PAS) destiné à combattre la pollution due à des activités menées à terre et de sa stratégie opérationnelle. Rapport PAM/PAS MED/MEDPOL.

Gupta H. K., (2005). Oceanology. Universities Press.

Gallini P., (2008). La Méditerranée menacée par la pollution. La Provence presse.

Google earth, 2009.

Gros P., (2011). Ecosystèmes marins, chapitre 5, *in* Connaissance des impacts du changement climatique sur la biodiversité en France métropolitaine - synthèse de la bibliographie, Ecofor.

H

Hutchinson G. E., (1957). A treatise on limnology. Volume 1. Geography, physics and chemistry. 1015p. welly. New York.

Haslay C. et Leclerc H., (1993). Microbiologie des eaux d'alimentation. Lavoisier Tec & Doc, Paris, 495 p.

Halpern B. S., Walbridge S., Selkoe K. A., Kappel D. V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J. F., Casey K. S., Ebert C., Fox H.E, Fujita R., Heinemann D., Lenihan H. S., Madin E. M. P, Perry M. T., Selig E. R, Spalding M., Steneck R. et Watson R., (2008). A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Revue Science*. Vol. 319. no. 5865, pp. 948 – 952

Hidouci S., Abbes A. et Djebar A. B. (2008a). Caractéristiques physico-chimiques des eaux de baignade de la ville d'Annaba. Congrès International sur l'Environnement Marin. - Impacts Anthropiques sur le Milieu Marin, ISMAL – Alger, 27 et 28 Octobre.

Hidouci S., Abbes A. et Djebar A. B. (2008b). Impact des rejets urbains sur la qualité bactériologique des eaux de baignades d'Annaba. Congrès International sur

l'Environnement Marin. - Impacts Anthropiques sur le Milieu Marin, ISMAL – Alger, 27 et 28 Octobre.

Hidouci S. (2009). Qualité bactériologique des eaux du golfe d'Annaba. Mémoire de magister. Université Badji Mokhtar - Annaba. 135p.

Hernández-Sancho F., Molinos-Senante M. and Sala-Garrido R. (2010). Economic valuation of environmental benefits from wastewater treatment processes: An empirical approach for Spain. *Science of the Total Environment* p. 953–957.

Holeton C., Chambers P. A. and Grace L., (2011). Variations of indicator bacteria in a large urban watershed. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* Volume 68, p1836-1859.

J

JORA (1993): Journal Officiel de la République Algérienne. n°46 décret exécutif n° 93-164 du 10/07/1993, p 11.

K

Kacemi M., (2006). Protection du littoral en Algérie politiques et pouvoirs locaux. *Vertigo - la revue en sciences de l'environnement*, Vol. 7 n°3. 1-9p.

Kharraz K., (2008). Atelier sur la protection des eaux du bassin de la Seybouse contre la pollution. Projet INECO. Annaba, 19 janvier.

L

Lepeuple A. S., Lebaron P. and Servais P., (2006). Method for quantifying living coliform microorganisms in a water sample, Brevet d'invention n° WO2006129038 A2.

Lyautey E., Wilkes G., Miller J., Van Bochove E., Schreier H., Koning W., Edge T., Lapen D. and Topp E. (2011). Variation of an indicator of *Escherichia coli* persistence from surface waters of mixed-use watersheds, and relationship with environmental factors. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.*47, 11-19.

Logiciel R Gui, version 3.2.0. (2015).

Logiciel arcGis 10.0. Système de coordonnées WGS 84 UTM – Zone 32. Fond d'image Bing Aerial © Microsoft Corporation (2010).

M

Miquel M. G., (2003). Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. La qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Tome II - annexes. N° 215 Sénat, session ordinaire, 23-24.

MeHSIP. (2008). Elaboration of a Mediterranean Hot Spot Investment Programme. Final report for contract reg/2006/02 fwc beneficiaries Europeaid/119860/c/sv/multi lot n° 2: transport and infrastructures; horizon 2020.

Molinos-Senante M., Hernández-Sancho F., Sala-Garrido R., 2010. Economic Feasibility study for wastewater treatment: a cost benefit analysis. Science of The Total Environment 408 (4), 953 - 957.

Marchand M., 2013. L'océan sous haute surveillance, qualité environnementale et sanitaire. Edition Quae. 223p.

Muela A., Seco C., Camafeita E., Arana I., Orruno M., Lopez J.A. et Barcina I., (2008). Changes in *Escherichia coli* outer membrane subproteome under environmental conditions inducing the viable but non culturable state, FEMS Microbiol Ecol. 28-36.

N

Nisbet M. et Verneaux J., (1970). Composantes chimiques des eaux courantes. Annales de limnologie.6 (2): 161 - 190.

AFNOR: NF T 90-420 (1987) (homologuée)- Recueil de normes françaises 1994, Qualité de l'eau. Paris : AFNOR, 1994. p. 777-785.

Noble R.T., Moore D. F., Leecaster M.K., McGee C.D. and Weisberg S. B. (2003). Comparison of total coliform, fecal coliform, and enterococcus bacterial indicator response for ocean recreational water quality testing. Water Res. 37, 1637–1643.

Nguyen Van H., Shashi K., Maclaren V. (2007). Shadow prices of environmental outputs and production efficiency of household-level paper recycling units in Vietnam. Ecol. Econ. p 98-110.

NCEAS (2011). A map of cumulative human impacts on Mediterranean marine ecosystems. (WWW) National Center for Ecological Analysis and Synthesis, University of California. <http://globalmarine.nceas.ucsb.edu/mediterranean/>

O

OMS (2000). Directives de qualité pour l'eau de boisson. 2^{ème} édition. Volume 2. Critères d'hygiène et documentation à l'appui. Genève 1050p.

Ortega C., Solo Gabriele H.M., Abdelzaher A., Wright M., Deng Y. and Stark L.M. (2009). Correlations between microbial indicators, pathogens and environmental factors in a subtropical Estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1374–1381.

ONA: Office National d'Assainissement Annaba.

P

Pommepuy M., Butin M., Derrien A., Gourmelon M., Colwell R. R., and Cormier M. (1996) Retention of plied and enteropathogenicity by viable but non culturable *Escherichia coli* exposed to seawater and sunlight. *Ap Environmental Microbiology* 62 (12), 4621-4626.

PNUE/PAM/MEDPOL. (2005). Transboundary diagnostic analysis (T.D.A.) for the Mediterranean Sea. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.

PNUE/PAM. (2012). Etat de l'environnement marin et côtier de la Méditerranée, PNUE/PAM - Convention de Barcelone, Athènes.

R

Rodier J., (1996). L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer, 8^{ème} édition. Paris Dunod. 1384p.

Rejsek F., (2002). Analyse des eaux - Aspects réglementaires et techniques. Ed CRDP d'Aquitaine. France: 358 p.

Rodier J., Legube B. et Merlet N., (2009). Analyse de l'eau. 9^{ème} édition. Paris Dunod. 761- 770p.

Rouane-Hacene O., (2013). Biosurveillance de la qualité des eaux côtière du littoral occidental Algérien, par le suivi des indices biologiques, de la biodisponibilité, et la bioaccumulation des métaux lourds (Zn, Cu, Pb, Cd) chez la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'oursin *Paracentrotus lividus*. Thèse de doctorat, Université d'Oran. 249p.

S

Seyfried P. L., Brown N. E., Cherwinsky C. L., Jenkins G., Cotter D. A., Winner J. M. and Tobin R. S. (1984). Impact of sewage treatment plants on surface waters. *Canadien Journal of public health.* p 25 – 31.

Stablo C. (1998). Conséquences sur la santé de la consommation des coquillages de pêche à pied dans le bassin d'Arcachon en période estivale. *Bull. Soc. Pharm. Bordeaux*, 137, 91-107.

Servais P., Garcia – Armisen T., Espinel N., Fouqueray M. et Mouchel J. M. (2005). La contamination d'origine fécale des eaux du bassin de la seine. Rapport Piren Seine.

Servais P., Garcia-Armisen T., Billen, G. et Rousselot O. (2006a). Modélisation du niveau de contamination fécale de la Seine en région parisienne : situation présente et future. Rapport PIREN Seine.

Servais P., Castignolles N., Petit F., George I., Buffet-Janvresse C. et Ficht A. (2006b). Contaminations Bactérienne et Virale. Programme scientifique seine-Aval. Edition IFREMER. 26p.

Servais P., Garcia-Armisen T., George I. and Billen G. (2007). Fecal bacteria in the rivers of the Seine drainage network (France): sources, fate and modeling. Science of the total Environment. Volume 375. 15p.

Sinclair R.G., Jones E. L. and Gerba, C.P., (2009). Viruses in recreational water-borne disease outbreaks: a review. Journal of Applied Microbiology 107,1769–1780.

T

Taverny C., Belaud A., Elie P. et Sabatie M. R. (2000). Les aloses et les activités humaines: Influence des activités humaines. p 227-248. in Bagliniere J. L., and Elie P., editors. Les aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax spp.*). Cemagref, INRA.

Tziakis I., Pachiadakis I., Moraitakis M., Xideas K., Theologis G., Tsagarakis K.P. (2009). Valuing benefits from wastewater treatment and reuse using contingent valuation methodology. Desalination 237. 117–125

U

USEPA. (1986). Ambient water quality criteria for bacteria, EPA/440/5-84/002, *In*: Office of Water Regulations and Standards, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.

UNDESA, Population Division (2011). World Population Prospects: The 2010 Revision, Volume I: Comprehensive Tables. United Nations Department of Economic and Social Affairs, New York.

W

Wade T.J., Pai N., Eisenberg J. N. S., Colford Jr. and J. M., (2003). Do U.S. environmental protection agency water quality guidelines for recreational waters prevent gastrointestinal illness. A systematic review and meta-analysis. Environmental Health Perspectives 111, 1102 -1109.

Wade T.J., Sams E., Brenner K.P., Haugland R., Chern E., Beach M., Wymer L., Rankin C. C., Love D., Li Q., Noble R. and Dufour, A. P. (2010). Rapidly measured indicators of recreational water quality and swimming associated illness at marine beaches: a prospective cohort study. *Environmental Health* 9, 1-14.

Z

Zhang K. M., Wen Z. G. (2008). Review and challenges of policies of environmental protection and sustainable development in China. *J. Environ. Manage*;88 (4): 1249–61.

WEB:

Site officiel wilaya Annaba www.wilaya-annaba.org

Annexes

Annexes 1.

Publications 1

European Journal of Scientific Research
ISSN 1450-216X / 1450-202X Vol.120 No.4, 2014, pp.488-493
<http://www.europeanjournalofscientificresearch.com>

Bacterial Quality of Coastal Waters of Annaba (East Algeria)

Sabrina Hidouci

*Corresponding Author, Univ. Ouargla, Fac. des Sciences de la Nature et de la vie
Dépt. Des Sciences Biologiques, Ouargla 30000, Algérie
Univ. Annaba, Fac. Des Sciences, Lab. D'ecobiologie des Milieux Marins et
Litoraux. Annaba 23000. Algeria
E-mail: bioannaba@yahoo.fr
Tel: 213 29715679 Fax: 213 29715679*

Abdallah Borhane Djebbar

*Univ. Annaba, Fac. Des sciences, Lab. d'ecobiologie des Milieux
Marins et Litoraux. Annaba 23000. Algeria
E-mail: djebbarborhane2000@yahoo.fr
Tel: 2133887106 Fax: 21338871062*

Rachid Amara

*Maison de la Recherche en Environnement Naturel. Université du Littoral
côte d' opale 32 Avenue Foch 62930 Wimereux. France.
E-mail: rachid.amara@univ-littoral.fr*

Et Housseem Sahraoui

*Univ. Ouargla, Fac. des Sciences de la Nature et de la vie, Dépt
Des sciences Biologiques, Ouargla 30000, Algérie
E-mail: s_houss@yahoo.fr
Tel: 2133887106 Fax: 21338871062*

Abstract

With a length of nearly 50 km, Annaba coast at the east of Algeria, offers an exceptional maritime front attracting 2 to 3 million tourists each year. It is also a major base of heavy industry in Algeria, including ArcelorMittal, ASMIDAL, Orelait, ENCG which use sea water in their manufacturing process as a direct or indirect receptacle of their discharges, causing its contamination.

The wastewater treatment is intended to discharge into the natural environment water of acceptable quality affecting the environment the least possible.

In order to further understand the implications, we proceed to a comparative study of the bacteriological quality of coastal waters around the city of Annaba, before and after the commissioning of the first sewage plant located at Lallelick, distant of approximately 10 kilometers to the southeast of Annaba, which has been operating since 2010 with a capacity of 683,000 population equivalent.

The results show a decrease in bacterial contamination including that of Total Coliforms, Escherichia coli and Intestinal Enterococci in the summer of 2011, after the commissioning of the sewage plant with respective average rates of 87, 37 and 83 bact/100 ml, against rates up to 1100, 460 and 2400 bact/100 ml of seawater recorded in 2007, 2008, 2009 and 2010.

The construction of the sewage plant in 2010 was part of the 2002 national action plan to reduce marine pollution from land-based activities with the enacting of a series of laws, including the coastal Law, the waste Act and the environment Act in the context of sustainable development.

Keywords: WWTP, contamination, bacteria, coastline, Annaba.

1. Introduction

The impact of sewage on water quality is well known, and the risk of contamination by pathogens present in the bathing waters has been documented in several studies. (Bergier *et al.*, 2008; Sinclair *et al.*, 2009 and Wade *et al.*, 2010).

Since the implementation of the Algerian Bathing Waters and Urban Wastewater executive decrees (JORA, 1993 and 2006), There has been substantial investment by the Algerian state in the improvement of existing collective sewage systems and treatment plants, and the provision for new ones. Even those plants producing an effluent of acceptable quality can often bring about a significant improvement on the quality of bathing waters. Collective systems with sewage pumping stations can malfunction, or certain collectivities are not yet connected to sewage treatment plant, allowing untreated sewage to discharge and causing water quality problems. (Holeton C. *et al.*, 2011).

Beach and seawater quality monitoring and assessment are considered vital parts of any integrated coastal management program (Afifi *et al.*, 2000). Sanitary water conditions are normally evaluated by the counts of Total Coliforms, Fecal Coliforms and Fecal Enterococci using traditional culture techniques according to the AFNOR standards. (ISO 9308-3 and ISO 7899-1, 1999). These are the indicative bacteria of fecal contamination.

These indicator microorganisms are not pathogens themselves, but their close association with the intestinal tract means that their presence in water is indicative of fecal pollution (Madigan *et al.*, 2000).

The aim of this study was to determine the level of bacterial pollution of the surface waters of the littoral of Annaba (Eastern Algeria), before and after of the 2010 commissioning of the wastewater treatment plant (WWTP).

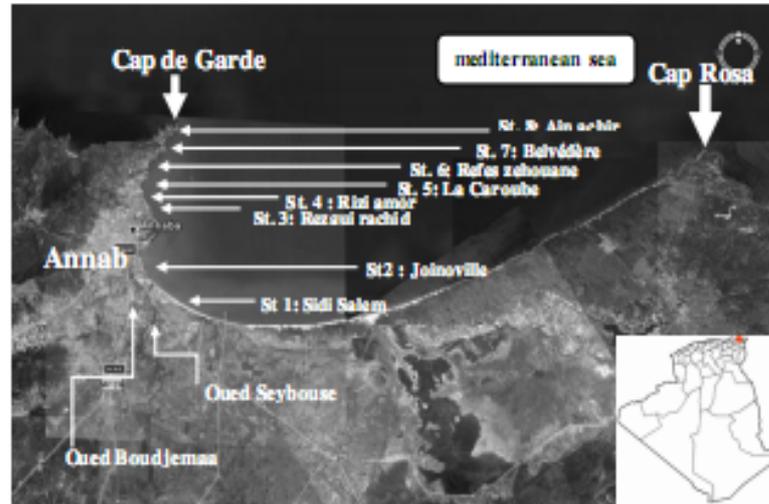
2. Material and Methods

2.1. Study Area and Sampling

Seawater samples were obtained from eight sites along the coast of Annaba, Algeria. Seven are bath beaches and one is unauthorized beach. (fig. 1). Sampling sites are located near sewage discharges and rivers (Oued Meboudja, Oued Seybousse).

Water samples from surface (0,5 m) were directly collected with 250 ml sterile bottles in estival season 2007, 2008, 2009, 2010 and 2011. And preserved on ice until analyses were performed.

Figure 1: Location of sampling sites in the coast of Annaba



2.2. Microbiological Analyses

The enumeration of total coliforms (TC), *Escherichia coli* (Ec) and Intestinal Enterococci (IE) was carried out using Multiple Tube Fermentation Technique (MPN). According to the French standards (AFNOR).

The multiple-tube fermentation method involves adding specified quantities of the sample to tubes containing a nutrient broth, incubating the tubes at a specified temperature for a specified time period, and then looking for the development of gas and/or turbidity that the bacteria produce. The presence or absence of gas in each tube is used to calculate an index known as the Most Probable Number (MPN). (Rodier, 2009)

2.3. Statistical Analysis

All statistical analyses were performed using ExcelStat software (Copyright 2009). For continuous data, non detections were substituted with lowest detectable concentrations and quantile-quantile plots were used to evaluate the normality of the raw data. TC and EC concentration were \log_{10} transformed to achieve normality prior to any analyses. Analyses of variance (ANOVA), Tukey's post-hoc test and Dunnett test were performed to compare data of different estival seasons. Statistics were considered significant when the p value was < 0.05 .

3. Results and Discussion

Cultivable Total Coliform (TC), *Escherichia coli* (EC) and Intestinal Enterococci (IE) were enumerated in surface water samples collected in the gulf of Annaba, Algeria.

Throughout the study period, concentration of TC varied between 3 MPN/100 ml in summer 2011 and 600 MPN/100 ml in 2010 estival season with a mean of 148 MPN/100 ml. Those of EC varied between 3MPN/100 ml and 164 MPN/100 ml in the same time year with a mean of 35 MPN/100 ml. These values are conforming to Algerian decree n° 93-164 of 10 July 1993.

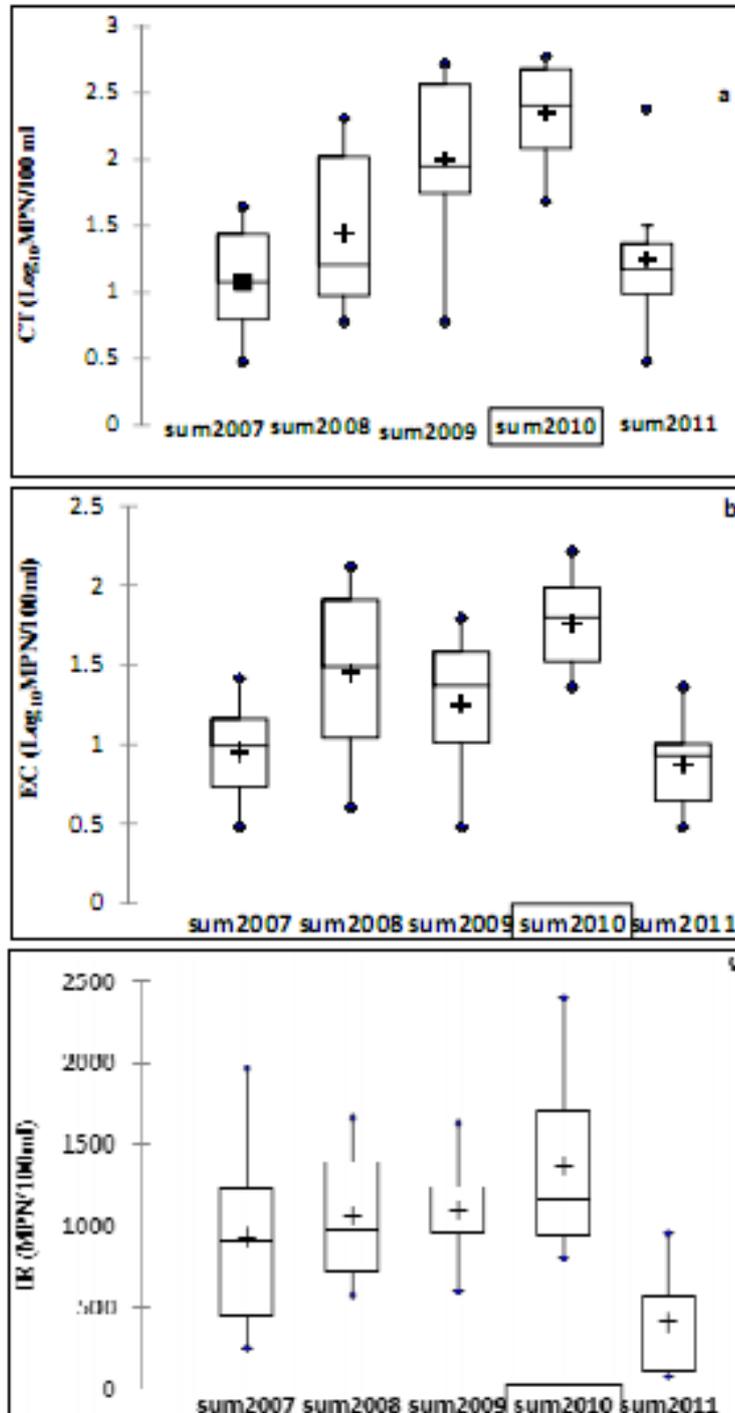
The highest concentration of IE was 2400 MPN/100 ml in 2011 and the lowest one was 83 MPN/100 ml in 2010 with an average of 1000 MPN/100 ml, Concentrations often exceeded regulatory threshold limits.

Our results are comparable to those of Djebbar *et al.* (2006, 2007) and Chaouche (2006).

Figure 2 (a,b,c) shows the box plots of TC, EC and IE concentration at the eight beaches of Annaba before and after the commissioning of wastewater treatment plant (WWTP) from 2007 to

2011. Each box plot shows the median, 25 and 75 percentile values of the data sets. And they also show increased levels until 2010 the year of commissioning of the WWTP, to decrease significantly in 2011.

Figure 2: Box plot of TC (a), EC (b) and IE (c) concentrations, sum: summer.



Analysis of the pooled data set using the Tukey's and Dunnett's (bilateral) post-hoc tests indicated that levels of TC in 2010 is significantly higher than 2011, 2008 and 2007 ($P < 0.01$). (Tab. 1)

E.coli concentrations were also significantly different between 2010/2011 ($p < 0,001$) and 2010/2007 ($p < 0,01$). (Tab. 1)

Similar to IE concentrations were significantly different between 2010 and 2011 ($p < 0,001$), they were also significantly different between 2009 and 2011 ($p < 0,05$).

Table 1: Tukey test results for different bacteria searched and the level of significance according to the years

Bacteria	Year	P
CT	2010/2007	0,000***
	2010/2008	0,021*
	2010/2011	0,003**
	2009/2007	0,008***
EC	2010/2011	0,001***
	2010/2007	0,003**
IE	2010/2011	0,002**
	2009/2011	0,038*

*: significant ($p < 0,05$); **: very significant ($p < 0,01$); ***: highly significant ($p < 0,001$)

Table 2: Dunnett test results for different bacteria searched and the level of significance according to the years

Bacteria	Year	P
CT	2010/2007	0,000***
	2010/2008	0,009**
	2010/2011	0,001**
EC	2010/2007	0,001**
	2010/2011	0,000***
IE	2010/2011	0,001***

*: significant ($p < 0,05$); **: very significant ($p < 0,01$); ***: highly significant ($p < 0,001$) 4.

4. Conclusion

A comprehensive study of beach water quality prediction has been carried out for eight beaches in Annaba. Statistical analysis of the regular monitoring data was carried out for two periods before (2007 - 2009) and after (2010 - 2011) the commissioning of WWTP shows decrease of concentrations bacteria indicator. This decrease may be due to wastewater treatment starting from 2010.

It eliminates fecal bacteria during the processing of decantation where bacteria attached to suspended matter sediment. And continue during the biological treatment when fecal bacteria can be consumed by protozoa. A portion of fecal bacteria is removed by sedimentation with flocs in the clarification following treatment sludge activated and disinfection treatment (Servais et al., 2007). Despite this decline, contamination by enterococci persists.

Continuous monitoring can we further clarify the effectiveness of the sewage treatment plant on the rate of reduction of bacteria in seawater.

References

- [1] Afifi, S., Elmanama, A., Shubair, M. (2000), "Microbiological assessment of beach quality in Gaza Strip", *Egypt. J. Med. Lab. Sci.* 9(1).
- [2] AFNOR: NF EN ISO 9308 - 3 (1999), "Qualité de l'eau - recherche et dénombrement des Escherichia coli et des bactéries coliformes dans les eaux de surface et résiduaires", (Méthode générale par ensemencement en milieu liquide -NPP), *Journal officiel français* du 24 mars 1999, P. 226. (in French)

- [3] AFNOR: NF EN ISO 7899 – 1 (1999). Qualité de l'eau – recherche et dénombrement des entérocoques intestinaux dans les de surface et résiduaires", (Méthode générale par ensemencement en milieu liquide -NPP), Journal officiel français du 24 mars1999, P. 226. (in French)
- [4] Bergier, E.M., Oberste, M.S., Landry, M.L., Brennan, T., Mlynarski, D., Mshar, P.A.,Frenette, K., Rabatsky-Her, T. (2008), "An outbreak of concurrent echovirus 30 and coxsackievirus A1 infections associated with sea swimming among a group of travelers to Mexico", *Clinical Infectious Diseases* 47, 616–623.
- [5] Chaouche R. (2006) "Identification et quantification des déchets solides encombrant les plages de la ville d'Annaba: aspect physico-chimiques et bactériologiques des eaux", Mémoire de Magister en science de la mer, Université Badji Mokhtar, Annaba, Algérie. (in French)
- [6] Djebar, A. B., Abbes, A. et Guedah, D. (2006), "Evaluation de la pollution le long du littoral Algérien", 1^{er} Colloque francophone en environnement et santé, 21 – 28 Mai, Dakar. Sénégal. (in French)
- [7] Djebar, A. B., Abbes, A., Nouacer, S. Amara, R. (2007), "Qualité physico-chimique et bactériologique des eaux marines du littoral Est Algérien : Jijel, Skikda, Annaba et El Tarf", 5^{ème} Journées scientifiques de l'ANDRS, 9 – 11 Avril, Annaba, Algérie. (in French)
- [8] Holeton, C., Chambers, P. A., Grace, L. (2011), "Variations of indicator bacteria in a large urban watershed", *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, Volume: 68 , p1836-1859.
- [9] JORA: Journal Officiel de la République Algérienne n°46 décret exécutif n° 93-164 du 10/07/1993, p 11. (in French)
- [10] JORA: Journal Officiel de la Republic Algérienne n° 26 décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006, p 4-9. (in French)
- [11] Madigan M.T., Martinko J. M., Parker J. (2000), "Biology of Microorganisms", 9th edition, Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall
- [12] Rodier J. (2009), "analyse de l'eau", 9^{ème} édition, Paris, Dunod, p. 761- 770. (in French)
- [13] Sinclair, R.G., Jones, E.L., Gerba, C.P., (2009), "Viruses in recreational water-borne disease outbreaks: a review", *Journal of Applied Microbiology* 107,1769–1780.
- [14] Servais, P., Garcia-Armisen, T., George, I. & Billen, G. (2007), "Fecal bacteria in the rivers of the Seine drainage network (France): sources, fate and modelling", *Science of the Total Environment*, volume 375, p 15.
- [15] Wade, T.J., Sams, E., Brenner, K.P., Haugland, R., Chern, E., Beach, M., Wymer, L., Rankin, C.C., Love, D., Li, Q., Noble, R., Dufour, A.P. (2010), "Rapidly measured indicators of recreational water quality and swimming-associated illness at marine beaches: a prospective cohort study", *Environmental Health* 9, 1–14.

Publications 2

Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer (I.N.S.T.M. Salammbô), Numéro Spécial (14) :
Actes des Onzièmes Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer (Nahal TUNISIE 19 - 22 décembre 2009)

L'évaluation de la pollution fécale des eaux littorales de la ville d'Annaba (est algérien)

SABRINA HIDOUCI, ABDALLAH BORHANE DJEBAR

laboratoire d'Ecobiologie des Milieux Marins et Littoraux, Département des Sciences de la Mer, Faculté des Sciences,

Université Badji Mokhtar-Annaba, BP 12 Annaba 23000, Algérie

bioannaba@yahoo.fr djebbarborhane2000@yahoo.fr

Résumé

Les rejets d'eaux usées dans les milieux aquatiques ainsi que le lessivage des sols apportent des quantités parfois très importantes de bactéries d'origine fécale. Parmi ces bactéries, certaines sont pathogènes et posent un problème sanitaire dont l'importance dépend du niveau de contamination. La détection d'une pollution d'origine fécale se fait habituellement par la recherche de germes indicateurs de contamination fécale, Notamment, les coliformes totaux et fécaux ainsi que les streptocoques fécaux qui sont les principaux indicateurs de contamination fécale. C'est ainsi que nous nous sommes intéressés à l'évaluation de la pollution bactériologique estivale (au cours des années 2006, 2007 et 2008), des eaux littorales d'Annaba par quantification des coliformes totaux, *Escherichia coli* et des streptocoques fécaux dans 8 stations à proximité des rejets urbains et industriels. Les résultats obtenus montrent une contamination par 3 types de bactéries avec la prédominance des streptocoques fécaux dont les charges ont atteint 1400 bact./100 ml. Ainsi, la qualité bactériologique des eaux du littoral d'Annaba incite à l'installation et la réhabilitation des stations d'épuration.

Mot-clés : littoral, Annaba, Santé, Bactériologie, Environnement, Pollution.

Abstract:

Discharges of wastewater into aquatic and soil leaching bring some very important quantities of fecal bacteria. Among these bacteria, some are pathogenic and pose a health problem whose importance depends on the level of contamination. The detection of fecal pollution is usually done by searching for indicator organisms of fecal contamination, in particular, total and fecal coliforms and fecal streptococci, which are key indicators of fecal contamination. Thus we are interested in evaluating the bacteriological pollution summer (during the years 2006, 2007 and 2008), coastal waters of Annaba by quantification of total coliforms, *Escherichia coli* and faecal streptococci in 8 stations near urban and industrial discharges. The results show contamination with 3 types of bacteria with the predominance of streptococci whose expenses were 1400 bact./100 ml. Thus, the bacteriological quality of coastal waters of Annaba encourages the installation and rehabilitation of sewage

Keywords: littoral, Annaba, Health, Bacteriology, Environment, Pollution.

ملخص:

تصريف مياه المجاري في البيئات المائية، وكذلك رشح التربة يمكن أن يوفر كميات كبيرة جدا من البكتيريا البرازية، التي من بينها ما هو مسبب للأمراض وتشكل مشكلة صحية أهميتها تتوقف على مستوى التلوث. الكشف عن التلوث البرازي يتم من خلال البحث عن بكتيريا تعد مؤشر لتلوث البرازي تعيش طبيعيا بالأعماق (الإنسان و الحيوانات) و التي ليست بالضرورية مبرصنة ولكن وجودها بأعداد كبيرة يدل على وجود تلوث برازي قد يؤدي إلى مخاطر وبائية. أهم مؤشرات التلوث البرازي هي Streptocoques, coliformes.

بالتالي قمنا منذ 2006, 2007, 2008 بتقييم التلوث البكتريولوجي للمياه الساحلية لمدينة عنابة (شرق الجزائر) بتعداد مجموع $SF-E.coli-CT$ في 08 محطات بالقرب من مجاري التصريف الصحي الحضري والصناعي. وتظهر النتائج وجود تلوث جرثومي بالبكتيريا الثلاث مع وجود SF بنسبة أكبر حيث وصلت إلى 1400 بكتيريا/مل. دراستنا تكتمل فرضية أن المياه الساحلية لمدينة عنابة سببة من حيث النوعية الجرثومية، لإنشاء وإصلاح محطات معالجة مياه الصرف الصحي أصبحت ضرورية كلمات البحث: الساحل، عنابة، الصحة، علم الجراثيم، البيئة، التلوث.

Introduction

La baignade est parmi les activités récréatives des plus appréciées, cependant elle n'est pas sans risques relatifs à la qualité de l'eau, du milieu environnant. Parmi les diverses sources de pollution microbiennes apportées dans les eaux du golfe d'Annaba (Est Algérie), on distingue notamment les pollutions d'origine urbaine, industrielle (asfidal, arcelor mital, oréalit.....) ou agricole. Les eaux de ruissellement qui se déversent dans les rivières et oueds tels que Seybouse, Boudjemaâ et Mafrague finissent en mer. Ils apportent ainsi d'importantes quantités de micro-organismes provenant des matières fécales d'origines humaine et animale.

Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer (I.N.S.T.M. Salammbô) : Numéro Spécial (14) : Actes des Onzièmes Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer (Nabeul TUNISIE 19 – 22 décembre 2009)

La détection d'une pollution d'origine fécale se fait habituellement par la recherche de germes indicateurs de contaminations fécales, (SERVAIS, 1999). C'est ainsi que nous nous sommes intéressés en périodes estivales (juin, juillet, août) des années 2006, 2007 et 2008 à l'évaluation de la qualité bactériologique des eaux littorales de la ville d'Annaba par la recherche et la quantification des coliformes totaux (CT), *E.coli* et streptocoques fécaux (SF).

Matériels et méthodes:

Description de la zone d'étude: Le golfe d'Annaba est situé à l'Est Algérien, il est limité par les Caps Rosa à l'Est et de Garde à l'Ouest. Nous avons retenus 8 stations (St.) qui sont d'Est vers l'Ouest: Sidi salem, Joinville, Rezgul rachid, Rizl amar, La Caroube, Refes zehouane, Belvédère, Ain achir (fig. 1).



Figure 1: Positionnement des stations d'étude (St) dans le secteur ouest du golfe d'Annaba.

Techniques d'échantillonnage et d'analyses: Les prélèvements d'eau sont effectués à ~50 cm de profondeur et à 2 m du rivage. Des volumes de 250 ml sont recueillis dans des fioles stériles pour être transportés dans une glacière à + 4°C au laboratoire d'hygiène et de prévention du Service d'Epidémiologie et de Médecine Préventive (SEMP) Frantz Fanon d'Annaba. Les différents types d'analyses ont eu lieu 2 heures après les prélèvements.

La méthode d'analyse utilisée est celle du dénombrement en milieu liquide par détermination du nombre le plus probable (NPP) dans 100 ml d'eau, son principe est d'ensemencer des dilutions successives d'eau (10^0 , 10^1 , 10^2) à analyser à raison de 3 tubes de milieu de culture liquide par dilution. On note ensuite selon RODIER, (1996) le nombre de tubes inoculés présentant une culture visible indiquant la présence de micro-organismes. Pour la recherche des CT, on utilise le pourpre de bromocrésol (BCPL) et le vert brillant lactose (VBL) comme milieu de culture (AFNOR T 90-413), pour *E. coli* on cultive en eau-peptonée exempte d'indole (AFNOR T 90-413) en ajoutant le réactif Kovacs au moment de la lecture (HOSKINS, 1933). Enfin, pour le dénombrement des SF nous utilisons les milieux de Rothe et Litsky (LITSKY et al., 1955) (AFNOR T 90-411).

Résultats

Positions GPS des stations d'étude: Les 8 stations d'études (St) réparties sur 2 communes de la wilaya d'Annaba, 2 à El Bouni et 6 à Annaba, leurs positions GPS sont représentées dans le tableau I.

Contamination par les Coliformes totaux (CT): Dans les 8 stations d'étude, en juin, juillet et août des années 2006 (fig. 2A), 2007 (fig. 2B) et 2008 (fig. 2C) le nombre des CT est inférieures à la limite maximale autorisée en Algérie (JDRA n° 46 du 10/07/1993) qui est de 500 CT / 100 ml d'eau. En effet, on passe d'une moyenne de 17 bact dans 100ml en 2006 à 18 en 2007 pour atteindre 66 en 2008.

Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer (I.N.S.T.M. Salammbô), Numéro Spécial (14) : Actes des Océanées Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer (Palais TUNISIE 19 - 21 décembre 2009)

Tableau I: localisation GPS des 8 stations d'études retenues dans le golfe d'Annaba

Station	Rage	Position GPS	Commune
St:1	Sidi salem	36°51'52"N 07°46'31"E	El Bouini
St:2	Joinville	36°52'51"N 07°45'24"E	El Bouini
St:3	Regul rachid	36°55'54"N 07°45'35"E	Annaba
St:4	Rid amon	36°55'53"N 07°45'58"E	Annaba
St:5	La caroube	36°56'59"N 07°45'57"E	Annaba
St:6	Refes zehouane	36°56'71"N 07°46'54"E	Annaba
St:7	Belvédère	36°56'56"N 07°46' 36"E	Annaba
St:8	Ain achir	36°57'39"N 07°46'64" E	Annaba

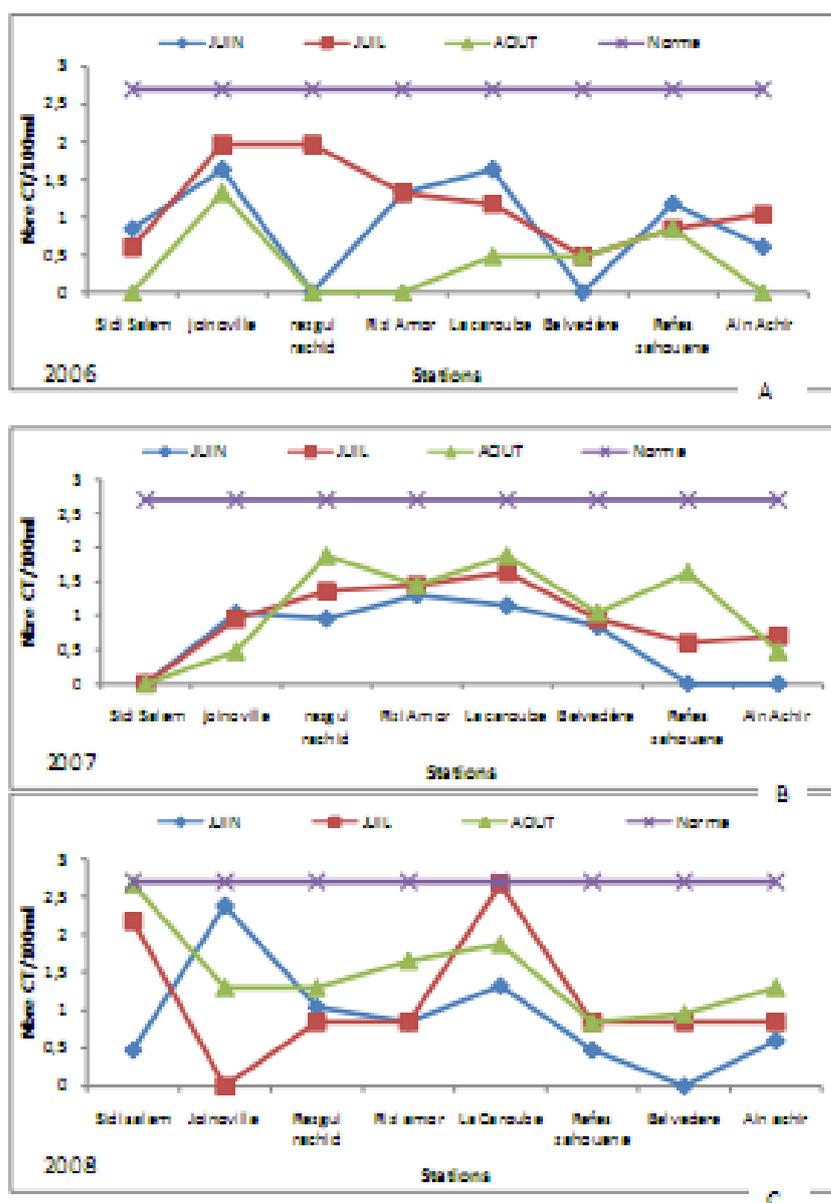


Figure 2: Variations des CT dans 100 ml d'eau prélevés dans les 8 stations en 2006 (A), 2007(B) et 2008(C).

Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer (I.N.S.T.M. Salammbô), Numéro Spécial (14) : Actes des Onzièmes Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer (Nahs) TUNISIE 19 – 22 décembre 2009

Escherichia coli (E. coli) : En 2006 (fig. 3D) comme en 2007 (fig. 3E) le taux d'E. coli est inférieure à 43 bact. / 100 ml et reste conforme aux normes Algériennes (100 bact. / 100 ml d'eau) décret exécutif n° 93-164 du 10/07/1993 (ORA n°46) par contre en été 2008 (fig. 3F) les eaux de 4 plages (Sidi Salem, Joinville, La caroube et Belvédère) sur 8 sont contaminé et le nombre atteint les 250 bact/100 ml.

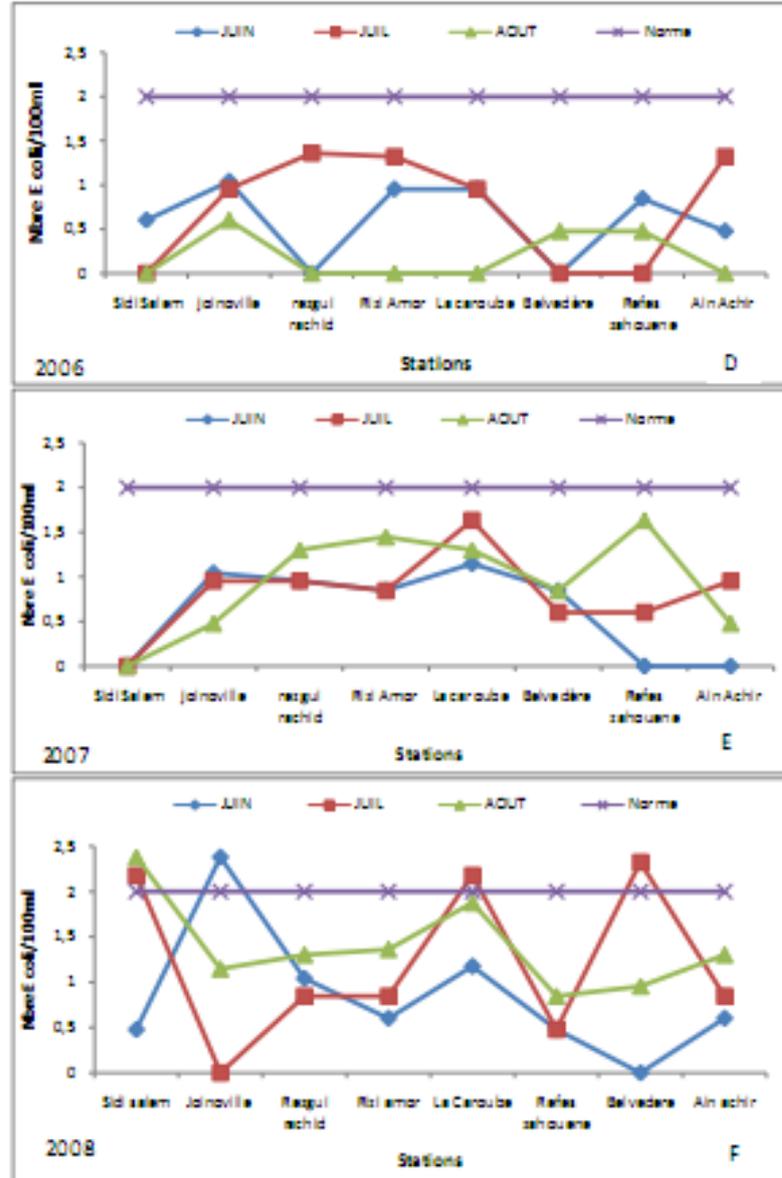


Figure 3 : Variations du nombre d'E. coli dans 100 ml d'eau prélevés dans les 8 plages de baignade d'Annaba en 2006 (D), 2007 (E) et 2008 (F).

Streptocoque fecaux (SF) : en 2006 (fig. 4G) et 2007 (fig. 4H), le nombre de SF dépassent dans les 5 stations la valeur limite de 100 bact./ 100 ml avec un pic de 1400 bact./ 100 ml. Par contre en 2008 (fig. 4I) la contamination est importante dans toutes les stations.

Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer (I.N.S.T.M. Sousse), Numéro Spécial (14) : Actes des Onzièmes Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer (Nabat TUNISIE 19 - 22 décembre 2009)

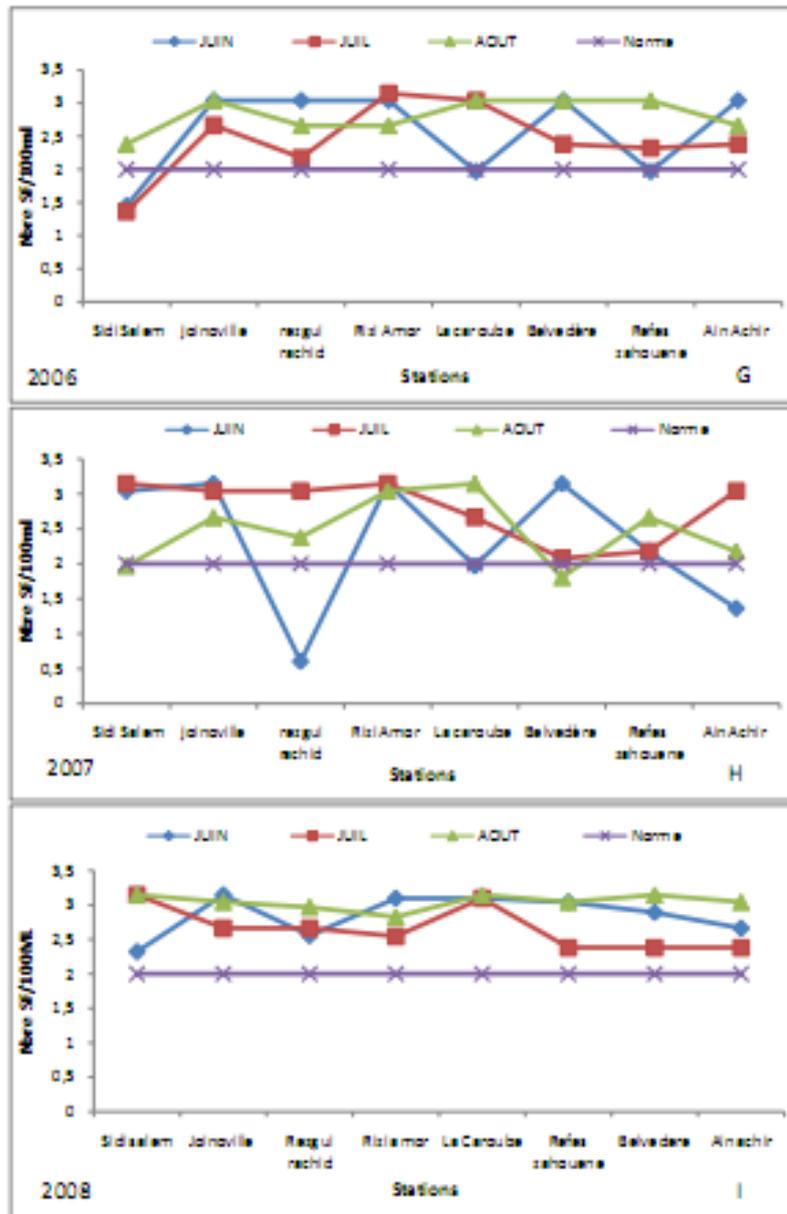


Figure 4: Variations du nombre des SF dans 100 ml d'eau prélevés dans les 8 stations d'étude en 2006(G), 2007 (H) et 2008 (I).

Discussion

Les résultats d'analyses bactériologiques des eaux littorales d'Annaba montrent la présence d'une contamination par les Streptocoques (SF) ou Entérocoques, germes reconnus pour leur résistance en milieu marin.

Le nombre atteint les étés 2006, 2007 et 2008 des valeurs supérieures à 1400 bact. / 100ml alors que la norme est inférieure à 100 bact. / 100 ml (décret exécutif n° 93-164. JORA n°46) avec une évolution spatio-temporelle des abondances similaire entre les 3 années d'étude. Les valeurs limites sont 14 fois plus importantes, en 2006 comme en 2007 et 2008, elles dépassent les 1000 bact. / 100 ml dans 7 plages sur 8 avec des moyennes respectives de 650, 681 et 667 bact. / 100 ml.

Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer (I.N.S.T.M. Salammbô). Numéro Spécial (14) :
Actes des Onzièmes Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer (Nabat TUNISIE 19 - 22 décembre 2009)

En 2006 et 2007 nos résultats ne montrent aucune contamination ni par CT ni par *E. coli* toutes les valeurs sont inférieures à 500 et 100 bact. / 100 ml (valeurs guides respectives). En 2008 nous avons enregistré des taux en *E. coli* supérieures à 100 bact. / 100 ml dans 4 stations sur 8, avec un pic de 250 bact. / 100 ml.

Ainsi, on peut suggérer que les faibles concentrations des coliformes totaux et d'*E. coli* dans le reste des stations, ne signifie pas vraiment la salubrité des eaux. En effet, une étude réalisée en 2003 par le ministère de l'écologie et du développement durable dans le cadre du programme LITEAU-Gestion du littoral en France a montré que malgré l'origine commune des indicateurs de pollution fécale et des microorganismes entériques pathogènes, les résultats obtenus montrent l'absence de relation quantitative faible entre les bio indicateurs choisis (Coliformes Thermo Tolérants et Streptocoques fécaux) et les pathogènes entériques (salmonelles et autres). Par ailleurs, la détection de *Salmonella* spp. a pu être réalisée dans des eaux présentant des concentrations en bio indicateurs inférieures aux valeurs guides de qualité des eaux de baignades (LEMARCHAND et al., 2003). Cela est probablement dû à la présence d'entérobactéries non identifiables par les méthodes classiques et qui peuvent être des formes viable non cultivable. Des résultats *in vivo* de ces expériences ont montré que les *E. coli* évoluaient rapidement en 1 à 4 jours vers un état non cultivable dans des milieux carencés en éléments nutritifs. *E. coli* subit des processus adaptatifs structuraux tels la diminution de sa taille, un changement de la composition de ses enveloppes, avec disparition de certaines protéines, ceci s'accompagne d'une modification de l'activité enzymatique notamment de la β galactosidase or, la numération des CF en milieu spécifique est fondée sur la dégradation du lactose, liée essentiellement à l'activité de cette galactosidase (LEPEUPLE, 2006). Ces formes dormantes garderaient leur pouvoir pathogène dans l'attente de meilleures conditions. Ces phénomènes trouvent leur origine dans l'expression du gène *rpoS* qui régule celle de nombreux autres gènes permettant de déclencher une réponse antistress générale (TROUSSELLIER et al., 2003). Cette absence de relation quantitative peut poser de graves implications en termes de santé publique dans les eaux à usage récréatif et conchylicoles. Ces milieux constituent en effet des zones à risque en raison de l'absence de système de traitement des eaux (LEMARCHAND et al., 2003).

Conclusion

L'analyse bactériologique des eaux du littoral d'Annaba montre une dégradation croissante entre l'été 2006, 2007 et 2008. Le nombre d'*E. coli* qui étaient inférieure aux normes algériennes de 100 bact./100 ml en 2006 et 2007, atteint les 250bact./100ml en 2008. En revanche les Streptocoques Fécaux ou entérocoques sont fortement présent pendant les 3 saisons estivales.

Cette contamination due aux déversements continus de différents rejets urbains et industriels sans traitement préalable en l'absence de station d'épuration dans la ville d'Annaba, ces derniers sont versés directement en mer ou via les oueds tels oued Boudjema et oued Seybouse qui véhiculent les rejets de 6 wilayas limitrophes.

Références bibliographiques

- FUMAT C. (2007) « Bactériologie médicale techniques usuelles », Elsevier Masson.
- HOSKINS J. K., (1933) « The most probable number of *E. coli* in water analysis ». J.Amer. Water works Ass., 25, p. 867.
- JORA n°46 décret exécutif n° 93-164 du 10/07/1993.
- LEPEUPLE A.S., LEBARON P., SERVAIS P., (2006), «Method for quantifying living coliform microorganisms in a water sample».
- LEMARCHAND, K., P. LEBARON. (2003). Occurrence of *Salmonella* spp. and *Cryptosporidium* spp. in a French coastal watershed : relationship with fecal indicators. FEMS Microbiol. Lett. 218 : 203-209
- LITSKY W., MALLMANN W. L. AND FIFIELD C. W. (1955) «A new medium for the detection of enterococci in water». Ann. J. Pub. Health, 45, p. 1049.
- Norme AFNOR T 90-413 (1985) Recherche et dénombrement des coliformes et des coliformes thermotolérants (méthode générale par ensemencement en milieu liquide •NPP).
- Norme AFNOR T 90-411(1985) pour les eaux de surface milieu Rothe et Litsky.
- RODIER J. (1996) «L'analyse de l'eau», 8^e édition, Paris Dunod
- SERVAIS P. (1999) «Programme scientifique seine-aval, contamination bactérienne et virale». Vol. 6.
- TROUSSELLIER M., BONNEFONT J-L, COURTIES C., DERRIEN A, DUPRAY E., GAUTHIER M., GOURMELON M., JOUX F., LEBARON P., MARTIN Y., POMMEPUY M. (2003), Responses of enteric bacteria to environmental stresses in seawater, Elsevier, Paris, France.

Annexes 2.

Communications.

HIDOUCI S., DJEBAR A. B. et AMARA R. (2012). Impact des rejets urbains et industriels sur la qualité sanitaire des eaux côtières de la ville d'Annaba- Est algérien. 23^{ème} forum international des sciences biologiques et de biotechnologie de l'ATSB, Hammamet, Tunisie du 21 au 24 Mars 2012.

HIDOUCI S., DJEBAR A. B. et AMARA R. (2012). Impact de la mise en service de la station d'épuration sur la qualité bactérienne des eaux littorales: cas de la ville d'Annaba, Est Algérien. 14^{ème} journées de l'Association Tunisienne des Sciences de la mer (ATSmer) Sousse, Tunisie 15 au 18 Décembre 2012

HIDOUCI S. et DJEBAR A. B. (2013). Impact des rejets urbains sur la qualité bactériologique des eaux de baignade d'Annaba. Journée sur la plongée sous marine dans le cadre de la protection de l'environnement, bibliothèque Sidi Achour, Université Badji Mokhtar, Annaba le 12 mars 2013.

HIDOUCI S., DJEBAR A. B., AMARA R. et SAHRAOUI H. 2013. Bacterial quality of coastal waters of Annaba (East Algeria). Global Congress on ICM: Lessons Learned to Address New Challenges, EMECS 10 – MEDCOAST 2013, Marmaris, Turkey 30 Oct – 03 Nov. 2013.

DJAMAA F., HIDOUCI S. et HOUHAMDI M. 2014. Suivi de la qualité sanitaire des eaux littorales de la ville d'Annaba «Est Algérien». Congrès international sur les Estuaires et les aires marines côtières protégées. ECPA 2014. Izmir, Turquie 04 au 06 novembre 2014.

Annexes 3.

Tableaux

Tableau I. Matrice de corrélation multiple de Pearson des 7 variables (4 paramètres physico-chimiques et 3 bactériologiques).

	CT	EC	EF	T°C	OD	pH	S
CT	1.000	0.671	0.226	0.136	- 0.119	0.113	0.142
EC	0.671	1.000	0.244	0.010	- 0.166	0.025	0.029
EF	0.226	0.244	1.000	- 0.079	- 0.013	- 0.044	- 0.119
T°C	0.136	0.010	- 0.079	1.000	- 0.305	0.548	0.768
OD	- 0.119	- 0.166	- 0.013	- 0.305	1.000	-0.223	- 0.256
pH	0.113	0.025	- 0.044	0.548	-0.223	1.000	0.525
S	0.142	0.029	- 0.119	0.768	- 0.256	0.525	1.000

Analyse de variance des 7 variables en fonction des années.**Tableau II.** ANOVA CT/année

	Df	Sum sq	Mean Sq	F value	P (>F)
année	3	721868	240623	11.04	4.41 ^{e-07***}
Residuals	668	14558168	21794		

*: significant (p<0,05) ; **: very significant (p<0,01) ; ***: highly significant (p<0,001) ns: no significant

Tukey multiple comparisons of means
95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = CT ~ annee)

\$annee

	diff	lwr	upr	p adj
a2010-a2009	40.98810	-0.49667	82.472861	0.0542013
a2011-a2009	-32.52381	-74.00857	8.960956	0.1818897
a2012-a2009	-43.11905	-84.60381	-1.634282	0.0380612
a2011-a2010	-73.51190	-114.99667	-32.027139	0.0000354
a2012-a2010	-84.10714	-125.59191	-42.622378	0.0000014
a2012-a2011	-10.59524	-52.08000	30.889527	0.9127986

Tableau III. ANOVA EC/année

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
année	3	35170	11723	5.964	0.000515 ***
Residuals	668	1313115	1966		

*: significant ($p < 0,05$) ; **: very significant ($p < 0,01$) ; ***: highly significant ($p < 0,001$); ns: no significant

Tukey multiple comparisons of means
95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = EC ~ annee)

\$annee

	diff	lwr	upr	p adj
a2010-a2009	9.398810	-3.06029	21.857909	0.2111828
a2011-a2009	-4.089286	-16.54839	8.369814	0.8327382
a2012-a2009	-10.541667	-23.00077	1.917433	0.1300916
a2011-a2010	-13.488095	-25.94720	-1.028995	0.0278609
a2012-a2010	-19.940476	-32.39958	-7.481376	0.0002467
a2012-a2011	-6.452381	-18.91148	6.006719	0.5416509

Tableau IV. ANOVA EF/année

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
année	3	32055142	10685047	14.61	3.17e-09 ***
Residuals	668	488595137	731430		

*: significant ($p < 0,05$) ; **: very significant ($p < 0,01$) ; ***: highly significant ($p < 0,001$); ns: no significant

Tukey multiple comparisons of means
95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = EF ~ annee)

\$annee

	diff	lwr	upr	p adj
a2010-a2009	308.11905	67.78802	548.45007	0.0055700
a2011-a2009	-21.56548	-261.89650	218.76555	0.9956498
a2012-a2009	-309.07738	-549.40841	-68.74635	0.0053787
a2011-a2010	-329.68452	-570.01555	-89.35350	0.0024729
a2012-a2010	-617.19643	-857.52746	-376.86540	0.0000000
a2012-a2011	-287.51190	-527.84293	-47.18088	0.0115069

Tableau V. ANOVA T°C/année

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
année	3	67	22.27	0.731	0.534^{ns}
Residuals	668	20348	30.46		

*: significant ($p < 0,05$) ; **: very significant ($p < 0,01$) ; ***: highly significant ($p < 0,001$); ns: no significant

Tableau VI. ANOVA OD/année

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
année	3	2297	765.8	9.228	5.49e⁻⁰⁶ ***
Residuals	668	55433	83.0		

*: significant ($p < 0,05$) ; **: very significant ($p < 0,01$) ; ***: highly significant ($p < 0,001$); ns: no significant

Tukey multiple comparisons of means

95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = OD ~ annee)

\$annee

	diff	lwr	upr	p adj
a2010-a2009	2.3111310	-0.2487582	4.871020	0.0933539
a2011-a2009	3.1416667	0.5817775	5.701556	0.0089067
a2012-a2009	5.1591071	2.5992180	7.718996	0.0000017
a2011-a2010	0.8305357	-1.7293534	3.390425	0.8375034
a2012-a2010	2.8479762	0.2880870	5.407865	0.0222676
a2012-a2011	2.0174405	-0.5424487	4.577330	0.1780704

Tableau VII. ANOVA pH/année

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
année	3	1.76	0.5875	3.644	0.0126 *
Residuals	668	107.70	0.1612		

*: significant ($p < 0,05$) ; **: very significant ($p < 0,01$) ; ***: highly significant ($p < 0,001$); ns: no significant

Tukey multiple comparisons of means

95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = pH ~ annee)

\$annee

	diff	lwr	upr	p adj
a2010-a2009	-0.037023810	-0.14985930	0.075811678	0.8328586
a2011-a2009	0.098571429	-0.01426406	0.211406916	0.1111072
a2012-a2009	-0.009285714	-0.12212120	0.103549773	0.9966337
a2011-a2010	0.135595238	0.02275975	0.248430726	0.0110100
a2012-a2010	0.027738095	-0.08509739	0.140573583	0.9213356
a2012-a2011	-0.107857143	-0.22069263	0.004978345	0.0669640

Tableau VIII. ANOVA S/année

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
année	3	4.9	1.6224	1.941	0.122 ^{ns}
Residuals	668	558.3	0.8357		

*: significant ($p < 0,05$) ; **: very significant ($p < 0,01$) ; ***: highly significant ($p < 0,001$); ns: no significant

Analyse de variance des 7 variables en fonction des Stations.

Tableau IX. ANOVA CT/station

	Df	Sum sq	Mean Sq	F value	P (>F)
année	6	825964	137661	6.333	1.71e ⁻⁰⁶ ***
Residuals	665	14454073	21735		

*: significant ($p < 0,05$) ; **: very significant ($p < 0,01$) ; ***: highly significant ($p < 0,001$); ns: no significant

Tukey multiple comparisons of means
95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = CT ~ station)

\$station

	diff	lwr	upr	p adj
BelvedPre-Ain-Achir	-5.000000	-67.932125	57.9321246	0.9999860
La-Caroube-Ain-Achir	69.250000	6.317875	132.1821246	0.0203455
Rafes-zahouane-Ain-Achir	25.531250	-37.400875	88.4633746	0.8942367
Rezgui-rachid-Ain-Achir	5.635417	-57.296708	68.5675412	0.9999716
Rizi-Amor-Ain-Achir	56.437500	-6.494625	119.3696246	0.1124142
sidi-salem-Ain-Achir	91.520833	28.588709	154.4529579	0.0003906
La-Caroube-BelvedPre	74.250000	11.317875	137.1821246	0.0092821
Rafes-zahouane-BelvedPre	30.531250	-32.400875	93.4633746	0.7827869
Rezgui-rachid-BelvedPre	10.635417	-52.296708	73.5675412	0.9988571
Rizi-Amor-BelvedPre	61.437500	-1.494625	124.3696246	0.0608854
sidi-salem-BelvedPre	96.520833	33.588709	159.4529579	0.0001380
Rafes-zahouane-La-Caroube	-43.718750	-106.650875	19.2133746	0.3813712
Rezgui-rachid-La-Caroube	-63.614583	-126.546708	-0.6824588	0.0456062
Rizi-Amor-La-Caroube	-12.812500	-75.744625	50.1196246	0.9967477
sidi-salem-La-Caroube	22.270833	-40.661291	85.2029579	0.9428775
Rezgui-rachid-Rafes-zahouane	-19.895833	-82.827958	43.0362912	0.9668091
Rizi-Amor-Rafes-zahouane	30.906250	-32.025875	93.8383746	0.7728034
sidi-salem-Rafes-zahouane	65.989583	3.057459	128.9217079	0.0327900
Rizi-Amor-Rezgui-rachid	50.802083	-12.130041	113.7342079	0.2054816
sidi-salem-Rezgui-rachid	85.885417	22.953292	148.8175412	0.0011833
sidi-salem-Rizi-Amor	35.083333	-27.848791	98.0154579	0.6505711

Tableau X. ANOVA EC/station

	Df	Sum sq	Mean Sq	F value	P (>F)
année	6	201570	33595	19.48	<2e⁻¹⁶ ***
Residuals	665	1146715	1724		

*: significant (p<0,05) ; **: very significant (p<0,01) ; ***: highly significant (p<0,001); ns: no significant

Tukey multiple comparisons of means
95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = EC ~ station)

station

	diff	lwr	upr	p adj
BelvedPre-Ain-Achir	3.1250000	-14.6007664	20.850766	0.9985476
La-Caroube-Ain-Achir	21.8229167	4.0971502	39.548683	0.0054117
Rafes-zahouane-Ain-Achir	8.2916667	-9.4340998	26.017433	0.8107122
Rezgui-rachid-Ain-Achir	6.6250000	-11.1007664	24.350766	0.9264901
Rizi-Amor-Ain-Achir	21.7083333	3.9825669	39.434100	0.0058005
sidi-salem-Ain-Achir	54.2916667	36.5659002	72.017433	0.0000000
La-Caroube-BelvedPre	18.6979167	0.9721502	36.423683	0.0309983
Rafes-zahouane-BelvedPre	5.1666667	-12.5590998	22.892433	0.9779110
Rezgui-rachid-BelvedPre	3.5000000	-14.2257664	21.225766	0.9972564
Rizi-Amor-BelvedPre	18.5833333	0.8575669	36.309100	0.0328497
sidi-salem-BelvedPre	51.1666667	33.4409002	68.892433	0.0000000
Rafes-zahouane-La-Caroube	-13.5312500	-31.2570164	4.194516	0.2665134
Rezgui-rachid-La-Caroube	-15.1979167	-32.9236831	2.527850	0.1483248
Rizi-Amor-La-Caroube	-0.1145833	-17.8403498	17.611183	1.0000000
sidi-salem-La-Caroube	32.4687500	14.7429836	50.194516	0.0000018
Rezgui-rachid-Rafes-zahouane	-1.6666667	-19.3924331	16.059100	0.9999621
Rizi-Amor-Rafes-zahouane	13.4166667	-4.3090998	31.142433	0.2763602
sidi-salem-Rafes-zahouane	46.0000000	28.2742336	63.725766	0.0000000
Rizi-Amor-Rezgui-rachid	15.0833333	-2.6424331	32.809100	0.1549535
sidi-salem-Rezgui-rachid	47.6666667	29.9409002	65.392433	0.0000000
sidi-salem-Rizi-Amor	32.5833333	14.8575669	50.309100	0.0000016

Tableau XI. ANOVA EF/station

	Df	Sum sq	Mean Sq	F value	P (>F)
année	6	103299493	7216582	27.43	<2e ⁻¹⁶ ***
Residuals	665	417350786	627595		

*: significant (p<0,05) ; **: very significant (p<0,01) ; ***: highly significant (p<0,001); ns: no significant

Tukey multiple comparisons of means
95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = EF ~ station)

\$station	diff	lwr	upr	p adj
BelvedPre-Ain-Achir	202.39583	-135.76857	540.56024	0.5688746
La-Caroube-Ain-Achir	801.61458	463.45018	1139.77899	0.0000000
Rafes-zahouane-Ain-Achir	365.41667	27.25226	703.58107	0.0244974
Rezgui-rachid-Ain-Achir	390.63542	52.47101	728.79982	0.0119241
Rizi-Amor-Ain-Achir	1280.14583	941.98143	1618.31024	0.0000000
sidi-salem-Ain-Achir	409.69792	71.53351	747.86232	0.0066709
La-Caroube-BelvedPre	599.21875	261.05434	937.38316	0.0000045
Rafes-zahouane-BelvedPre	163.02083	-175.14357	501.18524	0.7878523
Rezgui-rachid-BelvedPre	188.23958	-149.92482	526.40399	0.6521902
Rizi-Amor-BelvedPre	1077.75000	739.58559	1415.91441	0.0000000
sidi-salem-BelvedPre	207.30208	-130.86232	545.46649	0.5397055
Rafes-zahouane-La-Caroube	-436.19792	-774.36232	-98.03351	0.0028293
Rezgui-rachid-La-Caroube	-410.97917	-749.14357	-72.81476	0.0064084
Rizi-Amor-La-Caroube	478.53125	140.36684	816.69566	0.0006400
sidi-salem-La-Caroube	-391.91667	-730.08107	-53.75226	0.0114787
Rezgui-rachid-Rafes-zahouane	25.21875	-312.94566	363.38316	0.9999904
Rizi-Amor-Rafes-zahouane	914.72917	576.56476	1252.89357	0.0000000
sidi-salem-Rafes-zahouane	44.28125	-293.88316	382.44566	0.9997364
Rizi-Amor-Rezgui-rachid	889.51042	551.34601	1227.67482	0.0000000
sidi-salem-Rezgui-rachid	19.06250	-319.10191	357.22691	0.9999982
sidi-salem-Rizi-Amor	-870.44792	-1208.61232	-532.28351	0.0000000

Tableau XII. ANOVA T°C/station

	Df	Sum sq	Mean Sq	F value	P (>F)
année	6	37	6.122	0.2	0.977^{ns}
Residuals	665	20378	30.643		

*: significant (p<0,05) ; **: very significant (p<0,01) ; ***: highly significant (p<0,001); ns: no significant

Tableau XIII. ANOVA OD/station

	Df	Sum sq	Mean Sq	F value	P (>F)
année	6	9855	1642	22.81	$<2e^{-16}$ ***
Residuals	665	47876	72		

*: significant (p<0,05) ; **: very significant (p<0,01) ; ***: highly significant (p<0,001); ns: no significant

Tukey multiple comparisons of means
95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = OD ~ station)

\$station

	diff	lwr	upr	p adj
BelvedPre-Ain-Achir	-1.8282292	-5.4501188	1.793660	0.7491854
La-Caroube-Ain-Achir	-2.6159375	-6.2378272	1.005952	0.3326727
Rafes-zahouane-Ain-Achir	1.6850000	-1.9368897	5.306890	0.8146534
Rezgui-rachid-Ain-Achir	-1.4354167	-5.0573063	2.186473	0.9044721
Rizi-Amor-Ain-Achir	0.2610417	-3.3608480	3.882931	0.9999922
sidi-salem-Ain-Achir	-10.9071875	-14.5290772	-7.285298	0.000000
La-Caroube-BelvedPre	-0.7877083	-4.4095980	2.834181	0.9953207
Rafes-zahouane-BelvedPre	3.5132292	-0.1086605	7.135119	0.0640593
Rezgui-rachid-BelvedPre	0.3928125	-3.2290772	4.014702	0.9999123
Rizi-Amor-BelvedPre	2.0892708	-1.5326188	5.711160	0.6122918
sidi-salem-BelvedPre	-9.0789583	-12.7008480	-5.457069	0.000000
Rafes-zahouane-La-Caroube	4.3009375	0.6790478	7.922827	0.0085790
Rezgui-rachid-La-Caroube	1.1805208	-2.4413688	4.802410	0.9614535
Rizi-Amor-La-Caroube	2.8769792	-0.7449105	6.498869	0.2223831
sidi-salem-La-Caroube	-8.2912500	-11.9131397	-4.669360	0.000000
Rezgui-rachid-Rafes-zahouane	-3.1204167	-6.7423063	0.501473	0.1441790
Rizi-Amor-Rafes-zahouane	-1.4239583	-5.0458480	2.197931	0.9077807
sidi-salem-Rafes-zahouane	-12.5921875	-16.2140772	-8.970298	0.000000
Rizi-Amor-Rezgui-rachid	1.6964583	-1.9254313	5.318348	0.8097539
sidi-salem-Rezgui-rachid	-9.4717708	-13.0936605	-5.849881	0.000000
sidi-salem-Rizi-Amor	-11.1682292	-14.7901188	-7.546340	0.000000

Tableau XIV. ANOVA pH/station

	Df	Sum sq	Mean Sq	F value	P (>F)
année	6	5.84	0.9732	6.246	$2.14e^{-06}$ ***
Residuals	665	103.62	0.1558		

*: significant (p<0,05) ; **: very significant (p<0,01) ; ***: highly significant (p<0,001); ns: no significant

Tukey multiple comparisons of means
95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = pH ~ station)

\$station

	diff	lwr	upr	p adj
BelvedPre-Ain-Achir	0.05468750	-0.11381569	0.223190693	0.9622495
La-Caroube-Ain-Achir	0.07239583	-0.09610736	0.240899026	0.8652096
Rafes-zahouane-Ain-Achir	0.04166667	-0.12683653	0.210169860	0.9906309
Rezgui-rachid-Ain-Achir	-0.09770833	-0.26621153	0.070794860	0.6062770
Rizi-Amor-Ain-Achir	-0.02427083	-0.19277403	0.144232360	0.9995424
sidi-salem-Ain-Achir	-0.21114583	-0.37964903	-0.042642640	0.0042645
La-Caroube-BelvedPre	0.01770833	-0.15079486	0.186211526	0.9999271
Rafes-zahouane-BelvedPre	-0.01302083	-0.18152403	0.155482360	0.9999881
Rezgui-rachid-BelvedPre	-0.15239583	-0.32089903	0.016107360	0.1063326
Rizi-Amor-BelvedPre	-0.07895833	-0.24746153	0.089544860	0.8094480
sidi-salem-BelvedPre	-0.26583333	-0.43433653	-0.097330140	0.0000759
Rafes-zahouane-La-Caroube	-0.03072917	-0.19923236	0.137774026	0.9982420
Rezgui-rachid-La-Caroube	-0.17010417	-0.33860736	-0.001600974	0.0461319
Rizi-Amor-La-Caroube	-0.09666667	-0.26516986	0.071836526	0.6185966
sidi-salem-La-Caroube	-0.28354167	-0.45204486	-0.115038474	0.0000170
Rezgui-rachid-Rafes-zahouane	-0.13937500	-0.30787819	0.029128193	0.1812230
Rizi-Amor-Rafes-zahouane	-0.06593750	-0.23444069	0.102565693	0.9096719
sidi-salem-Rafes-zahouane	-0.25281250	-0.42131569	-0.084309307	0.0002150
Rizi-Amor-Rezgui-rachid	0.07343750	-0.09506569	0.241940693	0.8570498
sidi-salem-Rezgui-rachid	-0.11343750	-0.28194069	0.055065693	0.4213725
sidi-salem-Rizi-Amor	-0.18687500	-0.35537819	-0.018371807	0.0187390

Tableau XV. ANOVA S/station

	Df	Sum sq	Mean Sq	F value	P (>F)
année	6	51.2	8.529	11.08	8.55e⁻¹²***
Residuals	665	511.9	0.770		

*: significant ($p < 0,05$) ; **: very significant ($p < 0,01$) ; ***: highly significant ($p < 0,001$); ns: no significant

Tukey multiple comparisons of means
95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = S ~ station)

\$station

	diff	lwr	upr	p adj
BelvedPre-Ain-Achir	-0.1719792	-0.54651184	0.202553509	0.8238359
La-Caroube-Ain-Achir	-0.3769792	-0.75151184	-0.002446491	0.0473123
Rafes-zahouane-Ain-Achir	0.0484375	-0.32609518	0.422970175	0.9997547
Rezgui-rachid-Ain-Achir	-0.7683333	-1.14286601	-0.393800658	0.0000000
Rizi-Amor-Ain-Achir	-0.5357292	-0.91026184	-0.161196491	0.0005286
sidi-salem-Ain-Achir	-0.1319792	-0.50651184	0.242553509	0.9440068
La-Caroube-BelvedPre	-0.2050000	-0.57953268	0.169532675	0.6702632
Rafes-zahouane-BelvedPre	0.2204167	-0.15411601	0.594949342	0.5889624
Rezgui-rachid-BelvedPre	-0.5963542	-0.97088684	-0.221821491	0.0000620
Rizi-Amor-BelvedPre	-0.3637500	-0.73828268	0.010782675	0.0634337
sidi-salem-BelvedPre	0.0400000	-0.33453268	0.414532675	0.9999199
Rafes-zahouane-La-Caroube	0.4254167	0.05088399	0.799949342	0.0144443
Rezgui-rachid-La-Caroube	-0.3913542	-0.76588684	-0.016821491	0.0338816
Rizi-Amor-La-Caroube	-0.1587500	-0.53328268	0.215782675	0.8725929
sidi-salem-La-Caroube	0.2450000	-0.12953268	0.619532675	0.4580496
Rezgui-rachid-Rafes-zahouane	-0.8167708	-1.19130351	-0.442238158	0.0000000
Rizi-Amor-Rafes-zahouane	-0.5841667	-0.95869934	-0.209633991	0.0000970
sidi-salem-Rafes-zahouane	-0.1804167	-0.55494934	0.194116009	0.7884497
Rizi-Amor-Rezgui-rachid	0.2326042	-0.14192851	0.607136842	0.5235947
sidi-salem-Rezgui-rachid	0.6363542	0.26182149	1.010886842	0.0000134
sidi-salem-Rizi-Amor	0.4037500	0.02921732	0.778282675	0.0250895

Effet période (avant et après STEP) sur les 7 variables

Tableau XVI. CT

	Df	Sum sq	Mean Sq	F value	P (>F)
Période	1	80442	80442	3.546	0.0601 ^{ns}
Residuals	670	15199594	22686		

Tableau XVII. EC

	Df	Sum sq	Mean Sq	F value	P (>F)
Période	1	80442	80442	3.546	0.0601 ^{ns}
Residuals	670	15199594	22686		

Tableau XVIII. EF

	Df	Sum sq	Mean Sq	F value	P (>F)
Période	1	377991	377991	0.487	0.486 ^{ns}
Residuals	670	520272288	776526		

Tableau XIX. T°C

	Df	Sum sq	Mean Sq	F value	P (>F)
Période	1	158	157.96	5.225	0.0226 [*]
Residuals	670	20257	30.23		

Tableau XX. OD

	Df	Sum sq	Mean Sq	F value	P (>F)
Période	1	178	177.6	2.068	0.151 ^{ns}
Residuals	670	57553	85.9		

Tableau XXI. pH

	Df	Sum sq	Mean Sq	F value	P (>F)
Période	1	0.48	0.4794	2.947	0.0865
Residuals	670	108.98	0.1627		

Tableau XXII. S

	Df	Sum sq	Mean Sq	F value	P (>F)
Période	1	0.48	0.4794	2.947	0.0865
Residuals	670	108.98	0.1627		

Tableau XXII. Tables de Mac Grady (NPP)

3 tubes par dilution					
Nombre caractéristique	Nombre de cellules	Nombre caractéristique	Nombre de cellules	Nombre caractéristique	Nombre de cellules
000	00	201	14	302	65
001	03	202	20	310	45
010	03	210	15	311	75
011	06	211	20	312	115
020	06	212	30	313	160
100	04	220	20	320	95
101	07	221	30	321	150
102	11	222	35	322	200
110	07	223	40	323	300
111	11	230	30	330	250
120	11	231	35	331	450
121	15	232	40	332	1100
130	16	300	25	333	2400
200	09	301	40		

Annexes 4.**Réglementations**

- I.** Journal officiel de la république algérienne n° 46 Décret exécutif n° 93-164 relatif à la qualité des eaux de baignade.

PARAMETRES	UNITES	VALEURS GUIDES	VALEURS LIMITES
MICROBIOLOGIQUES			
1. Coliformes totaux	/100 ml	500	10.000
2. Coliformes fécaux	/100 ml	100	2.000
3. Streptocoques"	/100 ml	100	-
4. Salmonelles	1 L	-	0
5. Entérovirus	PFU/ 1 OL	-	0
6. Vibriion cholérique	/450 ml	-	0
PHYSICO-CHIMIQUES			
7. Coloration	mg/l	-	Pas de changement anormal de la couleur
8. Huiles minérales	mg/l	-	Pas de film visible à la surface de l'eau et absence d'odeur
9. Substances tensio-actives réagissant au bleu de méthylén	mg/l Lauryl-sulfate	> 0,3	Pas de mousse persistante
10. Phenols (indice phénol)	mg/l C ₆ H ₅ O ₄	0,005	0,05 et aucune odeur spécifique
11. Transparence	M	2	1
12. Résidus goudronneux et matières flottantes (bois, plastique, bouteille et toute autre matière débris ou éclats)	-	-	Absence
13. p.H	-	-	6-8
14. Oxygène dissous	% Saturation	-	80-120
15. Autres substances	-	-	Ne doit pas contenir de substances susceptibles de nuire à la sante des baigneurs

II. Directive du conseil des communautés européennes du 15 fevrier 2006 (2006/7/CE) concernant la gestion de la qualité des eaux de baignades (paramètres bactériologiques).

	A	B	C	D	E
	Paramètre	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante	Méthodes de référence pour l'analyse
1	Entérocoques intestinaux (UFC/100 ml)	100 (*)	200 (*)	185 (**)	ISO 7899-1 ou ISO 7899-2
2	Escherichia coli (UFC/100 ml)	250 (*)	500 (*)	500 (**)	ISO 9308-3 ou ISO 9308-1

III. extrait de la Directive du conseil des communautés européennes du 76/160/CEE concernant la gestion de la qualité des eaux de baignades

	Paramètres	G	I	Fréquence d'échantillonnage minimale	Méthode d'analyse ou d'inspection
1	Coliformes totaux (/100 mL)	500	10 000	bimensuelle (1)	* Fermentation en tubes multiples. Repiquage des tubes positifs sur milieu de confirmation.
2	Coliformes fécaux (/100 mL)	100	2 000	bimensuelle (1)	* Dénombrement selon NPP (nombre le plus probable) ou filtration sur membranes et culture sur milieu approprié tel que gélose lactosée au tergitol, gélose d'endo, bouillon au teepol 0.4%, repiquage et identification des colonies suspectes. * Pour les points 1 et 2, température d'incubation variable, selon que l'on cherche les coliformes totaux ou les coliformes fécaux.
3	Streptocoques fécaux (/100 mL)	100	-	(2)	Méthode de Litsky. Dénombrement selon NPP ou filtration sur membrane. Culture sur un milieu approprié.
4	pH	-	6-9 (0)	(2)	Electrométrie avec calibration aux pH 7 et 9
5	Oxygène dissous (% saturation O ₂)	80-120	-	(2)	Méthode de Winkler ou méthode électrométrique (oxygène-mètre)

