

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE  
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE  
SCIENTIFIQUE  
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR-ANNABA



FACULTE DES SCIENCES  
DEPARTEMENT DES SCIENCES DE LA MER

## THESE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat *es sciences* en Sciences de la Mer

THEME

# Qualité bactériologique des eaux du littoral Nord Est Algérien



Option : Biologie et physiologie des organismes marins

Par : Kadri Skander El hadi

Devant le jury

<b>Présidente :</b>	Kirane Djamila	(Prof. Univ. Annaba)
<b>Directeur :</b>	Bensouilah Mourad	(Prof. Univ. Annaba)
<b>Examineur :</b>	Ouzrout Rachid	(Prof. Univ. Tarf)
<b>Examineur :</b>	Benouareth Djamel Eddine	(Prof. Univ. Guelma)
<b>Examinatrice :</b>	Aoun Leila	(Prof. Univ. Taref)
<b>Examineur :</b>	Merad Tarek	(MCA. Univ. Annaba)

2015

## Remerciements

Aucune œuvre humaine ne peut se réaliser sans la contribution d'autrui. Cette thèse est le résultat d'un effort constant qui n'aurait jamais pu aboutir sans la contribution d'un bon nombre de personnes. Ainsi se présente l'occasion de leur exprimer ma plus profonde gratitude

Je voudrais tout d'abord remercier Madame le professeur **Kirane Djamila** d'avoir accepté de juger ce travail et d'en présider le jury. Je tiens particulièrement à lui exprimer ma gratitude et ma reconnaissance pour sa disponibilité.

Je tiens tout particulièrement à exprimer mon plus grand respect à mon directeur de thèse le professeur **Bensouilah Mourad** pour son soutien indéfectible, son abnégation et son professionnalisme tout au long de la réalisation de ce travail. Je le remercie infiniment pour sa confiance, pour sa grande rigueur et pour tout ce temps qu'il a bien voulu consacrer pour valoriser et faire aboutir ce travail.

Je tien à exprimer toute ma gratitude au professeur **Benouareth Djamel Eddine** pour sa disponibilité. Je le remercie vivement d'avoir répondu favorablement pour juger ce travail, qu'il reçoive le témoignage de ma reconnaissance.

Je remercie vivement le Professeur **Ouzrout Rachid** de m'avoir fait bénéficier, avec la plus extrême gentillesse, de vifs encouragements et de précieux conseils et surtout d'une grande disponibilité malgré ses lourdes tâches professionnelles. Qu'il me soit permis de lui témoigner ma respectueuse reconnaissance pour m'avoir fait l'honneur de faire partie de ce jury.

Je tien à exprimer toute ma gratitude à mon collègue le docteur **Merad Tarek** .Je le remercie vivement pour sa bienveillance et ses encouragements et d'avoir accepté de juger ce travail.

Je remercie Madame le professeur **Aoun Leila** qui me fait l'honneur et le plaisir de participer à ce jury, par sa compétence et sa disponibilité. Qu'elle soit assurée de mon respect et de ma gratitude.

J'exprime toute ma reconnaissance à monsieur Choukri Baarour qui m'a aidé à réaliser la partie statistique de ce travail.

Un grand merci à madame Djebbari Nawel pour avoir consacré temps et patience pour la relecture et la correction de cette thèse.

Enfin, j'exprime ma gratitude et ma reconnaissance à toute l'équipe du laboratoire EMMAL pour leur aide, conseils et encouragements.

**Merci à tous !!!**

## Liste des figures

N°	Titre	Page
1	Localisation des stations d'échantillonnages dans le littoral Nord-Est algérien	38
2	Image satellitaire montrant le site 1 « Cap de Garde »	41
3	Image satellitaire montrant le site 2 « Rezgui Rachid »	41
4	Image satellitaire montrant le site 3 « Sidi Salem »	42
5	Image satellitaire montrant le site 4 « Lahnaya »	43
6	Image satellitaire montrant le site 5 « Laouinet »	43
7	Localisation des stations d'échantillonnage	46
8	Anatomie générale d'un mollusque bivalve	48
9	Morphologie des valves de <i>Cerastoderma glaucum</i>	49
10	Anatomie interne de la coque <i>Cerastoderma glaucum</i>	50
11	Morphologie de la palourde <i>Ruditapes decussatus</i>	52
12	Structure et anatomie d'une moule.	54
13	Disposition des insertions musculaires sur la coquille de <i>Perna perna</i> (A) et de <i>Mytilus galloprovincialis</i> (B)	56
14	Charnière de la valve gauche	57
15	Préparation des dilutions décimales	62
16	Recherche et dénombrement des coliformes fécaux « Test présomptif »	63
17	Identification d' <i>Escherichia coli</i> dans l'eau « test confirmatif »	64
18	Recherche et dénombrement des streptocoques totaux « Test présomptif »	66
19	Recherche et dénombrement des streptocoques totaux « Test confirmatif »	67
20	Préparation des dilutions des échantillons à analyser	68
21	Recherche et dénombrement des germes anaérobies sulfito-réducteurs	70
22	Identification des germes anaérobies sulfito-réducteurs	70
23	Recherche et isolement des Salmonelles	72

24	Recherche des Staphylocoques pathogènes	73
25	Recherche de Pseudomonas	75
26	Recherche des caractères biochimiques	77
27	Identification par l'utilisation de la galerie API 20 E	77
28	Variations spatiotemporelles de la température de l'eau du littoral.	81
29	Variations spatiotemporelles de la salinité de l'eau du littoral.	82
30	Variations spatiotemporelles du pH de l'eau du littoral.	82
31	Variations spatiotemporelles des teneurs en oxygène dissous de l'eau du littoral.	83
32	Variations spatiotemporelles des teneurs des matières en suspension dans l'eau du littoral	84
33	Variations spatiotemporelles des teneurs en Coliformes totaux de l'eau du littoral.	85
34	Variations spatiotemporelles des teneurs en Coliformes thermotolérants ( <i>E. coli</i> ) de l'eau du littoral.	87
35	Variations spatiotemporelles des teneurs en Streptocoques totaux de l'eau du littoral.	89
36	Variations spatiotemporelles des teneurs en Streptocoques fécaux de l'eau du littoral.	90
37	Variations spatiotemporelles des teneurs en Coliformes totaux relevées chez <i>P. perna</i> .	92
38	Variations spatiotemporelles des teneurs en Coliformes thermotolérants ( <i>E. coli</i> ) relevées chez <i>P. perna</i> .	94
39	Variations spatiotemporelles des teneurs en Streptocoques totaux relevées chez <i>P. perna</i>	95
40	Variations spatiotemporelles des teneurs en Streptocoques fécaux relevées chez <i>P. perna</i> .	97
41	Variations temporelles de l'origine de la contamination de l'eau	98
42	Calcul de l'intervalle de confiance des Coliformes et des Streptocoques de l'eau.	103

43	Calcul de l'intervalle de confiance des Coliformes et des Streptocoques des moules	104
44	Plan F1×F2 de l'ACP variable (cercle de corrélation) – Eaux	105
45	Plan F1x F2 de l'ACP relevés (sites)-Eaux	106
46	Plan F1×F2 de l'ACP variable (cercle de corrélation)- Moules.	107
47	Plan F1x F2 de l'ACP relevés (sites)-Moules.	108
48	Variations spatiotemporelles de la Température de l'eau de la lagune	110
49	Variations spatiotemporelles de la salinité de l'eau de la lagune.	111
50	Variations spatiotemporelles de la teneur en oxygène dissous de l'eau de la lagune.	112
51	Variations spatiotemporelles du pH de l'eau de la lagune	113
52	Variations spatiotemporelles des teneurs en coliformes totaux enregistrées dans l'eau de la lagune.	114
53	Variations spatiotemporelles des teneurs en <i>Escherichia coli</i> dans l'eau de la lagune.	116
54	Variations spatiotemporelles des teneurs en streptocoques totaux dans l'eau la lagune.	117
55	Variations spatiotemporelles des teneurs en streptocoques fécaux dans l'eau de la lagune.	118
56	Variations mensuelles des teneurs en coliformes totaux enregistrées chez <i>R. decussatus</i> et <i>C. glaucum</i>	119
57	Variations mensuelles des teneurs en coliformes fécaux enregistrées chez <i>R. decussatus</i> et <i>C. glaucum</i>	120
58	Variations mensuelles des concentrations d' <i>E. coli</i> enregistrées chez <i>R. decussatus</i> et <i>C. glaucum</i> .	121
59	Variations mensuelles des teneurs en streptocoques totaux enregistrées chez <i>R. decussatus</i> et <i>C. glaucum</i> .	122

60	Variations mensuelles des teneurs en streptocoques fécaux chez <i>R. decussatus</i> et <i>C. glaucum</i> .	123
----	--	-----

## Liste des tableaux

N°	Titre	Page
1	Principaux groupes et genres d'agents pathogènes responsables de maladies d'origine hydrique	17
2	Normes de qualité microbiologique relatives aux eaux de baignade	18
3	Normes françaises de qualité microbiologique des eaux de baignade.	18
4	Manifestations épidémiologiques en France et à l'étranger, liées à la consommation de coquillages	19
5	Conditions microbiologiques pour le classement des zones et contraintes d'exploitation	21
6	Caractéristiques d'un indicateur idéal de contamination fécale	24
7	Le rapport coliformes fécaux /entérocoques	27
8	Caractères distinctifs entre la musculature de <i>Mytilus galloprovincialis</i> et de <i>Perna perna</i>	55
9	Le rapport coliformes fécaux /streptocoques	78
10	Résultat des tests présomptifs destinés à la recherche et l'identification des bactéries pathogènes chez les bivalves.	100
11	Source probable de contamination de l'eau de chaque site	124
12	Source probable de contamination des bivalves de chaque site	125
13	Résultats de l'analyse de la variance à un critère de classification relatif à la comparaison des différentes variables étudiées dans chaque site	126
14	Résultats de l'analyse de la variance à un critère de classification relative à la comparaison des différentes variables étudiées chaque mois	127
15	Résultats de l'analyse de la variance à un critère de classification pour comparer les différentes variables étudiées chaque mois (palourde)	127
16	Résultats de l'analyse de la variance à un critère de classification relative à la comparaison des différentes variables étudiées dans les 3 niveaux (eau, palourde et coque)	128
17	Normes de la qualité requise des eaux de baignades	137
18	Critères microbiologiques pour les mollusques bivalves et niveau de salubrité des zones de production	140

## Résumé :

Ce travail vise à étudier l'influence de paramètres environnementaux sur la qualité bactériologique des eaux et des mollusques bivalves du littoral Nord-est Algérien et de la lagune El Mellah. Pour cela nous avons procédé, mensuellement, à des prélèvements d'eau et à des mesures de la température, la salinité, l'oxygène dissous, le pH et les matières en suspension à partir de 10 sites (5 dans le littoral et 5 dans la lagune) ; les sites sont choisis en fonction de leur localisation, par rapport à différentes sources de pollution et à l'hydrodynamisme qui y règne. La recherche et le dénombrement des germes fécaux ont été réalisés à l'aide de la méthode colimétrique.

Les résultats des paramètres physico-chimiques de l'eau montrent des variations saisonnières. La température est l'un des facteurs qui répond le mieux au changement climatique, avec des écarts de 16 °C et 20°C respectivement dans le littoral et la lagune. La salinité montre des écarts entre la saison froide et la saison chaude (5 g/l et 13 g/l respectivement dans le littoral et dans la lagune). En ce qui concerne les teneurs en oxygène dissous, elles présentent des fluctuations fortement influencées par les variations saisonnières de la température de l'eau et le brassage engendré par les vents fréquents en période hivernale. Quant au pH, il est légèrement alcalin durant toute la période d'étude.

Les résultats de l'analyse bactériologique de l'eau du littoral montrent que la fréquence des coliformes totaux et Coliformes fécaux «thermotolérants» est moindre dans les sites S1, S4 et S5 par rapport à celle notée dans les sites S2 et S3. Les streptocoques sont présents durant toute l'année du fait de leur grande résistance aux conditions environnementales difficiles et leur persistance plus longtemps dans l'eau que les Coliformes. Les teneurs en bactéries les plus élevées sont relevées dans le site S3. Les eaux de la lagune, en référence aux normes de qualité édictées par la Communauté européenne (1991), sont de bonne qualité bactériologique et seraient favorables aussi bien à la baignade qu'à la conchyliculture.

L'analyse statistique des données confirme l'impact des facteurs physico-chimiques sur la répartition des différents contaminants dans les eaux prélevées dans les deux plans d'eau. Dans le littoral, nous notons que leur implication est beaucoup plus significative au niveau des sites Sidi Salem et Rezgui Rachid en comparaison aux autres sites Cap de Garde, Lahmaya et Laouinet. Dans la lagune, les résultats de l'analyse statistique suggèrent que chez les bivalves peuplant l'embouchure de l'oued Soug R'Guibet et le Sud de la lagune, les coliformes sont plus vulnérables aux fluctuations des paramètres physico-chimiques (T°C, salinité et pH) que les streptocoques.

Cette forte contamination de l'eau du site S3, trouve son explication dans la forte anthropisation à laquelle est soumise cette zone du fait de sa proximité des divers oueds (Oued Bedjimâa, Oued Seybouse et les rejets urbains et industriels...). La faible contamination bactériologique des eaux de la lagune s'expliquerait par l'éloignement de ce plan d'eau des sources de pollution et par les caractéristiques de son bassin versant ; ce dernier présente une urbanisation relativement faible combinée à un important couvert végétal.

Nous notons toutefois que les charges en indicateurs de contamination fécale de l'eau ne sont pas très alarmantes néanmoins le traitement préalable des eaux usées est tout indiqué si on veut éviter les problèmes sanitaires liés à l'usage de ces eaux.

**Mots clés :** Bactériologie ; bivalve ; contamination fécale; Littoral Nord-Est algérien ; *lagune El Mellah* ; paramètres environnementaux ; eaux ;

## **Abstract**

The aim of this work is to study the environmental parameters influence on the bacteriological water quality of water and bivalves of the Northeast Algerian coast and the lagoon of El Mellah.

For this purpose, we processed a monthly analysis of water withdrawals and temperature measurements, salinity, dissolved oxygen O<sub>2</sub>, pH and total suspended solids from 10 sites chosen for their location (5 sites in the coast and 5 sites in the lagoon), in relation to different sources of pollution and hydrodynamics that prevails. The detection and enumeration of faecal germs were carried out using the colimetric method.

The results of measurements of the physicochemical parameters of water show seasonal variations. The temperature is one of the factors which answers the climatic change best, with variations of 20° C because of the low water mass lagoon and especially low depth. Salinity shows variations of approximately 13g/l between the dry season and the wet season. With regard to the oxygenation of the lake, it is strongly influenced by the temperature, salinity and the renewal rate of water of alkaline lac. Un pH is recorded during all the period of study.

The results of the bacteriological water analysis showed that frequency of total coliforms and "thermo" faecal coliforms is less in the S1 site, S4 and S5 compared to S2 and S3 sites. Streptococci are present throughout the year due to their resistance to harsh environmental conditions and their persistence in the water compared to coliforms. The highest levels of bacteria are found in the S3 site. Water of the lagoon, in reference to the standards of bacteriological quality edicted by the European Community (1991), shows a good bacteriological quality and would be favorable as well as to bathing than to shellfish farming.

The statistical analysis of datas obtained in the two water ecosystems confirms the impact of the physicochemical factors on the distribution of the various contaminants.

In the littoral, we note that their implication is much more signification on the level of the sites Sidi salem and Rezgui rachid in comparison with the other sites Cap de garde, Lahnaya and Laouinet. In the lagoon, the results of the statistical analysis suggest that coliforms in bivalves populating Souk R'Guibet and the south of the lagoon, are more vulnerable to the fluctuations of the physicochemical parameters ( T°C, Salinity and pH) than streptococci.

The high water contamination S3 site, is explained by the strong human impact which on this area because of its proximity to various wadis (wadi Bedjima, wadi Seybouse and urban and industrial discharges ...).

We, however, found that loads of faecal contamination of water indicators are not very alarming, nonetheless, pretreatment of waste water would be ideal in order to avoid health problems associated with the use of these waters. In reference to the values guides, the bivalves would require, before their consumption, a reparcage and a more or less long purification according to the season and the site of harvest.

**Keywords:** Bacteriology; faecal contamination; Northeast Algerian coastline; environmental parameters.

## الملخص :

يهدف هذا العمل إلى دراسة تأثير العوامل البيئية على النوعية البكتريولوجية للمياه والرخويات ذات الصدفتين للساحل الشمالي الشرقي للجزائر وبحيرة الملاح. من أجل هذا قمنا بأخذ عينات شهرية للماء و قياسات لكل من: درجة الحرارة، الملوحة، الأكسجين المنحل في الماء، درجة الحموضة والمواد العالقة من 10 مواقع (5 في الساحل و 5 في البحيرة)؛ تم اختيار المواقع بناء على تموقعها بالنسبة إلى المصادر المختلفة للتلوث والهيدروديناميك السائد. وقد تم إجراء البحث وتعداد الجراثيم البرازية باستخدام تقنية تعداد البكتيريا القولونية (colimétrie).

نتائج القياسات الفيزيوكيميائية للماء تظهر الاختلافات الموسمية. تعد درجة الحرارة من إحدى أفضل العوامل التي تستجيب للتغيرات المناخية، وذلك بتسجيل فارق  $16^{\circ}\text{C}$  في الساحل و  $20^{\circ}\text{C}$  في البحيرة. درجة الملوحة تبين الفارق بين الموسم البارد والموسم الحار (5 غرام/لتر و 13 غرام/لتر، في الساحل وفي البحيرة على التوالي). أما بالنسبة لتركيز الأوكسجين المنحل في الماء يظهر تقلبات تتأثر بشدة مع التغيرات الموسمية لدرجة حرارة الماء وخط المياه الناتج عن الرياح المنكثرة في فصل الشتاء. أما بالنسبة لدرجة الحموضة، فهي قلوية نوعا ما طوال فترة الدراسة. نتائج التحليل البكتريولوجي لمياه الساحل تبين أن نسبة تواجد القولونيات الكلية والقولونيات البرازية "المتحملة للحرارة" هي أقل تواجدا في المواقع : S1، S4 و S5 مقارنة مع تلك الموجودة في المواقع S2 و S3.

إن البكتيريا العقدية (streptocoques) متواجدة على مدار السنة نظرا لمقاومتها للظروف البيئية القاسية وبقاءها مدة أطول في المياه مقارنة بالقولونيات. كما تم العثور على أعلى مستويات البكتيريا في الموقع S3.

اعتمادا على معايير الجودة الأوروبية (1991)، فإن مياه البحيرة ذات نوعية بكتريولوجية جيدة مما يسمح بممارسة السباحة وتربية المحار (conchyliculture). نتائج التحليل الإحصائي للبيانات يؤكد تأثير العوامل الفيزيوكيميائية على توزيع مختلف البكتيريات المتواجدة في كلتا عينات مياه الموقعين. في الساحل، ن سجل أن مشاركتهم هي أكثر تأثيرا على مستوى المواقع : سيدي سالم ورزقي رشيد مقارنة بالمواقع الأخرى: Cap de Garde، لحناية ولعوينات.

في البحيرة، نتائج التحليل الإحصائي تشير إلى أن في نوات الصدفتين التي تعيش في مصب نهر سوق رقيبات وجنوب البحيرة، البكتيريا القولونية هي أكثر تأثرا لتغيرات العوامل الفيزيوكيميائية (درجة الحرارة، الملوحة ودرجة الحموضة)، مقارنة مع البكتيريا العقدية (streptocoques). إن التلوث الكبير لمياه الموقع S3 ناتج عن تلويث الإنسان لهذه المنطقة نتيجة لقربها من مختلف الأودية (واد بجيما، واد سييوس وفضلات التصريف الحضرية والصناعية. إن انخفاض كمية التلوث البكتريولوجي في مياه البحيرة ناتج عن بعدها عن مصادر التلوث بالإضافة إلى خصائص حوض الصرف الذي يحوي على عدد قليل من المنشآت العمرانية وغطاء نباتي كبير.

ومع ذلك، نلاحظ أن مؤشر التلوث البرازي للماء غير مقلق، ولكن عملية المعالجة المسبقة لمياه الصرف الصحي محبذة، إذا كنا نرغب في تجنب المشاكل الصحية الناتجة عن استخدام هذه المياه.

**كلمات البحث:** الجراثيم، ذات الصدفتين، التلوث البرازي، الساحل الشمالي الشرقي للجزائر، بحيرة الملاح، العوامل البيئية، المياه.

## SOMMAIRE

Introduction	1
1-Généralités	7
1.1-Origines et nature de la pollution	7
1.2- Pollution microbiologique des eaux de surface	8
1.2.1-Agents pathogènes	8
1.2.1.1- Les bactéries	9
1.2.1.2-Les virus	11
1.2.1.3-Les parasites	12
1.2.1.4-Les champignons	14
1.3- Sources possibles de pollution microbiologique du littoral	15
1.4- Les risques sanitaires liés à la baignade	15
1.5- Les risques liés à la consommation de coquillages	19
1.6- Notion classique de germes indicateurs	21
1.6.1-Les germes indicateurs de contamination fécale	23
1.6.1.1- Coliformes totaux(CT)	24
1.6.1.2- Coliformes fécaux (CF) ou Coliformes Thermotolérants	25
1.6.1.3- Entérocoques intestinaux	26
1.6.2- Autres indicateurs	27
1.7-Les méthodes de détection des microorganismes indicateurs	28
1.7.1- La mise en culture	28
1.7.2- Les méthodes moléculaires	31
1.7.3- L'énumération des <i>E. coli</i> viables par hybridation in situ	32
1.7.4- La mesure directe de l'activité $\beta$ -D-glucuronidasique	33
1.8- Facteurs influençant la survie des microorganismes en milieu marin	34
1.8.1- Facteurs physico-chimiques	35

1.8.2- Facteurs biologiques	37
2- Matériel et méthodes	38
2.1-Zones d'étude	38
2.1.1-Littoral Nord-Est algérien	38
2.1.2-Lagune El Mellah	44
2.2-Les mollusques bivalves	47
2.2.1-L'espèce <i>Cerastoderma glaucum</i>	48
2.2.2- La palourde <i>Ruditapes decussatus</i>	51
2.2.3-La moule <i>Perna perna</i>	53
2.3- Mesures des paramètres physico-chimiques de l'eau	59
2.4- Analyse bactériologique	59
2.4.1- Analyse bactériologique de l'eau	61
2.4.2-Analyse bactériologique des bivalves	67
2.4.3- Recherche des germes pathogènes chez les moules	69
2.5-Analyse statistique des données du littoral	78
2.6- Analyse statistique des données de la lagune El Mellah	79
3- Résultats de l'analyse de l'eau du littoral Nord-Est algérien	81
3.1-Les paramètres physico-chimiques	81
3.1.1-La température de l'eau	81
3.1.2- La salinité de l'eau	81
3.1.3- Le pH de l'eau	82
3.1.4-L'oxygène dissous de l'eau	83
3.1.5-Les matières en suspension	83

3.2- Distribution des BICF dans l'eau de mer	84
3.2.1- Teneurs en Coliformes totaux de l'eau	84
3.2.2- Teneurs en Coliformes thermotolérants ( <i>Escherichia coli</i> ) de l'eau	86
3.2.3- Teneurs en Streptocoques totaux de l'eau	87
3.2.4- Teneurs en Streptocoques fécaux de l'eau	89
3.3- Distribution des BICF chez la moule <i>Perna perna</i>	91
3.3.1-Teneurs des Coliformes totaux chez la moule	91
3.3.2-Teneurs des Coliformes thermotolérants ( <i>Escherichia coli</i> ) chez la moule	92
3.3.3- Teneurs des Streptocoques totaux chez la moule	94
3.3.4- Teneurs des Streptocoques fécaux chez la moule	96
3.4- Détermination de la source probable de la contamination	97
3.5- Distribution des germes pathogènes chez les moules	99
3.6- Résultats de l'analyse statistique	101
3.6.1- Modèle linéaire généralisé (GLM)	101
3.6.2- Test de l'analyse des moyennes.	103
3.6.3- Analyse en composantes principales (ACP)	105
3.7- Les paramètres physico-chimiques de l'eau de la lagune El Mellah	110
3.7.1- Température de l'eau	110
3.7.2- Salinité de l'eau	111
3.7.3- Teneurs en oxygène dissous dans l'eau	111
3.7.4-Le pH de l'eau	112
3.8-Distribution spatiotemporelle des concentrations des BICF dans l'eau de la lagune	113
3.8.1-Teneurs des coliformes totaux dans l'eau	113

3.8.2- Teneurs des <i>Escherichia coli</i> dans l'eau	115
3.8.3-Teneurs des streptocoques totaux dans l'eau	116
3.8.4-Teneurs des streptocoques fécaux dans l'eau	117
3.9-Distribution spatiotemporelle des concentrations des BICF dans les bivalves	119
3.9.1-Concentration des coliformes totaux dans les bivalves	119
3.9.2- Concentration des coliformes fécaux dans les bivalves	120
3.9.3- Concentration de <i>E. coli</i> dans les bivalves	121
3.9.4- Concentration des streptocoques totaux dans les bivalves	122
3.9.5- Concentration des streptocoques fécaux dans les bivalves	123
3.10- Origine de la source probable de la contamination	124
3.11-Résultats de l'analyse statistique	126
3.11.1- Analyse univariée	126
3.11.2- Analyse bivariée	129
4- Discussion	132
4.1-Paramètres physico-chimiques des eaux du littoral Nord Est Algérien	132
4.2-Qualité bactériologique des eaux du littoral Nord Est algérien	134
4.3-Qualité bactériologiques des moules	139
4.4-Caractéristiques physico chimiques de l'eau de la lagune El Mellah	141
4.5-Qualité bactériologique de l'eau de la lagune El Mellah	144
4.6-Qualité bactériologique des bivalves peuplant la lagune El Mellah	145
5- Conclusion générale	148
6-Références bibliographiques	150

# *Introduction*

**Introduction :**

Les eaux littorales sont souvent le milieu récepteur pour toutes sortes de rejets d'eaux usées charriant de nombreux microorganismes pathogènes pour l'Homme du fait de l'usage de ces eaux (baignade, pêche, aquaculture). Ainsi, l'impact sanitaire sur la santé est plus que préoccupant, plaçant les pollutions microbiologiques dans la catégorie des priorités en terme de protection de la santé publique.

Pendant longtemps, les hommes se sont peu préoccupés de leur milieu naturel, s'ingérant dans la nature et usant d'elle sans compter, aménageant à tour de bras, et rejetant largement effluents et déchets de toutes sortes.

Croyant aux propriétés purificatrices sans limite de l'environnement aquatique, ils l'ont utilisé sans crainte comme poubelle du monde, déversant dans les eaux littorales tous les rejets, toxiques ou non, radioactifs ou pétroliers, aussi bien dans les estuaires qu'à proximité des côtes. Le constat a été dramatique. Selon Lacaze et Ramade (1993), l'océan, lui-même, n'est plus considéré officiellement comme un réservoir infini. On a enfin réalisé les limites de sa taille comme celles de son pouvoir, ces limites qui ne sont pas loin d'être atteintes pour plusieurs zones côtières (lagunes, baies, anses, ports, estuaires...etc).

Pour les mers fermées, les menaces sont inversement proportionnelles à leur dimension (Lacaze et Ramade, 1993). Bordées par des nations industrielles et industrielles, la mer Baltique, la mer du Nord, la Manche, la Méditerranée... sont en danger. Leurs surfaces et leurs volumes sont limités et les brassages par les courants y sont faibles (Arrignon, 1991).

La Méditerranée qui ne représente que 1% de la surface des océans (Gallini, 2008), est l'un des milieux marins et côtiers les plus riches mais aussi l'un des plus vulnérables au monde du fait de son exposition à tout un ensemble de nuisances dont 80 % sont d'origine terrestre. Ses eaux baignent 22 pays riverains qui comptent plus de 400 millions d'habitants dont plus d'un tiers réside dans les zones côtières ; à ceux-ci s'ajoutent chaque année quelques 175 millions de visiteurs. Par ailleurs, plus de la moitié des agglomérations urbaines ne disposent pas de stations d'épuration de leurs eaux résiduaires ; 60 % d'entre elles déversent directement leurs eaux usées dans la mer et plus de 80 % des décharges de ces pays méridionaux et orientaux ne sont pas contrôlées (MeHSIP, 2008).

Le milieu marin méditerranéen est particulièrement exposé aux déversements de déchets agricoles, de particules en suspension dans l'air, d'eaux de ruissellement chargées

d'agents pathogènes, de métaux lourds, de matières organiques polluantes, d'huiles et de substances radioactives (MeHSIP, 2008), ayant pour origine les activités industrielles, les transports maritimes (30% du trafic maritime mondial) et les activités domestiques avec des rejets en mer estimés à  $6.10^5$  tonnes chaque année, soit l'équivalent de 30 catastrophes de type "Erika" (Gallini, 2008).

Le littoral Algérien avec une façade maritime longue de 1200 Km, est caractérisé par une concentration de populations et des activités industrielles ; ces dernières s'accaparent les meilleurs sites littoraux et se développent au détriment des autres usages liés à la mer, entraînant des risques réels pour les agglomérations limitrophes et les milieux marins (Kacemi, 2006).

Le golfe d'Annaba et le littoral d'El kala connaissent au même titre que le reste du littoral Algérien, les mêmes problèmes environnementaux ; Ils sont exposés aux risques des différents types de pollutions d'origine anthropique qui ont un impact sur les organismes qui y vivent et sur l'homme.

L'eau polluée par les différents rejets (industriels, domestiques, agricoles,...etc), héberge et véhicule des bactéries en transit (Aslan-Yilmaz *et al.*, 2004 ; Jeng *et al.*, 2005; Munn, 2006; Stewart *et al.*, 2008; Schoen *et al.*, 2011; Noble *et al.*, 2003). Le transfert physique de ces dernières (lié au ruissellement) dépendra des conditions climatiques, pédologiques et géographiques. Par ailleurs, leur survie sera fonction de leur capacité physiologique d'adaptation à des environnements divers ; les conditions hivernales apparaissent les plus à risque, compte tenu du ruissellement induit par les pluies sur des sols nus et du faible ensoleillement favorisant la survie bactérienne.

La pollution microbiologique est due aux bactéries d'origine fécale et provient principalement des eaux usées et des élevages agricoles ; Elle entraîne des conséquences, non seulement, pour la qualité des eaux de baignade et des sites de sports nautiques mais aussi pour la qualité microbiologique des zones de pêche (coquillages, tellines...) et de conchyliculture. La contamination microbiologique a des conséquences importantes sur la santé humaine ; mais, en revanche, les espèces marines (faune et flore) semblent peu impactées par ce type de pollution.

La pollution microbiologique est évaluée en suivant certains indicateurs de contamination fécale. Ces derniers ont permis de mettre en place une réglementation concernant les activités conchylicoles (élevage d'huîtres, de moules...) et de loisirs, dont la baignade. Ils permettent aussi d'évaluer la qualité de l'eau en vue d'une labellisation biologique des algues.

Beaucoup d'organismes marins accumulent les contaminants à de très fortes concentrations dans leurs tissus. Les bivalves filtrent l'eau de mer (de 100 à 650 l/heure /kg d'animal vivant) pour en tirer les éléments nécessaires à leur survie (plancton) ; mais, ils retiennent en même temps bactéries (de  $10^5$  à plus de  $10^{15}$  de germes par gramme de broyât), virus, et les concentrent (Brissou et Denis, 1980). Cette bio-accumulation est variable selon les espèces de coquillages, leurs situations (immersion ou non) et bien sûr, selon la nature du contaminant. Les coques et palourdes, coquillages fouisseurs, se contaminent plus facilement que les autres. Leurs tubes digestifs plus longs favorisent un temps de rétention plus élevé (MSSF, 2003). En raison de cette capacité de filtration et d'accumulation importante des particules et polluants du milieu, les bivalves ont été retenus comme bio-indicateur de la contamination, par excellence (Jorgensen, 1960).

La consommation des bivalves contaminés, expose le consommateur à un risque de toxoinfection : Fièvre typhoïde, Salmonellose, Shigellose, Campylobactériose, Choléra, Gastro-entérite virale et Hépatite A (Smith De Waal *et al.*, 2001 ; Potassman *et al.*, 2002 ; Hervé *et al.*, 2003). En France, des épidémies de gastro-entérites liées à la consommation de coquillage, ont été enregistrées en 1983 (4000 cas) et en 1992 (huîtres de l'étang de Thau). Aux USA, entre 1990 et 2000, il a été répertorié 66 sortes d'épidémies, dont 3299 cas ont pour origine l'ingestion de mollusques bivalves (Smith De Waal *et al.*, 2001).

Pour préserver le consommateur, la communauté européenne (1991) a tout d'abord édicté des normes de concentration en coliformes fécaux, pris comme indicateurs de contamination potentielle des eaux par des germes pathogènes :  $10^2$  *E. coli* /100ml dans les eaux de baignade et  $2.3 \cdot 10^2$  *E. coli* /100ml dans les eaux de conchyliculture.

Par la suite, la directive européenne 91/492/EC, a défini les critères microbiologiques pour les bivalves ; elle a établi que la qualité microbiologique de ces aliments doit être contrôlée en mesurant les Coliformes fécaux (moins de 300 pour 100g), *Escherichia coli* (230 pour 100g), et les *salmonelles* (absence).

En raison de la complexité de la microbiologie des eaux usées, des problèmes de fiabilité liés aux techniques de traitement et de procédés de désinfection, la surveillance de ces milieux réceptacles ne peut se faire que par l'utilisation de paramètres microbiologiques représentés par les germes témoins de contamination fécale, confortée par une analyse statistique. De tels indicateurs microbiologiques constituent des outils nécessaires et des systèmes de biosurveillance pertinents pour un contrôle rigoureux et une gestion efficace des rejets en milieux aquatiques.

Le recours aux organismes vivants nous permet l'observation de la vie sous ses différentes formes et nous dévoile les conditions de perturbations et le signal d'alarme d'où la nécessité de développement de la bio indication qui entraîne une surveillance écologique plus large.

Ce sont les bactéries entériques, provenant de la flore fécale, qui sont utilisées comme indicateurs de pollution fécale dans l'évaluation de l'état de la contamination bactérienne des eaux douces et marines (Noble et al., 2003). La forte concentration de ces indicateurs dans la frange littorale est le plus souvent sous l'influence des rejets d'eaux usées urbaines et agricoles véhiculées par les eaux de ruissellement drainant les rejets de réseaux sanitaires et des bassins versants (Walters et al., 2011). La flore fécale notamment les coliformes se multiplient dans les systèmes de distribution des eaux (biofilms), dans les sols ainsi que dans les plantes (Badgley *et al.*, 2011; Gallagher *et al.*, 2012). Les coliformes fécaux (CF), bien que considéré comme de faibles indicateurs d'une contamination fécale, continuent à être utilisés dans les études de suivi de la qualité des eaux (Figueras et al., 1997 ; Noble et al., 2003 ; Jin et al., 2004; Mill et al., 2006; Odonkor et Ampofo, 2013; Costaa et al., 2014). A l'inverse, les entérocoques fécaux (EF) seraient de meilleurs indicateurs en raison de leur meilleure survie aussi bien en eau douce qu'en eau salée (Sinton et al., 1994; Noble et al., 2003 ; Anderson et al., 2005; Mill et al., 2006; Green et al., 2007; Blaustein et al., 2013; Korajkic et al., 2013). D'après les travaux de l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement, les EF sont aussi considérés comme des indicateurs pour les maladies gastro-intestinales (Sinton et al., 1994; Noble et al., 2003; Wade et al., 2010). Selon Bonilla et al., (2007) lorsque les charges des bactéries indicatrices de contamination fécale sont élevées, la contamination fécale peut conduire à une augmentation du risque de rencontrer des agents pathogènes.

Certains auteurs ont montré que la dynamique de ces bactéries indicatrices de contamination fécale est en relation avec la charge en bactéries relevée dans les ruisseaux et les rivières qui

se déversent en mer (Servais et *al.*, 2007a; Soyeux et *al.*, 2007; Colford et *al.*, 2012; Costaa et *al.*, 2014; Tornevi et *al.*, 2014). De nombreux auteurs rapportent que les taux de disparition des bactéries indicatrices de contamination de la colonne d'eau dépendent de nombreux paramètres tels que la dispersion, la dilution, la disponibilité des nutriments, la température, la salinité, la turbidité, le rayonnement solaire, la prédation, la compétition, le transport et les pertes bactériennes dues à la mort ou la sédimentation (Bennani et *al.*, 2012; Blaustein et *al.*, 2013; Castenada Chavez et *al.*, 2005; Chigbu et *al.*, 2005; Chedad et Assobhei, 2007; Okabe et Shimazu, 2007; Sinton et *al.*, 2007; Darakas et *al.*, 2011; Mill et *al.*, 2006; Sinton et *al.*, 2002; Van Elsas et *al.*, 2011; Boukef-Benomrane et *al.*, 2013; Wanjugi et Harwood, 2013).

En Algérie, le problème de contamination fécale des eaux côtières a été peu étudié et les risques sanitaires que ces bactéries peuvent engendrer n'est pas du tout négligeable du fait de l'exploitation de plus en plus croissante des eaux littorales (loisirs et autres usages...) observée ces dernières années.

Notre travail entre dans le cadre d'un projet de recherche portant sur la bio-surveillance des plans d'eau et les risques de contamination bactériologique.

La présente étude s'est fixé les objectifs suivants :

✚ Déterminer la qualité bactériologique de l'eau et des bivalves par la recherche et le dénombrement des indicateurs de contamination et leur distribution spatio-temporelle. Pour cela, nous avons retenu la zone côtière d'Annaba (l'ensemble du Golfe d'Annaba) et d'El Kala, et la lagune El mellah, un plan d'eau, qui fait partie du complexe de zones humides du PNEK, qui est relié à la mer grâce à un chenal. Le choix de ces écosystèmes aquatiques est basé sur les caractéristiques propres à chaque région.

Le golfe d'Annaba dans lequel se jette l'Oued Seybouse, principal cours d'eau de 160 km de long, qui draine un vaste bassin versant (d'une superficie de 5955 km<sup>2</sup>), siège d'activités industrielles et agricoles et d'une importante urbanisation. Le Golfe d'Annaba reçoit aussi tous les rejets urbains de la ville et des agglomérations voisines proches du littoral ; il abrite aussi un port de pêche et de commerce (minerais et phosphate...). La lagune El mellah est le siège d'exploitation de pêche de poissons et de bivalves ; cette lagune se trouve dans une zone peu urbanisée, pas industrialisée et bénéficiant d'un important couvert végétal.

Le littoral constitue un réceptacle des rejets urbains, industriels et agricoles contenant une grande variété de contaminants. Le milieu et les ressources qui lui sont associées constituent un enjeu en matière d'économie et de santé publique. Le développement des activités industrielles et agricoles combiné à l'urbanisation de la frange littorale exercent une forte pression sur l'écosystème côtier qui subit des altérations liées directement à la contamination des compartiments biotiques et abiotiques. Devant cette situation et sous la pression d'organisations de protection de la nature, certains états ont commencé à réagir pour protéger et conserver l'environnement et en quelque sorte préserver le patrimoine pour les générations futures.

✚ Suivre l'évolution des paramètres physico-chimiques (Température, pH, Oxygène dissous, salinité et matières en suspensions) de l'eau et évaluer leur impact sur la survie des bactéries recensées par l'application de tests statistiques aux données obtenues.

✚ Déterminer l'origine des apports en microorganismes et les foyers de fortes contaminations

Cette thèse s'articule autour :

- D'une introduction suivie par un chapitre portant sur une synthèse bibliographique relative à la contamination bactériologique des écosystèmes aquatiques, leur comportement dans le milieu aquatique et leur survie dans l'environnement aquatique.

- D'un deuxième chapitre consacré à la description de la zone d'étude et aux modèles biologiques utilisés dans le cadre de ce travail avec bien sûr la stratégie d'échantillonnage retenue ainsi que les méthodes appliquées pour la détermination et le dénombrement des bactéries indicatrices de contamination bactériologique.

-D'un troisième chapitre où sont consignés les résultats et leurs interprétations pour chaque type d'écosystème. Ceci est suivi d'une conclusion générale et des perspectives et bien sûr les références bibliographiques sur lesquelles nous nous sommes appuyés pour discuter l'ensemble de nos résultats.

## 1-Généralités :

L'eau occupe les trois-quarts de la surface de la terre, sous la forme d'océans, mais aussi la forme de Mers, de rivières, d'oueds, de ruisseaux, de puits, de sources, de cours d'eau, de lacs, de neige et de glaciers. On en trouve également dans l'atmosphère et sous-terre. Plus de 97% de l'eau de la terre est salée.

IL existe deux types de pollution de l'eau :

- Les pollutions ponctuelles, souvent relativement immédiates, qui proviennent de sources bien identifiées (rejets domestiques ou industriels par égouts, effluents d'élevage ...) et peuvent être traitées par des stations d'épuration.
- Les pollutions diffuses, comme celles dues aux épandages de pesticides et d'engrais sur les terres agricoles, qui concernent l'ensemble d'un bassin versant, Elles mettent plus de temps à atteindre les milieux aquatiques et ne peuvent être traitées qu'à la source en diminuant l'usage des substances responsables.

Ces pollutions peuvent être permanentes (rejets domestiques d'une grande ville, par exemples), périodiques (augmentation saisonnières des rejets liées au tourisme, aux crues ...), ou encore accidentelles ou aiguës, à la suite du déversement intempestif de produits toxiques d'origine industrielle ou agricole, ou du lessivage des sols suite à de fortes pluies (Anonyme, 2005).

### 1.1-Origines et nature de la pollution

#### Pollution industrielle

L'essentiel des polluants dans l'eau provient des activités humaines, souvent des usines implantées sur les sites à côté des fleuves ou mer, leur situation leur facilite le transport de matières premières, l'alimentation en eau et le refroidissement des installations et les possibilités de rejets des effluents industriels. On y trouve :

- des matières organiques et des graisses (industries alimentaires).
- des Hydrocarbures (raffinerie, le pétrole et ses dérivés) – arrêté du 02/02/1998 fixe la limite des rejets des déchets pour la préservation des milieux aquatiques.
- des Métaux lourds (cadmium, plomb, mercure, cuivre, zinc, arsenic)
- des Acides, produits chimiques divers

- des matières radioactives provenant des centrales nucléaires (El Idrissi, 1997 ; Mouhoub, 1981)

#### **Pollution agricole**

Les effluents agricoles peuvent se répandre dans les eaux souterraines.

- des pesticides de fortes teneurs en minéraux (azote, phosphore, potassium)
- des produits vétérinaires, de la matière organique et des germes (nitrate et des bactéries) provenant des purins et lisiers (élevage). Ces derniers provoquent de très graves pollutions des eaux de la nappe phréatique
- les produits chimiques de traitement de terre (Kong, 1998)

#### **Pollution domestique**

Véhiculés par les réseaux d'assainissement (égouts urbains) jusqu'à la mer ou la rivière ; Ces polluants contiennent :

- des détergents (savons, etc...)
- des sels minéraux (azote, phosphore)
- des germes fécaux et de fortes teneurs en matières organiques

### **1.2- Pollution microbiologique des eaux de surface**

La principale source de contamination d'une eau par des bactéries vient surtout des matières fécales ; les déchets des animaux et de l'homme renferment souvent des organismes pathogènes qui vivent à l'état commensal dans leur tube digestif et peuvent facilement contaminer une eau. L'augmentation de cette population bactérienne dans une eau naturelle entraîne une pollution, qui peut détruire la qualité délicate des organismes aquatiques et la détérioration de la qualité des végétaux, suite à une irrigation par ces eaux, puisque la présence de ces bactéries indique une contamination fécale qui est associée aux maladies dues au péril fécal (Rodier, 2005).

#### **1.2.1-Agents pathogènes**

Les eaux usées domestiques (eaux vannes et eaux ménagères) urbaines contiennent une multitude d'agents pathogènes excrétés par la voie intestinale ou urinaire et susceptibles

de déclencher des maladies transmissibles. Ces agents peuvent être classés en quatre catégories principales : les bactéries, les virus, les parasites et les champignons.

Parmi tous les microorganismes couramment rencontrés dans les eaux usées urbaines, il est important de distinguer leur origine, ainsi que les pathologies qu'ils sont capables d'engendrer. Sur la base de ces deux critères, il est possible de définir trois catégories de germes: (a) les germes d'origine tellurique non pathogènes et non infectieux, entraînés par les eaux de ruissellement ; (b) les germes d'origine fécale, humaine ou animale, le plus fréquemment non pathogènes, qui regroupent principalement des bactéries et sont couramment utilisés comme germes témoins de contamination fécale ; (c) les germes pathogènes parmi lesquels nous distinguons : certaines bactéries, les virus et les parasites.

Pour tous ces microorganismes, l'eau représente un vecteur de choix pour atteindre leur cible. La transmission se fait préférentiellement par voie digestive (ingestion d'eau d'alimentation ou de baignade contaminée ou d'aliments souillés comme les coquillages) mais peut également se faire par voie cutanéomuqueuse lors de baignades (Singleton, 2005).

#### **1.2.1.1- Les bactéries**

Les bactéries appartiennent à l'ordre des procaryotes, ce qui signifie que ce sont des microorganismes unicellulaires ne possédant pas de véritables noyaux. Elles possèdent tout le matériel cellulaire nécessaire à leur multiplication (réplication et division), et sont excrétées sous forme de cellules directement infectieuses. Certaines d'entre elles peuvent être rencontrées sous forme de spores : ce phénomène de sporulation a lieu en réponse à un environnement qui leur est peu favorable.

Le pouvoir pathogène d'une bactérie est soit spécifique, c'est à dire qu'il engendre des pathologies spécifiques, soit opportuniste, c'est à dire qu'il ne s'exprime que sur des individus affaiblis (immunodépressifs, système immunitaire déficient).

Afin de mieux les distinguer, les bactéries humaines ou animales sont réparties en trois groupes selon leur provenance (Vandermeersch, 2006) :

##### **Origine fécale humaine**

Les bactéries d'origine fécale trouvent résidence dans l'appareil digestif de l'homme et des animaux à sang chaud. Leur mode de transmission est essentiellement par voie orale. Elles ont souvent été responsables de grandes épidémies hydriques, qui heureusement, se font de plus en plus rares de nos jours. Nous pouvons citer comme exemple (Straub *et al.*, 2003).

:

(1) *Vibrio cholerae*, responsable des épidémies de choléra, aujourd'hui disparu en Europe, mais qui sévit encore sur le continent africain et en Amérique Latine.

(2) *Salmonella typhi* et *paratyphi*, sont deux souches particulièrement virulentes de salmonelles, à l'origine d'épidémies de fièvre typhoïde et paratyphoïde. D'autres sérotypes sont responsables de gastro-entérites aiguës (*S. typhimurium*, *S. enteridis*) ou de septicémies.

(3) *Escherichia coli*, d'origine fécale stricte, pouvant être responsable de gastro-entérites infantiles (colibacillooses), ou de la « turista » (diarrhée des voyageurs), bien que la majorité des souches ne soient pas pathogènes pour l'Homme.

(4) *Shigella*, à l'origine de dysenteries bacillaires dans les pays chauds (*S. dysenteriae*) et de diarrhées dans les pays industrialisés (*S. flexnerie*, *S. boydii*).

(5) *Enterobacter*, qui peut être à l'origine de cystites, de pleurésies, ou encore de méningites.

(6) *Klebsiella*, qui occasionnent des diarrhées, des cystites, et des pneumopathies, mais qui ne sont pas exclusivement d'origine intestinale, puisque certaines souches colonisent les voies respiratoires. On les retrouve également dans les papeteries et les usines textiles.

(7) *Campylobacter jejuni*, et *C. coli*, sont à l'origine de gastro-entérites et de diarrhées au même titre que *Salmonella* ou *Shigella*. Leur présence peut être détectée dans les eaux de surface

### Origine fécale animale

Certaines espèces de Leptospires, pathogènes pour l'homme, et provoquant un ictère infectieux (leptospirose) sont rencontrées en Europe Occidentale mais en règle générale, ces germes sont répandus dans le monde entier. Ils sont éliminés dans les urines des animaux contaminés (le chien mais plus souvent le rat) et sont retrouvés dans les eaux douces et la terre. La contamination se fait par voie orale, mais également par voie transcutanée. La majorité des cas recensés est liée à la baignade en eau douce ou aux professions à forte exposition.

*Yersinia enterocolitica* est très fréquent chez les rongeurs et les animaux domestiques, et semble de plus en plus impliqué dans les pathologies humaines telles que les gastro-entérites chez l'enfant, les troubles abdominaux, les diarrhées et l'arthrite chez l'adulte. La présence dans les eaux de surface, des espèces présumées responsables d'infection humaine, est exceptionnelle.

### ✚ Origine cutanée ou cutanéomuqueuse

Ces germes sont responsables d'affections cutanées plus ou moins graves. A titre d'exemple, on peut citer :

(1) Staphylocoques dont *Staphylococcus aureus*, qui est à l'origine d'affections cutanées et sous cutanées, dont la responsabilité est clairement établie pour les eaux de piscine, mais ne reste que suspectée pour les eaux de baignade en eau douce et en mer.

(2) *Pseudomonas aeruginosa*, responsables d'infections O.R.L., de septicémies et de suppurations cutanées.

(3) *Aeromonas hydrophyla*, responsable de gastro-entérites chez les individus bien portants et de septicémies chez les immunodéprimés.

(4) les Mycobactéries, responsables de maladies infectieuses comme la tuberculose ou la lèpre dans les pays en voie de développement.

### 1.2.1.2-Les virus

Les virus sont des organismes unicellulaires, dotés d'une capsid e protéique et d'une molécule d'ARN ou d'ADN, support de l'information génétique. Les virus sont des parasites obligatoires car ils ne possèdent pas de système enzymatique leur permettant de se reproduire de façon autonome dans le milieu naturel.

Les principaux virus rencontrés dans l'eau et présentant des risques sanitaires de par leur caractère pathogène vis-à-vis de l'homme sont les virus entériques, qui sont excrétés dans les selles d'individus infectés. Ces virus appartiennent à plusieurs genres (Vandermeersch, 2006) :

✚ **Les Entérovirus** : ce sont des virus à ARN simple brin dotés d'une longue persistance dans l'environnement. Leur domaine pathologique est très étendu puisqu'ils peuvent à la fois engendrer des lésions dans les systèmes nerveux, digestif et respiratoire, ainsi qu'au niveau de la peau, des muscles et des yeux. Nous pouvons citer comme exemples :

(1) les Poliovirus, à l'origine de poliomyélites et de fièvres,

(2) les Echovirus, à l'origine de méningites, de diarrhées et d'infections respiratoires,

(3) les Coxsackievirus A et B, à l'origine de méningites lymphocytaires, d'affections digestives et respiratoires, et de manifestations cutanéomuqueuses.

✚ **Les virus des hépatites** : nous distinguons surtout le virus de l'hépatite A (V.H.A.), et le virus de l'hépatite E (V.H.E.). Les symptômes couramment observés sont des nausées, des

vomissements, des fièvres, un phénomène d'anorexie, ainsi que des ictères accompagnés d'asthénie.

✚ **Les virus des gastro-entérites** : ces virus sont responsables de diarrhées épidémiques et de vomissements. Ce genre de virus peut être divisé en plusieurs groupes :

- Les Rotavirus et Réovirus, qui entraînent des manifestations cliniques chez les enfants dans 60% des cas d'infections ; les petits virus ronds, qui présentent une morphologie voisine au microscope électronique, et qui provoquent des épidémies de gastro-entérites marquées par des vomissements et quelquefois accompagnées de fièvres. Virus de Norwalk, Astrovirus, Calicivirus,...

-Les Coronavirus : responsables de gastro-entérites chez l'homme et d'entérocolites chez le nouveau-né.

-Les Adénovirus : ils sont répartis en sous classes. Les adénovirus humains des sous classes A, B, C, D et E, sont responsables d'infections respiratoires et conjonctivales ; certains sérotypes possèdent un pouvoir oncogène. Ceux de la sous classe F sont responsables de 4 à 8% des gastroentérites infantiles.

### 1.2.1.3-Les parasites

Parmi tous les microorganismes pathogènes pour l'homme, certains appartiennent à l'ordre des eucaryotes. Il s'agit de certains protozoaires, vers ou champignons tous regroupés sous le terme de « parasites » et dont l'incidence sur la Santé Publique peut être, dans certains cas, grave de conséquences.

Ils sont considérés comme parasites des êtres vivants qui pendant une partie ou la totalité de leur existence vivent au dépens d'autres êtres organisés appelés hôtes. On distingue 2 sortes d'hôtes :

-L'hôte définitif est celui chez lequel le parasite accomplit sa fonction de reproduction : c'est le cas, par exemple, de l'homme qui est l'hôte définitif pour l'*Ascaris*.

-L'hôte intermédiaire héberge les formes larvaires dont il assure la maturation jusqu'à leur stade infestant : par exemple, le bœuf est l'hôte intermédiaire du *Taenia saginata* (Schwarzbrod et Schwarzbrod, 1999).

### Les protozoaires

Ce sont des animaux unicellulaires, dotés d'un noyau, et éliminés par voie fécale, souvent sous forme de kystes très résistants dans le milieu extérieur, mais qui sont incapables de s'y multiplier. Ils sont souvent rencontrés dans les eaux douces et les eaux marines où ils se nourrissent de matière organique ou de bactéries.

Parmi les pathogènes pour l'homme, nous distinguons :

(1) les flagellés qui, après les bactéries, sont responsables de la dégradation d'une grande partie des matières organiques de l'eau. Nous pouvons citer comme exemple, les *Giardia* qui sont à l'origine de douleurs abdominales chez l'adulte et de symptômes diarrhéiques chez l'enfant. *Giardia* présente une forme trophozoïte et une forme kystique. La forme kystique assure la dissémination de la maladie.

(2) les rhizopodes, qui comportent un grand nombre d'espèces pathogènes, dont les amibes (Ex: *Naegleria*, responsables de méningites).

(3) les sporozoaires, (dont *Cryptosporidium*) responsables de diarrhées liquides profuses accompagnées de douleurs abdominales, vomissements et fièvres. La transmission s'effectue via la forme kystique, très robuste, présente dans l'environnement par excrétion de fèces d'un individu infecté (Bunel, 1995).

### Les helminthes

Il peut s'agir de vers plats (plathelminthes), ou ronds (némathelminthes), qui comprennent de nombreuses formes de parasites souvent à l'origine de maladies très graves. Ce sont pour la plupart, des vers intestinaux, rejetés avec les matières fécales animales ou humaines (souvent sous forme d'œufs très résistants). La contamination se fait par voie digestive lors de l'absorption d'eau contaminée par des œufs ou des larves, ou alors par voie transcutanée c'est à dire, par fixation puis pénétration de larves à travers la peau.

Les principales espèces sont :

(1) les Cestodes (vers à aspect rubané), dont *Taenia solium* (ou ver solitaire), et *Dibothricephalus latus*, tous deux parasites de l'intestin humain.

(2) les Trématodes (vers à aspect foliacé), dont *Fasciola hepatica* de la famille des Douves, parasite du foie de l'homme et des ruminants, qui se développe dans l'eau sous forme de larves ciliées ; ou encore les espèces appartenant à la famille des bilharzies (du genre *Schistosoma*), à l'origine de nombreux cas de bilharziose à travers le monde entier (surtout en Afrique, en Asie, et en Amérique du Sud).

(3) les Nématodes (vers ronds), parmi lesquels, *Ascaris* (*Ascaris lumbricoïdes*), fréquemment retrouvé dans l'intestin grêle de l'homme et du porc en Extrême Orient et plus généralement dans les pays tropicaux, après ingestion d'eau contaminée. Il est responsable de troubles digestifs (Vandermeersch, 2006).

#### **1.2.1.4-Les champignons**

Ce sont des organismes privés de tout organe de locomotion ; ils sont incapables d'effectuer la photosynthèse et sont, de ce fait, réduits à l'état de parasite ou à celui de saprophytes (organismes qui tirent leur nourriture de matières organiques en voie de décomposition).

Les champignons recherchés dans l'eau se transmettent par voie cutanéomuqueuse, et sont à l'origine d'affections cutanées. Ce sont les moisissures et les levures (mycètes unicellulaires).

Parmi les moisissures, nous pouvons citer comme espèces pathogènes : *Allescheria boydii*, *Géotrichum candidum*, *Aspergillus fumigatus*,

Parmi les levures nous pouvons citer *Candida albicans*, espèce très répandue, d'origine fécale et responsables de diverses mycoses (infections cutanéomuqueuses buccales, vaginales et cutanées).

La description des principaux microorganismes pathogènes susceptibles d'être présents dans les eaux usées des collectivités humaines et animales qui les produisent et les disséminent montre qu'ils sont très variés : en taille (des virus aux vers), en résistance (des bactéries aux kystes et œufs de vers), par le mode d'infestation de l'homme (voies orale, transcutanée), par l'origine de la contamination (fécale, mais aussi urinaire, cutanée ou autre). Les eaux usées constituent pour ces microorganismes plus un milieu de survie et un vecteur à plus ou moins longue distance de leur point d'émission qu'un réservoir.

### **1.3- Sources possibles de pollution microbiologique du littoral**

La qualité microbiologique des eaux côtières est déterminante pour la vie économique et touristique des régions littorales. En effet, baignade, conchyliculture et pêche à pied constituent trois usages très pratiqués nécessitant une bonne qualité microbiologique de l'eau pour garantir la protection de la santé publique.

Les différentes sources de pollution du littoral sont d'une manière générale :

- (1) les rejets de stations d'épuration,
- (2) les rejets directs d'eaux usées par dysfonctionnement ou insuffisance du système d'assainissement par temps sec ou temps de pluie (surverses de réseaux unitaires, by-pass et départs de boues de stations d'épuration),
- (3) les rejets directs d'eaux usées (habitations non raccordées au système de collecte),
- (4) les activités portuaires (rejets de dragage des ports, eaux des vannes des bateaux de plaisance),
- (5) les activités agricoles (ruissellement sur des surfaces d'élevages et débordements de fosses à lisiers),
- (6) les lessivages de voiries et de surfaces imperméabilisées par temps de pluie,
- (7) les flux polluants apportés par les rivières (surtout par temps de pluie),
- (8) l'activité conchylicole (eau utilisée pour l'épuration des coquillages),
- (9) les excréta des animaux.

### **1.4- Les risques sanitaires liés à la baignade**

La baignade dans les eaux naturelles peut entraîner un contact plus ou moins intense avec des germes pathogènes qui peuvent être présents dans l'eau en plus ou moins grande quantité. Les pathologies associées à ces germes concernent la sphère O.R.L., l'appareil digestif, les yeux et la peau ; une grande variété d'agents pathogènes présents dans les eaux naturelles sont responsables de ces diverses maladies dont les plus fréquentes sont répertoriées dans le tableau 1.

Le risque encouru par le baigneur dépend de plusieurs facteurs : du niveau de contamination de l'eau, de l'état de santé du baigneur, des modalités de la baignade (durée, immersion de la tête...).

Des épidémies liées à la pratique de la baignade ont ainsi été relatées dans la littérature. De nombreuses études épidémiologiques se sont attachées à estimer les risques de contracter différentes pathologies du fait de la pratique de la baignade en général, en caractérisant plus précisément l'exposition et en tenant compte de la qualité de l'eau (Institut de Veille Sanitaire, 2001).

Jusqu'en 1975 environ, les risques sanitaires liés à la baignade ont été ignorés. A partir des années 1980, plusieurs chercheurs se sont intéressés à ces risques, notamment Cabelli et Foulon aux Etats-Unis.

Les études réalisées révèlent une convergence certaine entre les pathologies observées (diarrhées, vomissements, nausées,...) et l'existence d'une pollution fécale marquée. Lors de différentes études, il s'avère que les baigneurs présentent plus de troubles gastro-intestinaux que les non-baigneurs, tout comme les baigneurs des zones soumises à des pollutions fécales comparés à ceux des zones saines.

Les travaux de Foulon (1983) ont mis en évidence l'apparition de troubles dermatologiques et d'affections O.R.L. attribués à la baignade et plus précisément aux conditions de baignade (avec immersion ou non de la tête par les baigneurs).

Toutefois, l'ingestion d'eau apparaît comme le mode principal d'agression et l'on suppose qu'un baigneur ingère de 75 à 100 ml d'eau lorsqu'il nage la tête sous l'eau (Augelmann, 1996).

Une étude de Fattal et al., réalisée sur des eaux de mer peu (0 à 50 E. coli/100mL) et moyennement contaminées (50 à 650 E. coli/100mL) met en évidence un risque compris entre 0.6 et 2.4% pour la contraction de maladies entériques, respiratoires, cutanées et grippales sans distinction significative du niveau de concentration en germes fécaux.

**Tableau 1** : Principaux groupes et genres d'agents pathogènes responsables de maladies d'origine hydrique (modifié d'après Straub et Chandler, 2003).

Microorganismes	Pathogènes	Pathologies
Virus	Entérovirus (polio,écho,coxsackie)	Méningite, paralysie, fièvres, myocardie, Problèmes respiratoires et diarrhée
	Hépatite A et E	Infections hépatiques
	Calicivirus humains	
	Norovirus	Diarrhée/gastro-entérite
	Sapporovirus	Diarrhée/gastro-entérite
	Rotavirus	Diarrhée/gastro-entérite
	Astrovirus	Diarrhée
	Adenovirus	Diarrhée, infections oculaires et problèmes respiratoires
	Retrovirus	Problèmes respiratoires et entériques
Bactéries	<i>Salmonella</i>	Fièvre typhoïde et diarrhée
	<i>Shigella</i>	Diarrhée
	<i>Campylobacter</i>	Diarrhée (cause première des intoxications alimentaires)
	<i>Yersinia enterocolitica</i>	Diarrhée
	<i>Escherichia coli</i> O157:H7 et certaines autres souches	Diarrhée et risque de complications (urémie hémolytique) chez les enfants en bas âges
	<i>Legionella pneumophila</i>	Pneumonie et autres infections respiratoires
Protozoaires	<i>Naegleria</i>	Méningo-encéphalite
	<i>Entamoeba histolytica</i>	Dysenterie amibienne
	<i>Giardia lamblia</i>	Diarrhée chronique
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Diarrhée sévère, mortelle chez les individus immuno-déprimés
	<i>Cyclospora</i>	Diarrhée
	<i>Microsporidies</i> incluant <i>Enterocytozoan spp.</i> , <i>Encephalitozoan spp.</i> , <i>Septata spp.</i> , <i>Pleistophora spp.</i> , <i>Nosema spp.</i>	Diarrhées chroniques, affaiblissement, problèmes pulmonaires, oculaires, musculaires et rénaux
Cyanobactéries	<i>Microcystis</i>	Diarrhée par ingestion des toxines produites par ces organismes (la toxine microcystine est impliquée dans des lésions hépatiques)
	<i>Anabaena</i> ;	Pathologies neurologiques liées à l'ingestion de neurotoxines
Phytoplancton Toxique	<i>Dinophysis</i>	Intoxications diarrhéiques
	<i>Alexandrium</i>	Pathologies neurologiques liées à l'ingestion de neurotoxines
helminthes	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis

### ✚ Textes relatifs aux zones de baignades

La protection de la qualité des eaux de baignade fait l'objet d'un cadre réglementaire défini par la Directive Européenne du 8 décembre 1975 (Tab.2), transcrite en droit français par le décret n°81-324 du 7 avril 1981, modifié par le décret n°91-980 du 20 septembre 1991

**Tableau 2 :** Normes de qualité microbiologique relatives aux eaux de baignade (Extrait de l'annexe 1 du décret n°81-324 du 7 avril 1981).

Paramètres	Valeur guide	Valeur impérative	Fréquences d'échantillonnage
Coliformes Totaux/100mL	500	10 000	Bimensuelle
Coliformes Thermotolérants /100mL	100	2 000	Bimensuelle
Streptocoques Fécaux/100mL	100	-*	Bimensuelle
Salmonelles/1L	-*	0	(1)
Entérovirus PFU/10L	-*	0	(1)

*\*norme non définie ; (1) la concentration est à vérifier lorsqu'une enquête effectuée dans la zone de baignade en révèle la présence possible ou une détérioration possible de la qualité des eaux.*

**Tableau 3 :** Normes françaises de qualité microbiologique des eaux de baignade.

Catégorie	Critère microbiologique	Qualité
A	Au moins 80% des prélèvements $\leq$ 100 E. coli/100mL d'eau Et Au moins 95% des prélèvements $\leq$ 2000 E. coli/100mL Et Au moins 95% des prélèvements $\leq$ 100 S.F./100mL	Bonne qualité
B	Au moins 95% des prélèvements $\leq$ 2000 E. coli/100mL	Qualité acceptable
C	Le pourcentage de prélèvements $\geq$ 2000 E. coli/100mL est compris entre 5 et 33.3%	Pollution momentanée
D	Le pourcentage des prélèvements $\geq$ 2000 E. coli/100mL est d'au moins 33.3%	Mauvaise qualité

### 1.5- Les risques liés à la consommation de coquillages

La consommation de coquillages est associée de façon bien plus nette que la baignade à la transmission d'infections entériques. Le tableau 4 cite un certain nombre de manifestations épidémiques imputables aux coquillages, rapportées dans différents pays.

Les principaux risques résultent de la pêche à pied récréative en zones côtières soumises à des pollutions diffuses ou ponctuelles et dans une moindre mesure à la pêche professionnelle lors de la commercialisation accidentelle de coquillages contaminés. En effet, la réglementation actuelle prévient ce risque sanitaire en imposant des conditions d'exploitation par catégories de zones (Tab.5). De plus, ces coquillages sont souvent consommés crus ou après une cuisson insuffisante.

Les principaux virus responsables d'épidémies virales sont ceux des gastro-entérites et de l'hépatite A. Les germes bactériens pathogènes rencontrés dans les coquillages sont généralement d'origine marine (*Vibrio parahaemolyticus*) ou humaine (*Vibrio cholerae*, *Salmonella*).

**Tableau 4 :** Manifestations épidémiologiques en France et à l'étranger, liées à la consommation de coquillages (Augelmann, 1996).

Année	Coquillage	Lieu	Nombre de cas signalés	Maladie induite
1904	Huître	U.S.A.	80	Typhoïde
1925	Huître	U.S.A.	1500	Typhoïde
1961	Clam	U.S.A.	464	Hépatite A
1974	Moule	Italie	278	Choléra
1976	Coque	Angleterre	797	Gastro-entérites
1980-81	Coque	Angleterre	424	Hépatite A
1982	Clam	U.S.A.	813	Gastro-entérites (Norwalk)
1984	Coque	Singapour	322	Hépatite A, Gastro-entérite
1985	Coquillages	France	9	Typhoïde
1988	Palourde	Shangai, Chine	292301	Hépatite A
1991-92	Coquillages	France, Loire Atlantique	100	Hépatite A
1992	Coquillages	France, Hérault	1000	Gastro-entérite

### **La contamination des coquillages**

La contamination des coquillages concerne essentiellement les bivalves filtreurs, et surtout les bivalves épigés (moules, huîtres). En effet, ces mollusques filtrent d'importantes quantités d'eau (une huître filtre environ 5 litres/h et une moule jusqu'à 4 litres par heure) pour se nourrir, et se chargent progressivement en germes et autres polluants.

La cinétique d'accumulation ne dépend pas de la nature du germe mais plutôt de l'activité physiologique du mollusque et plus particulièrement de son activité de filtration.

D'autres facteurs tels que le temps d'exposition, le taux de MES et la température sont également déterminants dans la contamination des bivalves. Ce phénomène d'accumulation peut être décrit par le facteur d'enrichissement qui peut varier de 10 à 250 suivant le bivalve et les autres facteurs cités précédemment (Augelmann, 1996).

Dans le cadre de la pêche professionnelle, les mollusques prélevés peuvent faire l'objet d'une décontamination en eau de mer naturellement propre (reparcage) ou désinfectée (purification) selon la catégorie de zone dont ils sont issus tandis que la pêche de loisirs n'est autorisée qu'en zone A et B, du fait de la consommation directe des coquillages (Tab.5).

En ce qui concerne la caractérisation du risque microbiologique associé à la consommation de coquillages, cette étape est délicate et peu d'études sont disponibles à ce sujet. En effet, de nombreuses incertitudes persistent sur la quantité de particules virales excrétées par un malade, sur l'intégrité des particules virales lors de l'infection/excrétion, lors de leur séjour en milieu marin et lors de leur absorption et concentration dans le coquillage et enfin sur la relation dose/effet (DMI variables suivant les individus) (Nezha, 1999).

### **Textes relatifs aux zones conchylicoles**

Les normes en vigueur découlent de la Directive Européenne du 15 juillet 1991, traduite en droit français par le Décret du 28 avril 1994 et l'Arrêté du 21 mai 1999. Ces textes introduisent le classement des zones conchylicoles basé sur les germes témoins de contamination fécale suivant 4 catégories (Tab.5) afin de limiter au maximum les risques sanitaires liés à la consommation de coquillages et déterminent les contraintes de distribution liées à ces classements.

Le décret impose une série minimale de 26 analyses des chairs de coquillage par point de prélèvement sur une durée minimale d'un an.

**Tableau 5 :** Conditions microbiologiques pour le classement des zones et contraintes d'exploitation

Catégorie	Conditions microbiologiques	Contraintes d'exploitation
A	Au moins 90% des prélèvements $\leq 300$ C.F. ou $\leq 230$ E. coli / 100g de chair Et Aucun prélèvement $\geq 1000$ C.F. dans 100g de chair Et Aucun prélèvement ne contient de Salmonella /25g de chair	Consommation directe autorisée
B	Au moins 90% des prélèvements $\leq 6000$ C.F./100g ou $\leq 4600$ E. coli /100g de chair Et Aucun prélèvement $\geq 60000$ C.F. ou 46000 E. coli /100g de chair	Distribution après reparcage en zone A ou purification
C	Au moins 90% des prélèvements $\leq 60000$ C.F. ou moins de 4600 E. coli dans 100g de chair	Distribution après reparcage de longue durée ou traitement thermique avant distribution
D	Les critères exigibles pour les classements A, B et C ne sont pas satisfaits	Récolte non autorisée

### 1.6- Notion classique de germes indicateurs

Du fait que la majorité des maladies d'origine hydrique est due à la contamination fécale des eaux, on utilise des indicateurs de pollution fécale qui entrent dans la composition normale de la flore intestinale et qui sont véhiculés dans les eaux usées.

Aux premiers temps de la microbiologie des eaux (1890 – 1900), les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux ont été retenus comme Germes Indicateurs de Contamination Fécale (GICF) parce qu'ils étaient très abondants mais aussi parce que les méthodes sélectives étaient disponibles pour les dénombrer. Aujourd'hui, ce sont les germes tests ou indicateurs les plus fréquemment utilisés.

Bonde élargit la réflexion, et en 1966, il définit les conditions que doivent remplir les germes indicateurs de contamination fécale dont la présence peut traduire celle de véritables pathogènes :

- (1) indiquer la présence possible des germes pathogènes ;
- (2) être présents seulement quand les pathogènes représentent un danger imminent ;
- (3) apparaître en plus grand nombre que les pathogènes ;
- (4) pousser rapidement sur des milieux simples ;
- (5) produire des réactions simples et caractéristiques, permettant une identification sans ambiguïté du groupe ;
- (6) être distribués au hasard dans l'échantillon à examiner ou si ce n'est pas le cas, une simple procédure d'homogénéisation doit permettre d'en obtenir une répartition uniforme ;
- (7) enfin se développer largement, indépendamment des autres organismes présents, c'est-à-dire qu'ils ne doivent pas être inhibés par la présence d'autres bactéries.

Les 3 premières conditions énoncées concernent l'écologie et les 4 suivantes concernent la faisabilité analytique : ces 2 notions complémentaires, l'écologie du microorganisme et la faisabilité analytique sont fondamentales et servent de base pour le choix des indicateurs.

Bonde affirme ensuite que la présence de ces germes traduit à coup sûr une contamination d'origine fécale et se pose la question du risque infectieux associé. Pour prévenir ces risques, la réglementation établit des normes mais encore faut-il qu'elle repose sur des bases scientifiques. Il faudrait pour cela connaître soit la relation existante entre la bactérie pathogène et l'infection (dose infectieuse), soit la relation existante entre le germe indicateur et l'infection. Pour répondre à ces questions, il est nécessaire de faire des enquêtes épidémiologiques.

En 1979, Vial définit les germes indicateurs comme « des germes présents en nombre important, faciles à dénombrer et dont la présence ou le comportement donne des renseignements utiles sur le risque de présence ou le comportement éventuel des pathogènes » (Vial, 1983).

### 1.6.1-Les germes indicateurs de contamination fécale :

Selon Straub *et al.*, (2003), la détection de tous les pathogènes potentiels dans les milieux aquatiques, est très difficile en raison de :

- la très grande variété et diversité des micro-organismes pathogènes qui peuvent être présents dans l'eau (virus, bactéries, protozoaires...).
- la faible abondance de chaque espèce de pathogène (nécessité de concentrer de très grands volumes d'eau pour les détecter).
- l'inexistence de méthodes standardisées et rapides pour la détection de tous ces micro-organismes pathogènes.

Même si des outils moléculaires pour détecter plusieurs pathogènes à la fois se développent progressivement, il est aujourd'hui impossible de fonder la surveillance en routine de la qualité microbiologique des eaux sur la recherche des pathogènes.

L'évaluation de la qualité microbiologique des eaux est, par conséquent, basée sur le concept de germes dits «indicateurs de contamination». Ces indicateurs ou bactéries indicatrices de contamination n'ont pas nécessairement par eux-mêmes un caractère pathogène, mais leur présence indique l'existence d'une contamination par des matières fécales. Leur concentration est une indication du niveau de risque de présence de micro-organismes pathogènes.

Un indicateur idéal est par définition une espèce ou un groupe de bactéries qui présente certaines caractéristiques. Celles-ci sont reprises dans le tableau 6.

Le choix d'un tel indicateur doit répondre à un certain nombre d'exigences ou de critères (Delcenserie *et al.*, 2002) :

- ils doivent toujours être présents lorsque les microorganismes pathogènes sont présents.
- Ils doivent apparaître en plus grand nombre que les agents pathogènes associés.

- Ils doivent avoir le même comportement que les agents pathogènes dans l'environnement naturel et au cours des procédés de fabrication.

- Ils doivent être mis en évidence, dénombrés et identifiés à l'aide de techniques simples.

Différents groupes de bactéries sont utilisés comme indicateurs de contamination fécale dans différents pays et sous différentes juridictions.

Les coliformes totaux et fécaux ont été très longtemps les principaux indicateurs de contamination fécale mais aujourd'hui, *Escherichia coli* et les entérocoques intestinaux sont reconnus comme plus appropriés (Edberg *et al.*, 2000; Fewtrell *et al.*, 2001) et sont ainsi proposés pour remplacer les coliformes dans certaines normes de qualité microbiologique des eaux. Il est cependant important de comprendre les potentialités et les limitations de ces différents indicateurs.

✚ Quelques caractéristiques des indicateurs les plus couramment utilisés sont présentées dans le tableau ci-dessous :

**Tableau 6 :** Caractéristiques d'un indicateur idéal de contamination fécale (d'après Rose *et al.*, 2004)

Propriété	Caractéristique d'un indicateur
Pathogénicité	Pas pathogène
Occurrence	Présent en même temps que les pathogènes, absent en absence de contamination fécale
Survie	Taux de survie similaire à celui des pathogènes
Reproduction	Ne se reproduit pas dans les eaux naturelles
Inactivation	Inactivé par les différents traitements au même niveau que les pathogènes
Source	La seule source dans les eaux naturelles est la contamination fécale
Coût	Méthodes de détection bon marché, rapides et faciles à mettre en œuvre

### 1.6.1.1- Coliformes totaux(CT).

Ils sont définis comme l'ensemble des bactéries aérobies et anaérobies facultatives Gram négatif, non sporulantes, en forme de bâtonnet, qui sont capables de se multiplier en

présence de sels biliaires ou d'autres agents de surface ayant des propriétés équivalentes et de fermenter le lactose avec production d'acide et de gaz en 48 heures à 35-37°C.

Les principaux genres inclus dans le groupe sont : *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Escherichia*, *Klebsiella* et *Serratia* (CEAEQ, 2000). La presque totalité des espèces est non pathogène et ne représente pas de risque direct pour la santé (Edberg *et al.*, 2000 ; O.M.S, 1983) à l'exception de certaines souches d'*Escherichia coli* (*E. coli*) ainsi que de rares bactéries pathogènes opportunistes.

La pertinence de ce groupe comme indicateur est aujourd'hui fortement contestée du fait que toutes les espèces incluses dans les CT ne sont pas spécifiques de la flore intestinale des animaux à sang chaud. En effet, certaines espèces sont d'origine tellurique ou aquatique et sont capables de se développer dans l'environnement aquatique (Lemarchand *et al.*, 2004 ; Tallon *et al.*, 2005).

#### **1.6.1.2- Coliformes fécaux (CF) ou Coliformes Thermotolérants :**

Les coliformes fécaux, ou coliformes thermotolérants, sont un sous-groupe des coliformes totaux capables de fermenter le lactose à une température de 44,5 °C. L'espèce la plus fréquemment associée à ce groupe bactérien est *Escherichia coli* (*E. coli*) et, dans une moindre mesure, certaines espèces des genres *Citrobacter*, *Enterobacter* et *Klebsiella* (Edberg *et al.*, 2000 ; Elmund *et al.*, 1999).

La bactérie *E. coli* représente toutefois 80 à 90% des coliformes thermotolérants détectés (Edberg *et al.*, 2000 ; Barthe *et al.*, 1999).

Les CF sont considérés comme plus appropriés comme indicateurs de contamination fécale que les CT. Certains auteurs ont rapporté la présence de ces dernières espèces dans des eaux sans qu'aucune contamination fécale ne soit suspectée (Mc Lellan *et al.*, 2001; Gauthier *et al.*, 2001). En 1993, Havelaar montre qu'en Finlande la majorité des coliformes thermotolérants détectés dans une eau provenaient d'eaux usées d'industries de bois et de papier.

De nombreuses études ont montré que *E. coli* était généralement associée à une source fécale (Edberg *et al.*, 2000 ; Tallon *et al.*, 2005 ; McLellan *et al.*, 2001 ; Leclerc *et al.*, 1979 ; Dogan-Halkman *et al.*, 2003) . Aujourd'hui *E. coli* est considéré comme le meilleur indicateur d'une contamination récente du milieu aquatique par du matériel fécal humain ou d'animaux à sang chaud (Edberg *et al.*, 2000).

Cependant, quelques études (Rivera *et al.*, 1988 ; Carrillo *et al.*, 1985) suggèrent qu'en milieux tropicaux, certaines souches d'*E. coli* puissent faire partie de la flore autochtone des rivières ; cette espèce ne serait donc pas un indicateur idéal de contamination fécale en milieux tropicaux.

### 1.6.1.3- Entérocoques intestinaux :

Ils constituent un sous-groupe des Streptocoques fécaux ; ce sont des bactéries Gram positif, catalase négative, en forme de cocci, commensaux du tube digestif. Les entérocoques appartiennent au groupe D de Lancefield ; les plus fréquemment isolés sont *Enterococcus faecalis* et à un moindre degré *Enterococcus faecium* (Gleeson, 1997).

Ils peuvent être définis comme des microorganismes capables de se développer entre 10 et 45°C à pH 9,6 et dans 6.5% de NaCl ou comme des microorganismes capables de se développer en aérobiose et d'hydrolyser le 4-methylumbelliferyl  $\beta$ -D Glucoside en présence d'acétate de thallium, acide nalidixique et 2,3,5-triphenyl tetrazolium chloride (TTC).

Ce groupe est aussi considéré comme un bon indicateur spécifique de la contamination fécale. Plusieurs études ont montré que l'abondance des entérocoques intestinaux était mieux corrélée à l'apparition de maladies gastro-intestinales chez les baigneurs fréquentant des plages aux eaux contaminées que l'abondance des CT ou CF (Cabelli, 1989 ; Ferley *et al.*, 1989).

Le fait que les entérocoques intestinaux survivent plus longtemps dans le milieu naturel que les *E. coli* peut constituer un avantage de ce groupe si l'on cherche à identifier une contamination fécale ancienne (Pommepuy *et al.*, 1992 ; Edberg *et al.*, 1997).

### ✚ Le rapport coliformes fécaux /streptocoques fécaux :

Le rapport coliformes fécaux /entérocoques est un élément informatif de premier ordre pour déterminer la source de contamination (Tab.7).

**Tableau 7** : Le rapport coliformes fécaux /entérocoques (Borrego, 1982)

Rapport CF/SF	Source de contamination
$R > 4$	origine exclusivement humaine
$4 > R > 2$	origine mixte à prédominance humaine
$2 > R > 1$	origine incertaine
$1 > R > 0.7$	origine mixte à prédominance humaine
$0.7 > R$	origine principalement animale

Ce rapport doit être, cependant, appliqué avec prudence, car il varie énormément avec la température de l'eau de mer, l'éloignement de la source de contamination et avec le temps d'immersion des contaminants.

### 1.6.2- Autres indicateurs :

Des études récentes ont mis en évidence le fait que l'abondance de bactéries indicatrices en général n'était pas bien corrélée à la présence de virus pathogènes (Noble, 2001; Baggi, 2001).

Les bactériophages et plus particulièrement les coliphages ont été proposés comme des indicateurs spécifiques pour les virus entériques. Les bactériophages sont des virus qui infectent des bactéries ; ceux qui infectent en particulier *E. coli* et les autres coliformes sont appelés des coliphages.

*Clostridium perfringens* a aussi été proposé. Cette bactérie anaérobie stricte ne se multiplie que dans le tractus intestinal d'animaux à sang chaud et ses spores résistent remarquablement aux conditions défavorables, beaucoup mieux que les virus entériques. Cependant, du fait de cette très forte résistance, *Clostridium* s'avère être un indicateur trop conservatif et se révèle non corrélé avec les virus entériques (Gantzer, 1998).

Enfin, certains auteurs proposent une évaluation de la qualité microbiologique des eaux basée sur l'énumération simultanée de plusieurs indicateurs complémentaires (Harwood, 2005; Lemarchand, 2004).

## 1.7-Les méthodes de détection des microorganismes indicateurs :

### 1.7.1- La mise en culture :

Les méthodes traditionnelles pour l'énumération des bactéries fécales sont basées sur leur mise en culture. Bien que, ces dernières années, nombre de publications aient proposé des méthodes alternatives aux méthodes classiques de dénombrement des bactéries fécales dans les eaux de surface, ces dernières sont néanmoins encore utilisées de manière systématique pour le contrôle en routine de la qualité microbiologique des eaux et sont toujours les seules reprises dans les normes.

Deux grands types de méthodes basées sur la mise en culture sont régulièrement utilisés :

- **La détermination du nombre le plus probable (NPP)** : des dilutions décimales de l'échantillon sont inoculées dans une série de tubes contenant un milieu de culture liquide spécifique. La loi de Poisson permet de calculer le NPP sur la base de la proportion de tubes positifs dans chaque dilution.

- **La méthode de filtration sur membrane (MF)**: un volume défini de l'échantillon est filtré et la membrane est incubée sur un milieu gélosé spécifique. Différents milieux et conditions d'incubation (temps et température) peuvent être utilisés selon le type de bactéries fécales recherché (Rompre, 2002). Après incubation, on dénombre les colonies visibles à l'œil nu et l'on considère que chaque colonie résulte de la multiplication sur le milieu d'une cellule bactérienne. Le résultat s'exprime en UFC (unité formant colonie) par unité de volume.

Pour augmenter la spécificité et diminuer le temps de réponse des méthodes basées sur la mise en culture, des propriétés enzymatiques des coliformes et des *E. coli* sont aujourd'hui exploitées.

- La détection de l'activité de la  $\beta$ -D-galactosidase (une enzyme spécifique des coliformes) et celle de la  $\beta$ -D-glucuronidase (une enzyme spécifique des *E. coli*) sont utilisées pour mettre en évidence la présence de ces bactéries. Des substrats chromogéniques et fluorogéniques ont été incorporés dans les milieux de culture ; l'hydrolyse de ces substrats par les enzymes spécifiques donne lieu à des produits colorés ou fluorescents qui permettent une détection aisée de l'activité enzymatique ciblée (Manafi, 2000). Quelques milieux de culture basés sur ces propriétés enzymatiques permettent la détection simultanée des coliformes et des *E. coli*.

• La connaissance des propriétés enzymatiques de ces bactéries a également permis de développer l'approche dite "defined substrate technique" (Edberg, 1991) : Elle consiste à fournir comme seul substrat dans le milieu, un composé nécessitant l'activité enzymatique ciblée pour pouvoir être utilisé ; seul le groupe de bactéries ciblé peut donc croître. Une méthode normalisée (ISO 1899-1) et miniaturisée est aujourd'hui utilisée pour l'énumération des *E. coli* pour le contrôle de routine de la qualité microbiologique des eaux. Dans cette méthode NPP miniaturisée, une microplaque de 96 puits contenant un substrat fluorogénique pouvant être hydrolysé par la  $\beta$ -D-glucuronidase est utilisé. Après incubation de la microplaque, 36 h à 44 °C, chaque puit est inoculé avec des dilutions décimales de l'échantillon d'eau. Les puits positifs sont énumérés sous illumination UV et le NPP est calculé.

✚ Les méthodes basées sur la mise en culture présentent deux inconvénients majeurs :

- Tout d'abord, le temps de réponse est relativement long (de 24 à 48 h pour la détermination du NPP). Elles ne permettent donc pas de détecter immédiatement les pollutions fécales en milieu naturel, ce qui constitue un handicap considérable quand une réponse rapide sur l'état de contamination d'une eau naturelle est souhaitée (exemple : prises d'eau des usines de production d'eau potable, en rivière ou zones de baignade fréquentée).

- D'autre part, ces méthodes peuvent sous-estimer le nombre de bactéries fécales présentes dans un échantillon d'eau, en ne prenant pas en compte celles qui ne sont plus capables de se diviser.

✚ **La problématique des bactéries fécales non cultivables :**

A l'origine de l'utilisation des méthodes basées sur la mise en culture, on considérait que la différence entre bactéries «mortes» et bactéries «vivantes » s'exprimait par la capacité de ces cellules à se multiplier ou pas dans ou sur des milieux et dans des conditions considérées optimums pour leur croissance.

Actuellement, on sait que la frontière entre la vie et la mort d'une bactérie ne peut être définie par cet unique et simple concept.

En effet, depuis le courant des années 1980, d'importants développements méthodologiques très variés ont permis de mettre en évidence l'existence d'une proportion importante de bactéries présentes dans les milieux aquatiques naturels qui n'étaient pas

capables de se développer dans les milieux de culture (bactéries non cultivables) mais présentaient certaines caractéristiques qui démontraient leur activité ou leur viabilité.

Diverses méthodes sont utilisées pour évaluer l'activité ou la viabilité des bactéries (Keer, 2003) : (1) mesure de l'intégrité cellulaire comme l'intégrité membranaire ou le potentiel de membrane, (2) mesures d'activités métaboliques comme l'utilisation d'un substrat ou la synthèse de protéines, (3) la détection d'une activité respiratoire ou d'une activité enzymatique ou encore (4) la détection de synthèse d'ARNm ou d'ARNr.

Les bactéries présentant certaines activités mais incapables de se multiplier en culture ont été intitulées « Bactéries Viables mais Non Cultivables », ou VBNC (Schwarzbrod et *al* 1990). Certains auteurs (Servais 2001 ; Schwarzbrod et *al* 1991) ont proposé l'utilisation du terme ANC (Actives Non Cultivables) comme plus approprié que le terme VNBC pour décrire ces bactéries vu que la « viabilité » dont on parle est souvent définie par la mesure de certaines propriétés cellulaires qui ne sont pas forcément en relation avec la capacité de ces cellules à se reproduire.

Cet état VBNC ou ANC a été mis en évidence pour des bactéries autochtones du milieu aquatique mais aussi pour diverses bactéries entériques dans le milieu aquatique (Roszak, 1987).

L'habitat naturel des *E.coli* est l'intestin des animaux à sang chaud qui offre un environnement à température constante et élevée (37°C) et des concentrations élevées en substrats organiques aisément assimilables comme les acides aminés et les sucres, tous facteurs favorables au développement bactérien.

Une fois rejetées dans le milieu naturel, ces bactéries se trouvent confrontées à des conditions défavorables telles que la limitation en nutriments, le stress osmotique, de faibles températures et des variations de pH ainsi que l'affrontement de multiples prédateurs. Une partie de ces bactéries peuvent survivre à ces conditions défavorables en entrant dans l'état VBNC (Rozen, 2001 ; Oliver, 2005).

En effet, de nombreuses publications montrent qu'après leur introduction dans un milieu aquatique naturel, les bactéries fécales perdent assez rapidement leur faculté de croître dans ou sur les milieux spécifiques utilisés pour leur dénombrement mais conservent beaucoup plus longtemps certaines activités métaboliques (Oliver, 2005 ; Lleo, 2005).

Différentes études ont, par ailleurs, suggéré que ces bactéries actives mais non cultivables pouvaient conserver leur pathogénicité (Pruzzo, 2002 ; Maalej, 2004). Si les bactéries entériques VBNC présentes dans les milieux aquatiques sont effectivement capables de « ressusciter » de ce stade « dormant » et de se reproduire le risque sanitaire serait alors systématiquement sous-estimé par les méthodes de dénombrement par mise en culture (Huq, 2000).

Aujourd'hui, le concept de bactéries VBNC fait encore l'objet de débats passionnés sur la signification exacte de cet état (Kell, 1998; Oliver, 2005). Deux visions divergentes s'opposent (McDougald, 1998; Winfield, 2003). (1) La première présente l'état VBNC comme une stratégie de survie, et donc un processus actif qui conduit à une différenciation. Cette hypothèse veut que cet état soit réversible et que dans certaines conditions ces cellules « ressuscitent » et soient capables de se reproduire. (2) L'autre vision présente cet état comme une étape irréversible conduisant vers la mort. Ces cellules seraient capables de maintenir certaines activités métaboliques ou respiratoires pendant un temps limité mais ne seraient pas capables de « ressusciter ».

De nombreuses études ont tenté d'induire une «ressuscitation», celle-ci serait la meilleure mesure d'une réelle viabilité (Evdovkimova, 1994; Ravel, 1995). Dans la plupart de ces études, la « ressuscitation » n'a été possible que sur les cultures qui sont restées dans l'état VBNC pour de courtes périodes de temps (McDougald, 1998). D'autres auteurs contestent ces résultats en suggérant que la croissance observée était due à quelques cellules cultivables présentes en abondance inférieure à la limite de détection de la méthode d'énumération par mise en culture utilisée (Bogosian, 1998).

L'intérêt croissant pour le développement de nouvelles méthodes de dénombrement spécifiques capables de détecter les bactéries fécales dans l'état VBNC dans les eaux de surface découle tout naturellement de ce qui précède.

### **1.7.2- Les méthodes moléculaires :**

La méthode moléculaire est basée sur l'extraction de l'ADN des micro-organismes présents dans l'échantillon suivie de la multiplication, par la technique d'amplification génique, d'une séquence du génome ou ADN spécifique du micro-organisme recherché. Cette multiplication appelée PCR (pour Polymerase Chain Reaction en anglais), permet de recopier

en plusieurs centaines de millions d'exemplaires le fragment d'ADN. Il est alors possible de visualiser la présence d'un micro-organisme présent en très faible nombre dans l'échantillon de départ.

Des variantes de cette technique (PCR compétitive et PCR en temps réel) permettent aujourd'hui, sur la base du nombre de copies du gène après amplification, de dénombrer les micro-organismes dans l'échantillon.

Les méthodes moléculaires présentent l'avantage d'être rapides, spécifiques et ne nécessitent pas d'étape de mise en culture. Elles sont chères et demandent un personnel très qualifié en plus de l'inconvénient de ne pas permettre la distinction entre un micro-organisme vivant et un fragment en bon état de son ADN présent dans l'échantillon.

### **1.7.3- L'énumération des *E. coli* viables par hybridation in situ :**

L'hybridation in situ avec une sonde fluorescente (FISH - Fluorescent In Situ Hybridisation), consiste à marquer la cellule cible avec une sonde moléculaire spécifique du micro-organisme ciblé liée à un composé fluorescent.

Cette sonde moléculaire est en fait l'homologue d'une séquence de bases spécifiques de l'ARN du microorganisme cible.

Dans le cas du micro-organisme cible, la sonde moléculaire se lie par appariement à la séquence de base homologue de l'ARN de la cellule cible qui devient fluorescente et détectable en microscopie à épifluorescence. Dans le cas d'un micro-organisme non-ciblé, il n'y a pas appariement et donc pas de marquage de la cellule.

Récemment, cette procédure d'hybridation in situ appliquée aux *E. coli* a été couplée avec un test de viabilité pour ne détecter, en microscopie, que les cellules viables (Garcia, 2004).

Ce test consiste à incuber les bactéries dans un milieu riche en présence d'antibiotiques qui inhibent la division cellulaire ; à la suite de cette incubation, les cellules actives sont allongées, ce qui permet de les distinguer des inactives.

Cette élongation des cellules actives s'accompagne d'un accroissement du contenu en ARN sans changer le nombre de bactéries. Ce couplage offre donc le double avantage de faciliter la détection des bactéries, après marquage par une sonde moléculaire fluorescente, et de permettre la seule énumération des cellules actives (cellules présentant une activité métabolique dans les conditions d'incubation en présence du milieu riche).

Cette technique offre l'avantage de dénombrer l'ensemble des *E. coli* viables et non pas seulement les *E. coli* cultivables (capable de se multiplier sur les milieux de culture), mais elle présente l'inconvénient d'être relativement lourde à mettre en œuvre et de nécessiter un personnel formé aux techniques de biologie moléculaire et à la microscopie.

Cette technique a permis de montrer que la proportion des *E. coli* viables mais non cultivables était plus importante dans les milieux peu contaminés par rapport aux milieux fortement contaminés (Servais *et al.*, 2009). Ceci s'explique, probablement, par le fait que des conditions plus stressantes (stress nutritionnel, effet de la lumière), qui sont responsables de la plus grande fraction de bactéries viables mais non cultivables sont rencontrées dans les milieux les moins contaminés.

#### **1.7.4- La mesure directe de l'activité $\beta$ -D-glucuronidasique :**

La mesure de l'activité de la  $\beta$ -D-glucuronidase des *E. coli* sans passage par une étape de mise en culture des échantillons a été proposée comme alternative aux dénombrements par mise en culture dans les eaux côtières (Fiksdal *et al.*, 1994).

La méthode consiste à filtrer un échantillon d'eau (en général 100 ml), à incuber le filtre dans un tampon à pH optimal (6.9) et à température optimale (44 °C) en présence du substrat fluorogène (4-méthylumbelliferyl- $\beta$ -D-glucuronide (MUGlu) en concentration saturante et à mesurer l'apparition de la fluorescence au cours du temps (George, 2000). L'apparition de la fluorescence est due à la méthylumbellifère (MUF) résultant de l'hydrolyse du substrat MUGlu par la  $\beta$ -D-glucuronidase des *E. coli* et est proportionnelle à la quantité d'enzymes présentes dans l'échantillon qui est elle-même proportionnelle au nombre des *E.coli* dans l'échantillon. Ce protocole permet de mesurer l'activité GLU en moins d'une heure.

Le résultat de la mesure exprimé en terme d'activité enzymatique est converti en abondance d'*E.coli* grâce à une calibration du type « relation linéaire en coordonnées logarithmiques, entre l'activité GLU et la concentration en *E. coli* cultivables ».

La mesure directe de l'activité GLU avec le type de protocole décrit ci-dessus a été appliquée avec succès à divers types d'échantillons : eaux de mer, eau douce et eaux usées (George *et al.*, 2000 ; George *et al.*, 2004).

Ces différents travaux ont tous montré une corrélation significative entre le Log de l'activité GLU et celui de l'abondance en coliformes fécaux dénombrés sur gélose.

La rapidité, la simplicité du protocole expérimental et un coût équivalent à celui des méthodes de dénombrement sur gélose ont permis de proposer cette approche comme une méthode rapide pour évaluer la qualité microbiologique des eaux douces (Servais *et al.*, 2005) et marines (Lebaron *et al.*, 2005).

Les inconvénients liés à cette méthode sont la nécessité d'une calibration par rapport à une méthode de mise en culture pour obtenir un résultat exprimé en concentration d'*E. coli* ainsi que la possible interférence, dans certaines conditions environnementales, de micro-organismes non ciblés (bactéries non *E. coli* possédant une activité glucuronidasique) et de la turbidité.

### **1.8- Facteurs influençant la survie des microorganismes en milieu marin :**

Le concept classique d'auto-épuration bactérienne par l'eau de mer a été longtemps retenu. Jusqu'aux années 70, il était admis que les bactéries pathogènes d'origine humaine 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 n'excluent pas l'intervention d'autres facteurs défavorables tels que la salinité, les carences en éléments nutritifs, la sédimentation, l'antibiose entre les bactéries et certaines substances antibactériennes produites par les algues ou les bactéries marines. En revanche, la présence de matière organique, notamment dans les sédiments, favoriserait le processus de survie des *E. coli* et des salmonelles (Stablo, 1998).

Les résultats *in vivo* de ces expériences ont montré que *E. coli* évoluait rapidement en 1 à 4 jours vers un état non cultivable dans les milieux carencés en éléments nutritifs (Stablo, 1998). *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.

Tout ceci s'accompagne d'une modification de l'activité enzymatique notamment de la  $\beta$ -galactosidase. Or, comme la numération des coliformes fécaux en milieu spécifique est

fondée sur la dégradation du lactose, liée essentiellement à l'activité de cette galactosidase, cette méthode peut être remise en cause pour l'identification des *E. coli* en milieu marin. Par contre, ces formes dormantes garderaient leur pouvoir pathogène. Des résultats similaires ont été retrouvés avec *Vibrio*, *Salmonella* et *Shigella* (Stablo, 1998).

Les bactéries et virus, hôtes habituels de l'intestin de l'homme et des animaux à sang chaud, qui arrivent dans le milieu marin, se retrouvent dans un milieu hostile peu propice à leur croissance. Incapables de se multiplier dans cet environnement, ces microorganismes vont y survivre plus ou moins longtemps en fonction des paramètres physiques, chimiques et biologiques du milieu.

Les microorganismes sont soit libres dans la masse d'eau, soit associés à des particules organiques ou minérales. Selon le poids de ces particules, les microorganismes vont être soumis à une dilution tout au long de l'estuaire ou à une sédimentation favorable à leur concentration. Ainsi, on estime que les sédiments sont plus contaminés que l'eau environnante et vont constituer un réservoir potentiel pour une recontamination ultérieure des eaux à la faveur de la remise en suspension des microorganismes lors des phénomènes naturels (crues, tempête) ou d'activités humaines (dragages).

Le temps de survie des microorganismes est défini par le temps nécessaire à la disparition de 90% de la population initiale, exprimé par le T90. De quelques heures à quelques jours pour les bactéries ; cette survie est prolongée, pour les virus, de plusieurs semaines à plusieurs mois.

### **1.8.1- Facteurs physico-chimiques :**

#### **La dilution :**

Elle intervient immédiatement après le rejet. Elle est favorisée par le mélange des eaux : courants, turbulence et action des marées. On estime que 90 à 99% des bactéries d'égout sont détruites après 48 heures de suspension dans l'eau de mer et que leur nombre décroît avec la distance beaucoup plus rapidement que l'on pourrait s'y attendre du fait de la simple dilution.

### ✚ L'adsorption :

C'est la fixation des polluants sur toutes les particules organiques ou minérales en suspension dans le milieu aquatique. C'est un phénomène bien connu par lequel les microbes s'accrochent à des corpuscules dont ils suivent le sort ; l'adsorption contribue donc à un isolement des germes et à une efficace dissociation de la charge polluante, car elle peut atteindre 90 à 95% des bactéries et des virus.

### ✚ La sédimentation :

Directe ou indirecte (après adsorption), elle détermine la disparition momentanée des microbes. Cette disparition peut être provisoire, car il peut y avoir resuspension des sédiments et des bactéries. Très efficace en eaux calmes, elle se trouve amoindrie par la turbulence du milieu.

### ✚ La lumière :

Certaines études ont montré que les coliformes fécaux dans l'eau de mer sont très sensibles à la lumière solaire. Ceci peut être expliqué par l'effet bactéricide de la fraction UV des radiations solaires sur la cellule, en induisant des dommages par libération des ions peroxyde qui agissent sur la cellule en la rendant perméable aux sels inorganiques, ce qui fait varier alors sa pression osmotique. Une turbidité élevée de l'eau limite la pénétration des rayons UV dans l'eau et contribue également à réduire l'efficacité des rayons UV vis-à-vis des cellules microbiennes.

### ✚ La température :

Généralement les basses températures favorisent la survie des bactéries dans le milieu marin en limitant leurs dépenses énergétiques par diminution des activités métaboliques des bactéries

### ✚ Les variations du pH :

Des travaux ont montré que la survie des coliformes fécaux(CF) a été influencée par le pH du milieu d'incubation. En effet, les pH basiques entraînent une nette diminution de la survie des CF.

### ✚ La salinité :

La salinité est aussi un facteur de stress très important que subissent les bactéries témoins de pollution fécale en arrivant au milieu marin (Hugues, 2003) ; les bactéries doivent, en effet, rétablir l'équilibre osmotique entre le milieu extérieur et leur cytoplasme. Ce rétablissement met en jeu des mécanismes complexes qui font appel à l'augmentation de la

concentration de certains solutés (osmo-régulateurs) dans la bactérie. Ainsi, les fortes variations de salinité d'un milieu à l'autre ont tendance à empêcher l'accoutumance des bactéries allochtones à leur nouveau milieu, ce qui conduit à la décroissance de leur nombre. Certains auteurs (Pommepeuy *et al.*, 1992) rapportent que la présence de particules organiques permet aux microorganismes de lutter plus efficacement contre le stress salin (Chedad, 2007).

### 1.8.2- Facteurs biologiques :

#### ✚ Compétition interspécifique :

La présence des microorganismes autochtones, plus aptes à se multiplier dans leur milieu naturel, implique la décroissance des bactéries allochtones.

#### ✚ Prédation :

On peut citer :

- *Bactéries prédatrices* : comme les *Bdellovibrio* (groupe de bactéries de petite taille qui se fixent sur d'autres bactéries pour les « dévorer » ; ce sont des vibrions très mobiles qui n'attaquent que les bactéries Gram négatif); et les *Myxobactéries* (germes à Gram négatif ayant pour singularité d'hydrolyser les molécules insolubles, de lyser les cellules bactériennes et de les utiliser comme substrat).

- *Les bactériophages* : extrêmement répandus dans la nature ; ils parasitent et détruisent bactéries et Cyanophycées. Ils peuvent détruire une population bactérienne entière ou seulement une partie de celle-ci, s'intégrer dans le chromosome pour établir la lysogénie.

- *Les prédateurs microphages* : Ce sont tous les organismes qui se nourrissent de microbes. Ils sont représentés par les amibes, les flagellés, les ciliés ou des êtres plus évolués tels que les mollusques filtrants qui absorbent une grande quantité de bactéries et de virus avec leur nourriture. Il faut souligner que pour ces deux derniers, les germes absorbés ne sont pas nécessairement détruits.

✚ **L'oligotrophie** : peut être liée à l'absence de substances nutritives ou à l'indisponibilité de la matière organique.

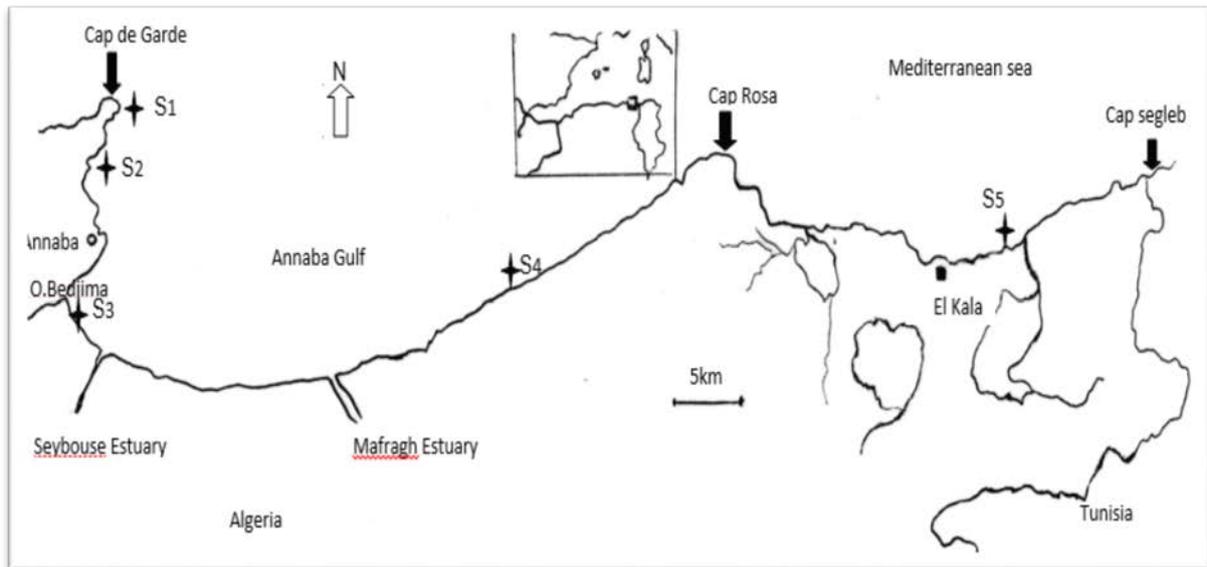
# *Matériel et Méthodes*

## 2- Matériel et méthodes

### 2.1.-Zones d'étude :

#### 2.1.1-Littoral Nord-Est algérien

Le littoral Nord-Est algérien est délimité à l'Ouest par le cap de Garde et à l'Est par le cap Segleb ; il comprend le Golfe d'Annaba et le littoral d'El Kala.



**Figure 1** : Localisation des stations d'échantillonnages dans le littoral Nord-Est algérien

#### ✚ Le Golfe d'Annaba :

Le Golfe d'Annaba est limité à l'Ouest par le Cap de Garde ( $57^{\circ} 16' E$   $36^{\circ} 58' N$ ) et à l'Est par le Cap Rosa ( $8^{\circ} 15' E$  et  $36^{\circ} 58' N$ ). La façade maritime de cette zone s'étend sur une longueur d'environ 21,5 milles (40 Km) de côtes représentant un potentiel halieutique très important (fig.1).

Le plateau continental est étroit et accidenté dans son ensemble avec un fond hétérogène surtout au voisinage des deux Caps. Il est nettement restreint au Nord du Cap de Garde (4,5 milles), puis s'élargit dans le Golfe jusqu'à 14,5 milles avant de se rétrécir légèrement à l'Est au voisinage du Cap Rosa (Vaissiaire et Fredj, 1963).

Entre les deux Caps, la profondeur moyenne est estimée à 50 m avec une profondeur maximale de 63 m. La plate-forme continentale s'avance jusqu'à 10 milles seulement au large (Gravel, 1926).

La bathymétrie entre les deux caps qui limitent le Golfe d'Annaba est estimée à 65m. Les isobathes-10 m et -20 m sont très rapprochées de la côte nord du golfe ( au niveau du Cap de Garde) puis s'éloignent l'une de l'autre, au niveau de l'oued Seybouse jusqu'au port (sud du golfe). L'isobathe -50 m est détachée des isobathes précitées (Vaissaire et Fredj, 1963).

En ce qui concerne les caractères physico- chimiques, la température joue un rôle majeur dans les variations de la densité de l'eau. D'après Frehi (1995) au Sud-Est du Golfe d'Annaba, la température moyenne varie entre 16°C en hiver et 28,8 °C en été (une amplitude de 12,8 °C).

Comme pour la température, la salinité diffère entre les deux secteurs, les valeurs varient de 31.4 à 37.5 mg/l avec une amplitude de 6.5 mg/l. Au Nord-Ouest, la salinité est sensiblement stable et varie entre 36.9 et 37.6 mg/l avec une amplitude réduite de 0.7 mg/l. Ces variations de salinité entre les deux régions sont dues aux rythmes du débit des oueds Seybouse et Bedjima.

D'après les travaux de Lacombe (1990), traitant de l'aspect physique des eaux méditerranéennes, la vitesse du courant atlantique circulant dans cette mer est de 0.5 à 0.7 m/s. En général l'hydrodynamisme sur le littoral Est algérien est marqué par des mouvements de faible amplitude. Dans le golfe, il existe un courant dirigé d'Ouest vers l'Est avec des vitesses fluctuantes selon les saisons (0,8 à 2,5 noeuds), qui passe à quelques milles au large. Un autre de plus faible intensité (0,5 à 1,5 noeuds) circule à proximité de la rive Ouest (Anonyme, 1976).

Les houles sont d'origine Nord-Ouest à Est-Nord- Est. Elles peuvent être classées en trois catégories : deux directions du large Nord-Est et Est-Nord-Est avec une amplitude variant de 1,2 à 6 m ; deux directions Ouest et Ouest-Nord-Ouest avec une amplitude comprise dans l'intervalle 1 à 5 m et des houles venant de différentes directions avec une amplitude comprise entre 1 et 2 m.

Le Golfe d'Annaba reçoit des rejets directs de plusieurs industries installées sur la côte en particulier celle des produits phytosanitaires (Fertial), il reçoit également les eaux usées urbaines qui ne subissent qu'un traitement sommaire au niveau de la station de Sidi Brahim. Les autres stations sont destinées à la collecte des eaux usées. Il existe aussi beaucoup

d'autres sources de contaminations qui sont réparties tout au long du littoral (Oued Seybouse, Oued Boukhmira, Oued Mafrag, Oued Bedjima, émissaires Rezgui Rachid et Rizzi Amor).

#### **Le littoral d'El Kala:**

Le littoral d'El Kala est situé à l'extrême Nord-Est de la côte Algérienne; il s'étend du Cap Rosa à l'Ouest ( $8^{\circ}15'$  E et  $36^{\circ}58'$  N) au Cap Segleb à l'Est (frontière Tunisienne) .

Le plateau continental est relativement étroit à l'Est et s'élargit à l'Ouest ; les isobathes -20 m et -100m sont en effet situés à 7 Km à l'Est et atteignent 30 Km à l'Ouest (Fig.1).

Le littoral généralement intégré au détroit de Sardaigne duquel il est très proche, est le siège d'intenses transports de l'Eau Atlantique Modifiée, coulant en surface vers l'Est et de l'Eau Levantine Intermédiaire qui coule en profondeur vers l'Ouest (Manzella et la Violette, 1990).

Il reçoit très peu d'extrusions continentales en raison des faibles apports d'eau douce (rivière); toutefois, la lagune El Mellah évacue dans le littoral 180 millions de  $m^3$  d'eau saumâtre d'une salinité comprise entre 3 et 25 ‰ ; de ce fait, ce plan d'eau qui effectue des échanges hydrodynamiques avec le littoral au rythme des marées, a tendance à fertiliser ce milieu en sels nutritifs tout en diminuant la salinité de la bande côtière (Retima, 1999).

Selon Ghaidalia et Bourgeois, (1961), la Méditerranée est une mer chaude où les écarts de températures entre les couches superficielles et les couches profondes sont relativement accentués (jusqu'à moins de 400m à 500m) ; à cette profondeur la température se stabilise autour de 13 à 14°C ; quant à la salinité, la différence entre l'eau de surface et celle des profondeurs, elle n'excède pas 1 g/l.

#### **Sites d'échantillonnages :**

Les cinq (5) sites retenus dans le cadre de cette étude (fig.1) ont été choisis en fonction de leur localisation, par rapport aux agglomérations, aux différentes sources de pollution et à l'hydrodynamisme qui y règne.

○ **Site 1 : Cap de Garde :**

Il se situe à l'Ouest de la zone d'étude ( $36^{\circ}57'59.94''$  N  $7^{\circ}47'38.30''$  E) ; il est assez éloigné de la ville d'Annaba. On y trouve quelques habitations non reliées au réseau d'assainissement et une colonie d'oiseaux marins qui occupe les petits ilots (fig.2); en revanche, en période estivale, cette zone enregistre une forte affluente de baigneurs et de pêcheurs.



**Figure 2:** Image satellitaire montrant le site 1 « Cap de Garde » (Google, 2008 modifiée).

○ **Site 2 : Rezgui Rachid (Ex St Cloud) :**

Il est situé en zone péri urbaine à  $36^{\circ}55'2.68''$ N et  $7^{\circ}46'4.83''$ E. Il reçoit les rejets urbains des quartiers centre et Ouest d'Annaba sans traitement préalable ainsi que les eaux de pluie. Il est, par ailleurs, très fréquenté en période estivale (fig.3).



**Figure3 :** Image satellitaire montrant le site 2 « Rezgui Rachid » (Google, 2008 modifiée).

○ **Site 3 : Sidi Salem :**

Il se situe à l'Est de la ville d'Annaba ( $36^{\circ}52'18.13''N$   $7^{\circ}46'8.32''E$ ) dans la commune d'El Bouni entre oued Seybouse et Bedjimâa ; il reçoit les rejets industriels du complexe d'engrais phosphatés de Fertial, les rejets urbains d'une grande partie de la ville d'Annaba que l'oued Bedjimâa charrie et les rejets urbain et agricole des agglomérations situées dans le bassin versant de oued Seybouse. Bien que non autorisé à la baignade, il est très fréquenté par les estivants en période estivale (fig.4) et par une forte colonie d'oiseaux marins.



**Figure 4** : Image satellitaire montrant le site 3 « Sidi Salem » (Google, 2008 modifiée).

○ **Site 4 : Lahnaya**

Il se situe à l'Est du Golfe d'Annaba ( $36^{\circ}53'6.59''N$   $8^{\circ}4'8.70''E$ ), en zone rurale ; il est supposé n'être exposé à aucune source de pollution du fait de son éloignement des sources de rejets ponctuelles ; il est habituellement fréquenté par quelques pêcheurs et des animaux domestiques et sauvages. Toutefois, en période estivale, sa fréquentation marque une hausse du fait de la présence de nombreux baigneurs (fig.5).



**Figure 5 :** Image satellitaire montrant le site 4 « Lahnaya » (Google, 2008 modifiée).

○ **Site 5 : Laouinet :**

Il se situe dans la partie Est du littoral d'El Kala ( $36^{\circ}54'26.89''\text{N}-8^{\circ}30'30.68''\text{E}$ ), en zone rurale ; il n'est exposé à aucune source de pollution du fait de sa localisation assez éloignée des divers rejets. Il est, toutefois, fréquenté par de nombreux baigneurs en été. (fig.6).



**Figure 6 :** Image satellitaire montrant le site 5 « Laouinet » (Google, 2008 modifiée).

### **2.1.2-Lagune El Mellah**

La lagune El-Mellah ou «Garaât El Mellah » fait partie des zones humides que le parc national d'El Kala abrite. Elle est en bordure de la mer Méditerranée (fig.7), située à l'extrême Nord-Est de l'Algérie (8° 20' Est et 36° 54' Nord);.

Selon Arrignon (1963), c'est l'unique milieu lagunaire en Algérie ; son originalité réside dans son caractère saumâtre. D'après sa configuration et les oueds qui s'y jettent, le lac Mellah serait une ancienne vallée fluviale envahie par la mer.

C'est un plan d'eau saumâtre dont le plus grand axe se présente comme une cuvette ovoïde allongée du Nord-Nord-Est ou Sud-Sud-Ouest. Selon Messerer (1999), la lagune totalise une superficie de 865 hectares et 3,5 m de profondeur moyenne avec une profondeur maximale qui dépasse 6m. Il s'étend du Nord au sud sur une longueur d'environ 4 km et de l'Est à l'Ouest sur une largeur de 2 km (MPRH, 2004).

La lagune communique avec la mer par un chenal d'environ 900m de longueur et une dizaine de mètres de largeur. Avant son aménagement la profondeur du chenal variait entre 0,3 et 2m. En 1988 et afin d'améliorer la production halieutique du lac, un aménagement du chenal a été réalisé ; ceci a permis d'élargir et d'approfondir son lit à 2m. Cette lagune est non seulement alimentée par les eaux marines, grâce au chenal, mais aussi par les eaux douces de trois oueds : Soug R'Guibet au Nord-Ouest, El Mellah au Sud-Ouest et Belaârroug au Sud (fig.7). Le débit de ces derniers est variable en fonction des saisons (MPRH, 2004).

Guelorget *et al.*, (1989), signalent que la circulation des eaux dans le bassin s'effectue en une lente rotation périphérique dans les sens des aiguilles d'une montre en accord avec la direction des vents dominants du secteur Nord-Ouest. Toutefois, les résultats d'étude de ce plan d'eau montrent que les mouvements des masses d'eaux à l'intérieur du lac ne sont pas circulaires, mais sont régis par les mouvements des marées entraînant ainsi des courants qui déplacent ces masses d'eaux du Nord au Sud lors de la pleine mer (flot) et un courant les déplaçant dans le sens opposé lors de basse mer (jusant), Les échanges entre le lac et la mer varient en fonction des saisons (Messerer, 1999; Retima, 1999).

Messerer (1999) rapporte que les échanges mer-lagune permettent de maintenir un volume d'eau moyen du Mellah de 24 millions de m<sup>3</sup> et une alimentation pluviale annuelle de 800mm ; ce même auteur signale que tous les 21 mois, la lagune El Mellah renouvelle ses eaux avec des taux mensuels d'environ 1,13 million de m<sup>3</sup>.

La lagune El-Mellah est une zone humide où s'interpénètrent et se juxtaposent plusieurs écosystèmes (fig.7). Cette diversité écologique est largement déterminée par le jeu

des influences de l'eau douce d'origine pluviale et de l'eau saumâtre d'origine marine, en divers points du site.

La faune ichtyologique de la lagune est composée de vingt-deux espèces rattachées à 8 familles (Sparidés, Moronidés, Anguillidés, Soleidés, Mugilidés, Athérinidés, Congridés, Mureanidés) dont quatre présentent un intérêt halieutique certain pour la lagune. Il s'agit du mullet doré *Liza aurata*, du mullet commun *Mugil cephalus*, de la daurade *Sparus aurata* et du loup *Dicentrarchus labrax*. La faune malacologique de la lagune comprend neuf espèces de coquillages autochtones cinq bivalves et quatre gastéropodes. La richesse maximum (9 espèces) est enregistrée au Nord de la lagune. Les deux espèces allochtones, volontairement introduites pour les besoins de l'activité conchylicole se trouvent au niveau des tables d'élevage (moule et huître). En ce qui concerne la faune carcinologique, mis à part quelques espèces de décapodes sans intérêt économique, l'unique crevette de la lagune du Mellah appartient à l'espèce *Penaeus kerathurus* (MPRH, 2004).

Le bassin versant (BV) de la lagune El Mellah s'étend sur une superficie de 8 250 hectares soit 82,5 km<sup>2</sup>. Le plan d'eau représente le dixième (1/10) de la surface totale. La tendance actuelle est caractérisée par une diminution des superficies forestières et une augmentation des terres agricole accompagnée d'une extension de la zone éparsée. Cette tendance, liée à la croissance démographique et l'absence de maîtrise de l'occupation de l'espace, ne montre pas de signes de fléchissement et va se poursuivre.

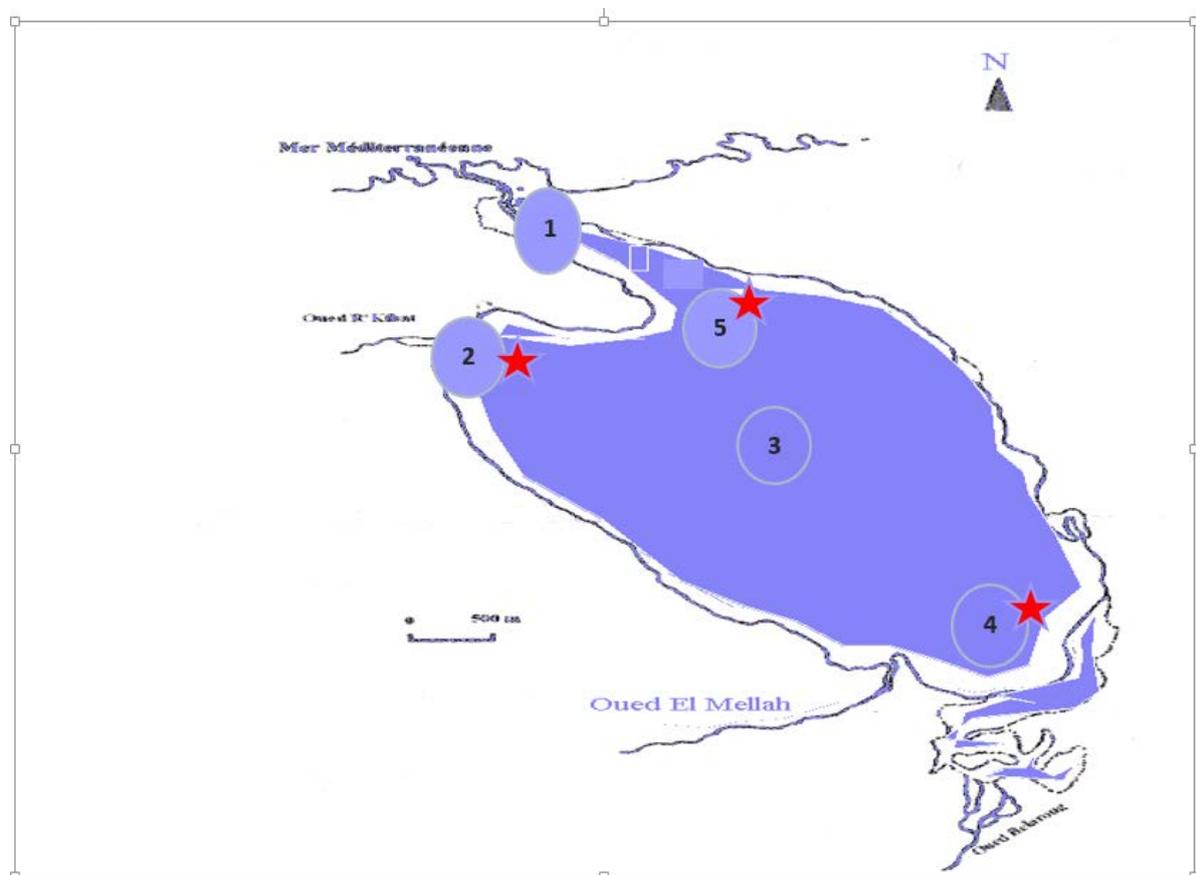
La population du BV du Mellah représente le 1/10 de la population totale de la commune d'El Kala. La densité est de 36 habitants/km<sup>2</sup>. Elle est partagée entre une agglomération secondaire Gantra El Hamra et une zone rurale éparsée (Melha, El Frine, Douar Bou mâlek, El Gmihet et Souk R'Guibet). La population d'El Gantra El Hamra représente environ 36% de la population totale du bassin versant (MPRH, 2004).

### **L'échantillonnage dans la lagune**

L'objectif visé dans le travail est l'étude de la qualité bactériologique des eaux de la lagune et l'influence des paramètres environnementaux sur les germes indicateurs de contamination fécale.

Le choix des sites d'échantillonnage s'est fait sur la base des différentes influences (marines et continentales) que subit la lagune. Pour cela nous avons retenus les stations d'échantillonnages suivantes (fig.7) :

- **Station 1** : zone de contact du chenal et la lagune ;
- **Station 2** : localisée au Nord-Ouest de la lagune, à l'embouchure de l'oued Soug R'Guibet. Dans cette station eau et bivalves ont été échantillonnés.
- **Station 3** : zone centrale de la lagune
- **Station 4** : Située à l'embouchure de l'oued Boulaâroug au Sud de la lagune ; l'échantillonnage a concerné l'eau et les bivalves.
- **Station 5** : tables conchylicoles.
- **Station 6** : située au Nord du lac, sur la berge située en face des tables conchylicoles ; dans cette station des bivalves ont été échantillonnés.



**Figure 7:** Localisation des stations d'échantillonnage

(Station 01 : Chenal « eau » ; Station 02 : Soug R'guibet : « eau –bivalves » ; Station 03 : Centre « eau » ; Station 04 :Sud « eau –bivalves »  
Station 05 : Tables « eau –bivalves » )

## 2.2-Les mollusques bivalves

Les bivalves sont des mollusques aquatiques à symétrie bilatérale dont la coquille est composée de deux valves calcifiées qui sont normalement convexes (coquille équivalve), mais peuvent différer l'une de l'autre en taille et en forme (coquille inéquivalve) par altération de la symétrie bilatérale (Ficher *et al.*, 1987).

Le corps des bivalves est mou, non segmenté, comprimé latéralement, sans tête différenciée (Acéphales) ni appareil masticateur; il est enveloppé par un repli tégumentaire appelé le " manteau" qui est constitué de deux lobes qui secrètent et supportent chacune des valves (Fig.8)

Les bords externes du manteau sont parfois plus au moins soudés, formant vers l'arrière deux siphons permettant l'entrée de l'eau dans la cavité palléale (siphon inhalant ou ventral) ou son rejet vers l'extérieur (siphon exhalant ou dorsal). Le pied qui est un organe musculueux ventral mobile, en forme de hache (pélicypodes), permet la locomotion (fouissage) ou la fixation au substrat par les filaments élastiques (byssus).

De nombreux bivalves possèdent une paire de branchies respiratoires lamelleuses qui participent aussi à la collecte de la nourriture par création de courants d'eau dans la cavité palléale. La plupart des espèces sont microphages, se nourrissant soit de plancton ou de particules organiques en suspension dans l'eau (suspensivores), soit de nourriture collectée sur le fond (dépositivores). Cette organisation physiologique fondamentale varie quelque peu selon les espèces :

\*Palourde et coque s'enterrent profondément dans le sable ou la vase et leurs siphons sont très allongés.

\*Les huîtres se fixent de façon permanente sur un support par une coquille et perdent leur pied au cours de leur croissance.

\*Les moules s'attachent au substrat à l'aide du byssus.

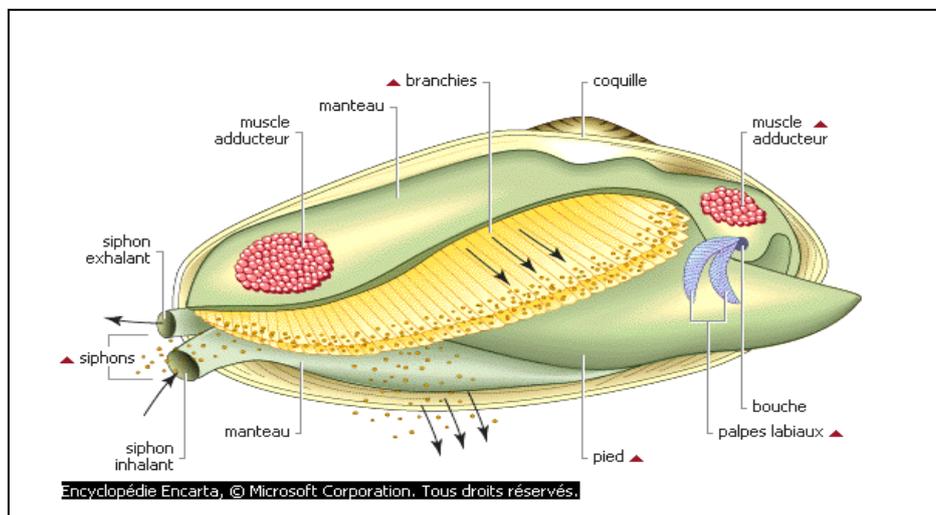
\*Les coquilles Saint-Jaques se déplacent en refermant brutalement leur coquille pour expulser l'eau de mer.

\*Les pholades et tarets ont une coquille qui leur permet de creuser la roche ou le bois afin de s'y dissimuler.

Dans leur grande majorité, les bivalves ont des sexes séparés, les spermatozoïdes et les œufs sont libérés dans l'eau où s'effectue la fécondation, puis le développement des larves. Cependant, certaines espèces peuvent montrer différentes formes d'hermaphrodisme. La vie larvaire est quelque fois très réduite ou même totalement absente, les jeunes étant assez évolués à l'éclosion pour mener directement une vie benthique (Ficher *et al.*, 1987).

En moyenne, les bivalves mesurent de 1 à 10cm, mais les palourdes tropicales géantes atteignent 1,35 m et peuvent peser jusqu'à 200kg. Presque la totalité des bivalves sont théoriquement comestibles mais certaines espèces occupent une place importante dans l'alimentation humaine.

Selon Bellon-Humbert (1962), la classification des bivalves est basée sur de nombreux critères parmi lesquels « la forme de la coquille, de la charnière et la structure des branchies ».



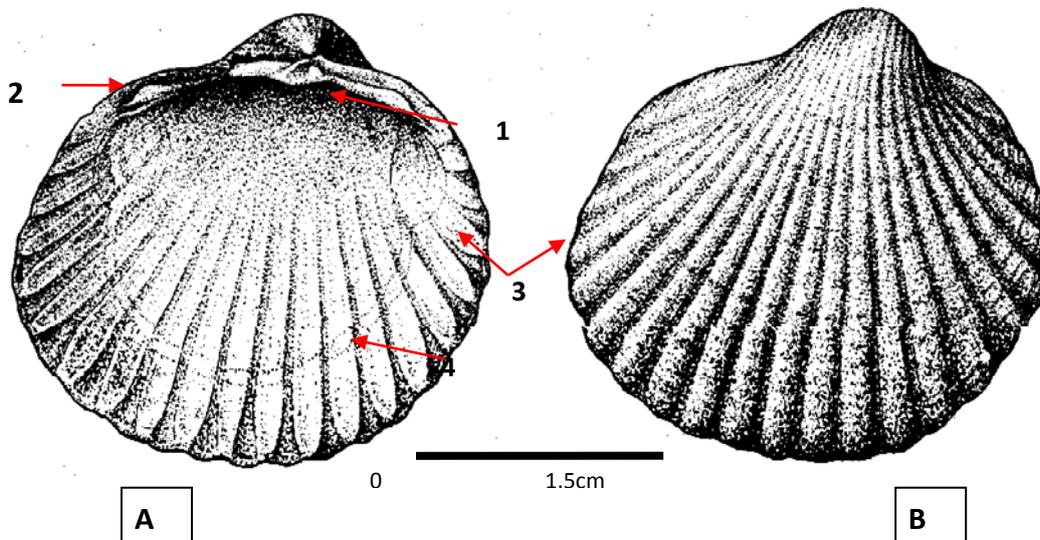
**Figure 8 :** Anatomie générale d'un mollusque bivalve

### 2.2.1-L'espèce *Cerastoderma glaucum*

#### ✚ Morpho anatomie :

*Cerastoderma glaucum* ou *Cardium glaucum* est appelée coque ; elle est de forme arrondie, globuleuse d'une taille pouvant atteindre 40 mm ; Sa coquille présente 17 à 28 côtes radiantes convexes bien visibles, les deux valves de la coquille sont identiques mais inéquilatérales; extérieurement elles sont de coloration blanchâtre à gris-jaune sale, plus ou moins teinté de brun violacé à olivâtre, surtout vers l'arrière ; intérieurement elles sont

blanches, souvent taché de gris-brun. La durée de vie de ce bivalve est de 2 à 4 ans mais il peut vivre exceptionnellement jusqu'à 10 ans (Fig.9).



**Figure 9 :** Morphologie des valves de *Cerastoderma glaucum*

A: Intérieur valve gauche ; B: Extérieur valve droite ; 1- Charnière ; 2- Ligament ; 3- Crénelures marginales ; 4 - Ligne palléale (Backalem,1981)

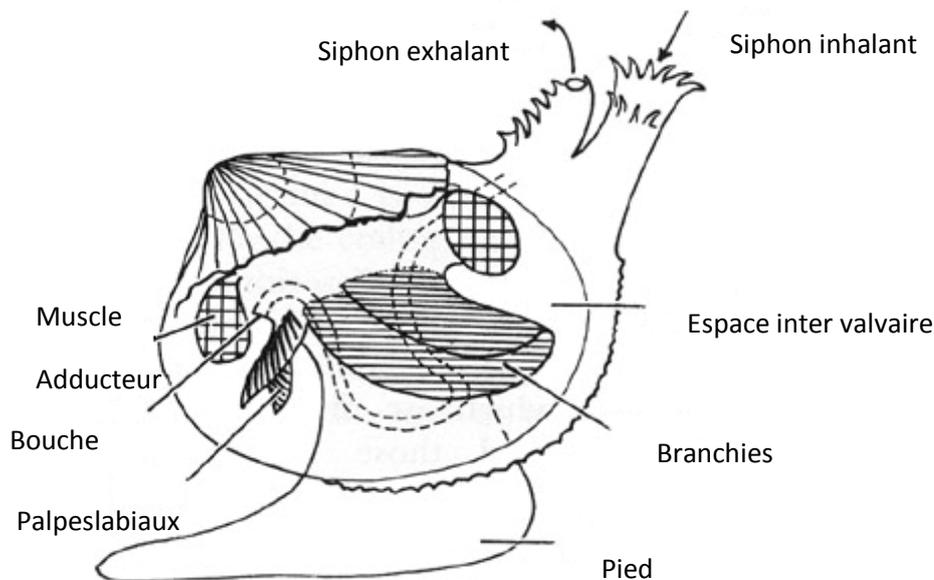
C'est un fouisseur, il maintient sa position dans le sédiment grâce un pied ; ce qui lui permet d'être protégée des vagues et des nombreux prédateurs.

La coque est un bivalve suspensivore actif qui filtre le phytoplancton, le zooplancton et les particules de matières organiques en suspension dans l'eau grâce à son siphon inhalant ; leur digestion s'effectue dans un premier temps dans la bouche et se poursuit dans l'intestin (Fig.10).

Les jeunes larves (d'un millimètre) munies d'une petite coquille vont se poser sur le sable et à l'aide de leur pied vont s'enfouir.

*Cerastoderma glaucum* a une croissance très rapide les deux premières années, ce qui lui permettra d'atteindre sa taille minimale de capture en 2 ans ½ environ. Un certain nombre de facteurs va affecter la croissance des coques tels que la saison, la localisation géographique (Hancock, 1967 ; Ducrotoy *et al.*, 1991), la température de l'eau (Smaal *et al.*, 1991), la

disponibilité en nourriture et la densité des coques (Jensen, 1993 ; Montaudouin & Bachelet, 1996).



**Figure 10 :** Anatomie interne de la coque *Cerastoderma glaucum* (Backalem,1981)

C'est une espèce gonochorique, ovipare, à fécondité élevée ; mâles et femelles émettent leur semence dans l'eau. La maturité sexuelle est atteinte dès leur deuxième année (taille environ 20mm ; 15 à 18 mois). Selon certains auteurs, la maturité sexuelle semble dépendre beaucoup plus de la taille que de l'âge des individus (Hancock et Franklin, 1972).

Les effectifs de coques peuvent, d'un site à l'autre, varier d'année en année ou rester stables sur de plus longues périodes. Différents facteurs sont évoqués pour agir sur la croissance et la densité des populations naturelles (prédations, hydrodynamisme, pollution, pêche, parasitisme...).

La coque est présente dans les fonds meubles variés de l'étage infralittoral ; très commune dans les eaux saumâtres confinées ou renouvelées (lagunes littorales, estuaires). C'est une espèce principalement méditerranéenne, très abondante sur les côtes britanniques et le nord de l'Europe, elle a été signalée pour la première fois en Algérie par Backalem et al. (1981).

✚ **Position systématique de la coque *Cerastoderma glaucum*:**

- |                 |                           |
|-----------------|---------------------------|
| - Embranchement | Mollusques                |
| - Classe        | Bivalve ou lamellibranche |
| - Famille       | Cardiidae                 |
| - Genre         | <i>Cerastoderma</i>       |
| - Espèce        | <i>glaucum</i>            |

**2.2.2- La palourde *Ruditapes decussatus***

La palourde est un mollusque bivalve à la chair fine et délicate de la famille des Vénéridés (d'où le nom de son élevage : la vénériculture) que l'on peut trouver enfouie dans différents types de substrats tels que le sable et la vase.

C'est un mollusque bivalve lamellibranche filtreur qui, grâce à ses 2 siphons, l'un permettant l'entrée et l'autre la sortie de l'eau de mer, respire et capte le phytoplancton dont il se nourrit (Fig.11).

*Ruditapes decussatus* possède une coquille équivalve. La région antérieure est courte et arrondie, la région postérieure est plus développée, plus haute et plus ou moins tronquée à son extrémité. La coquille est ornée d'un double régime de stries ; des stries rayonnantes partant du sommet et des stries concentriques. Ces derniers sont particulièrement bien marqués dans la région antérieure et surtout dans la région postérieure formant des décussations caractéristiques. La charnière comprend trois dents cardinales dans chaque valve.

La coloration de la coquille est blanchâtre à brun clair extérieurement, avec ou sans des motifs bruns plus intenses ; l'intérieur de la coquille est blanchâtre à jaunâtre.



**Figure 11** : Morphologie de la palourde *Ruditapes decussatus*

Le corps de la palourde est relié à la coquille par le manteau qui la secrète et par les muscles adducteurs qui l'attachent aux deux valves, comprenant différents organes.

Picard (1965) considère *Ruditapes Decussatus* comme une espèce caractéristique exclusive de la biocénose des sables vaseux en mode calme (SVMC) vivant dans des eaux abritées peu profondes, enfouie dans le sédiment jusqu'à une dizaine de centimètres de profondeur. Les gisements naturels sont situés à l'embouchure des cours d'eau, des baies, des lagunes et des étangs littoraux en communication temporaire ou permanente avec la mer (Parache, 1982).

La palourde est une espèce relativement eurytherme, survivant à des températures variant de 5 à 30°C, et pouvant résister plus de trois jours environ hors de l'eau à 20°C (Parache, 1982). Ces mêmes auteurs indiquent que la palourde présente une tolérance à une grande variation de la salinité des eaux pouvant atteindre une salinité de 50‰. Parache (1982) rapporte une salinité de 20 ‰, comme limite inférieure et une sensibilité à une déficience en oxygène dissous pour des taux de saturation en oxygène inférieurs à 50%.

Animal à sexes séparés ; la reproduction est caractérisée par 2 périodes : activité sexuelle d'avril à octobre, avec 2 pontes : la première de mai à juin et la deuxième d'août à septembre et une période de repos sexuelle de novembre à mars.

Selon Gerard, (1978) *Ruditapes Decussatus* est présent depuis le 61<sup>ème</sup> degré Nord jusqu'au 12<sup>ème</sup> degré Nord. Cette espèce est néanmoins absente en mer du Nord sauf en Norvège et au Danemark. Au niveau des îles britanniques, elle n'existe que sur les côtes Ouest et Sud ; au Sud de cette zone, on la rencontre sur toutes les côtes de l'Atlantique jusqu'au Sénégal. En méditerranée *Ruditapes Decussatus* est présente sur l'ensemble du bassin Méditerranéen (Pallary, 1906). De plus, selon Fischer-Piette *et al.*, (1971), l'espèce est

en voie d'expansion dans le canal de Suez vers la Mer Rouge ou des spécimens ont été découverts à Ras Banas (Egypte).

✚ **Position systématique de la palourde *Ruditapes decussatus* :**

- Embranchement	Mollusques
- Classe	Bivalve ou lamellibranche
- Famille	Veneridae
- Genre	<i>Ruditapes</i>
- Espèce	<i>decussatus</i> (linnaeus, 1758)

### 2.2.3-La moule *Perna perna*

✚ **Caractères généraux des moules :** Les Moules sont des Mollusques appartenant à l'Ordre des Filibranches (en raison de la structure de leurs branchies constituées de filaments, réfléchis et unis par des touffes de cils) et rangés dans la classe des Bivalves ou Lamellibranches. Les moules font partie de la famille des Mytilidae.

Les espèces qui composent, cette famille se distinguent par des coquilles ayant des valves égales, un ligament presque toujours externe, une charnière sans dents (ou avec dents très réduites), des branchies à filaments séparés, deux muscles adducteur (l'antérieur est rarement absent), un pied allongé et un byssus (Fig.12).

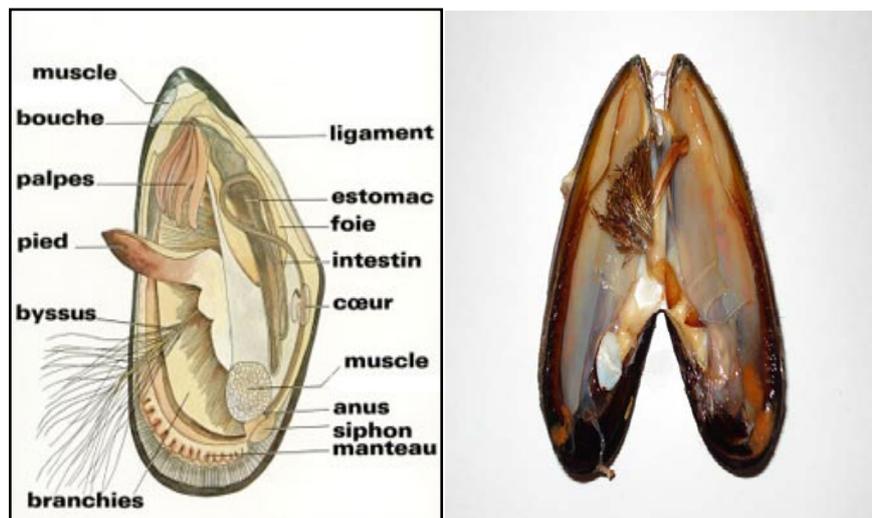
Espèce sessile (fixée à demeure), elle résiste aux courants, aux chocs des vagues et à l'arrachement grâce aux solides filaments du byssus qui sont soudés au rocher. Elle est pourtant capable de se déplacer après avoir rompu une partie des filaments du byssus et avoir déposé un peu plus loin sur le rocher une substance protéique qui s'écoule dans le sillon postérieur du pied et se solidifie au contact de l'eau en formant des filaments; elle se hale ensuite sur ces nouveaux filaments.

Consommateur microphage omnivore, elle utilise son appareil branchial comme un filtre. En effet le courant d'eau inhalant passe à travers la branchie qui joue le rôle de tamis et qui comporte des sillons garnis de cellules muqueuses qui agglomèrent les particules en suspension dans l'eau ; les microparticules consommables sont alors transportées jusqu'à la bouche alors que les particules non consommables sont rejetées à l'extérieur (pseudo fèces).

Suspensivore, la moule filtre jusqu'à 100 litres d'eau par jour ; elle est capable d'opérer un tri concernant la nature et la taille des particules qui pénètrent dans la cavité palléale dont le diamètre varie de 3 à 13 micromètres. Elle se nourrit de phytobenthos (diatomées), de phytoplancton et de débris organiques.

Animal benthique grégaire fixé aux substrats solides dans les anfractuosités des rochers battus et éclairés de l'étage médiolittoral (milieu favorable à l'installation de moulières naturelles). Sensible à la pollution chimique et bactérienne, la moule concentre les polluants et constitue un bon indicateur de la qualité des eaux . La moule est capable de supporter une longue émergence grâce au maintien d'une réserve d'eau entre les deux valves (Franc, 1960; Seed, 1976; Darignac-Corbeil, 1976).

Les Moules sont représentées par deux genres principaux: *Mytilus* et *Perna*. Le genre *Mytilus* est extrêmement répandu dans le monde ; on en rencontre depuis les régions tropicales jusque dans les mers polaires.



**Figure 12:** Structure et anatomie d'une moule.

Le genre *Perna* se cantonne en Atlantique tropicale et subtropicale : Maroc, Mauritanie, Sénégal, côtes de l'Amérique du sud. En Algérie, sa présence a été signalée par Pallary (1921) et Cruvel (1926). Son aire va de Gibraltar au Golfe de Tunisie en Méditerranée.

Ce genre existe sur les côtes d'Afrique du Nord, sous le nom de *Mytilus africanus* qui appartient au genre *Perna*. Cette espèce existe même en abondance. Le genre *Perna* a été donc

considéré comme genre à part entière défini selon Lubet (1973) par les caractères distinctifs au niveau des empreintes musculaires (Tab. 8).

**Tableau 8 :** Caractères distinctifs entre la musculature de *Mytilus galloprovincialis* et de *Perna perna* (Lubet, 1973)

Muscles	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	<i>Perna perna</i>
Muscle adducteur antérieur	petits ou grands	absence des grands
Muscle adducteur postérieur	1 paire s'insérant dorsalement	
Muscles rétracteurs du pied	dans la région postérieure	
Muscles rétracteurs de byssus (3 paires)	rétracteurs antérieurs : 1 paire s'insérant antérieurement	rétracteurs antérieurs : 1 paire s'insérant antérieurement
	rétracteurs moyens : 1 paire formée de deux faisceaux s'insérant dorsalement dans la région moyenne contre les rétracteurs postérieurs	rétracteurs moyens : 1 paire de muscles très épais formée de nombreux faisceaux empreinte distincte
	rétracteurs postérieurs : 1 paire de deux faisceaux s'insérant postérieurement entre les précédents et l'adducteur postérieur	rétracteurs postérieurs : 1 paire formée de deux faisceaux à insertion distincte contre l'adducteur postérieur

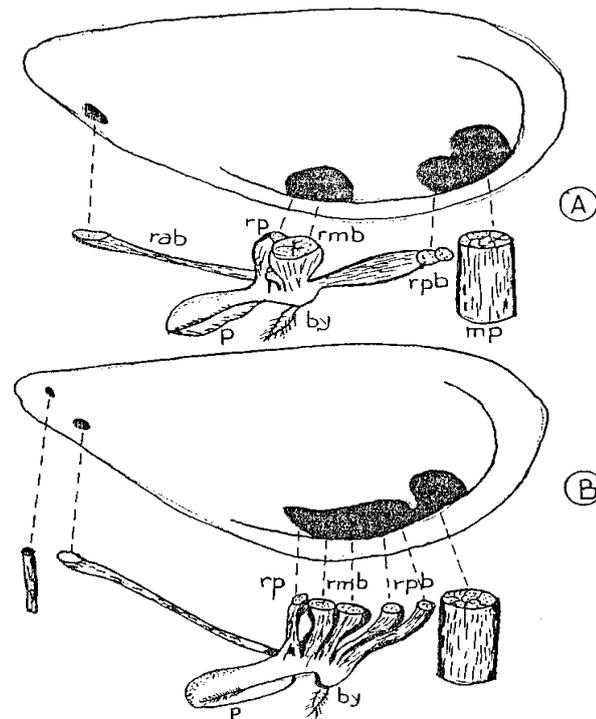
✚ **Détermination des espèces :** La détermination des espèces existantes dans le golfe d'Annaba, a été faite sur des échantillons de moules provenant du littoral Est algérien. Une fois au laboratoire les moules sont ouvertes et débarrassées de leur chair afin de pouvoir examiner les empreintes.

Le caractère principal permettant de séparer les genres *Perna* et *Mytilus* est le modèle d'empreinte laissé par le muscle sur la coquille (Fig.13).

Chez *Mytilus* les composantes antérieures et postérieures du muscle rétracteur sont unies formant une bande continue de myostracum le long de la marge dorsale de la ligne

palléale. Au contraire, ces deux composantes s'attachent séparément sur la coquille de *Perna* laissant une empreinte de muscle discontinue (Siddall, 1980).

Une autre caractéristique moins claire mais qui permet de distinguer l'adulte *Perna* de *Mytilus edulis* est le muscle adducteur antérieur ; ce dernier, bien que petit, est présent chez *Mytilus* mais absent chez toutes les espèces de *Perna* (Siddall, 1980).



**Figure 13:** Disposition des insertions musculaires sur la coquille de *Perna perna* (A) et de *Mytilus galloprovincialis* (B) (Siddall, 1980).

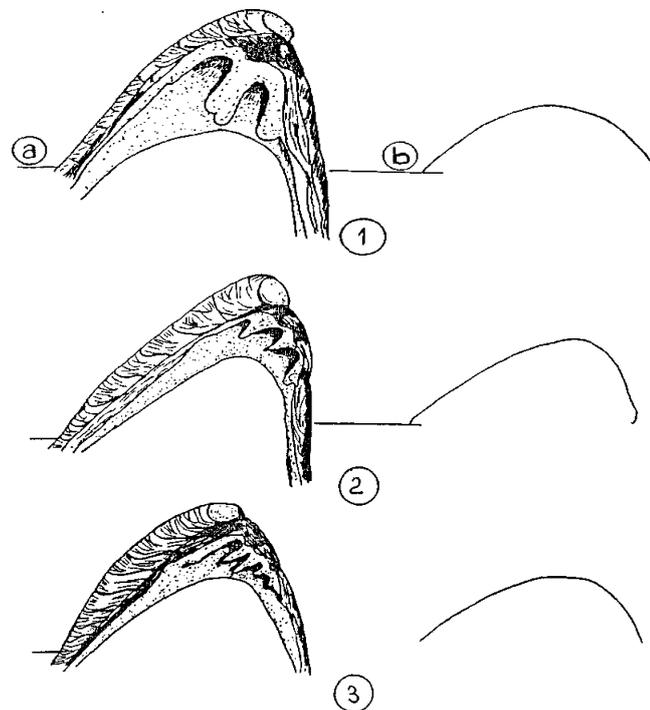
ma =muscle adducteur antérieur (présent uniquement chez *Mytilus*); mp = muscle adducteur postérieur; rab = rétracteur antérieur de byssus ; rmb = rétracteurs moyen du byssus ; rpb = rétracteurs postérieurs du byssus ; by= byssus ; rp = rétracteur du pied ; p= pied.

Siddall, (1980) rapporte l'existence entre les 2 espèces d'autres caractères distinctifs relatifs à la structure des charnières présentes sur la partie interne de la valve ; chez *P. perna* les charnières se présentent en une forte dent lamelliforme sur chaque valve (Fig.13), mais en revanche, chez *Mytilus galloprovincialis*, les charnières se composent de trois dents bien apparentes sur chaque valve (Fig. 14).

### ✚ Description de la moule *Perna perna*

Elle est de forme allongée et de couleur noire violacée, on la rencontre comme l'a signalé Fischer *et al.*, (1987) sur les fonds de l'étage infralittoral entre 3 et 5 m, elle se fixe par son byssus aussi bien sur des supports rocheux que sableux ou encore vaseux.

C'est une espèce gonochorique avec émission de gamètes entre avril et juin. La couleur du manteau permet de distinguer les deux sexes en effet, elle est blanchâtre chez les mâles et rosé saumon à orange chez les femelles. Les moules se reproduisent par fertilisation externe ; elles déchargent les spermatozoïdes et les œufs dans la colonne d'eau et quinze heures après la fertilisation se forment des larves d'un véligère; les dents de la charnière sont bien développées et augmentent en nombre.



**Figure 14 :** Charnière de la valve gauche (Sidall, 1980).

1= *Perna perna* Linné ;2= *Mytilus galloprovincialis* Lamarck ;3= *Mytilus edulis* Linné (ab = section transversale dans le test)

Selon Siddall (1978), la période critique pour le développement étant pendant et après la métamorphose. Cette étape est marquée par la sécrétion du byssus (filament permettant la fixation au substrat). La survie des larves dépend principalement de l'arrangement sur un substrat dur habituellement une roche.

La phase initiale de la métamorphose se produit à des températures optimales comprises entre 10 et 30°C et des salinités variant de 30.9 à 32.1 ppt (Siddall, 1978). La température optimale et les salinités retardent l'accomplissement de cette première étape accordant plus de temps aux larves pour leur permettre de s'arranger sur un substrat (Siddall, 1978). Les larves s'arrangent en forme d'agrégats denses sur les rivages rocheux (Berry, 1978).

Selon Salamao *et al.*, (1980), chez les adultes, la tolérance de salinité est comprise entre 19 et 44 ppt ; Les véligères ont une gamme de tolérance de salinité variant de 15 à 55 ppt (Roméo et Moreira, 1980). La température a un effet plus néfaste, sur la survie des moules que la salinité.

Selon Schurink et Griffiths (1990), la taille maximale de la coquille de *Perna perna* est influencée par la distribution verticale. Dans des zones intertidales, la moule atteint 90mm et une taille maximale de 120 mm est atteinte dans les zones sub littorales. D'après Ficher *et al.*, (1987), la moule *Perna perna* habite un substrat dur de l'étage infralittoral et peut être rencontrée jusqu'à 100 mètres de profondeur ; elle atteint une taille moyenne de 50 à 60mm.

Les moules sont des organismes filtreurs qui ingèrent sans distinction toutes particules présentes dans le milieu, elles absorbent le phytoplancton ne retenant que les protozoaires, les microbes et les diatomées (Boyer, 1986 ; Dupray *et al.*, 1999).

Elles sont largement rencontrées dans les eaux saumâtres des lagunes côtières. Ce sont des espèces caractérisées par une forte tolérance vis-à-vis des conditions du milieu, ainsi elles supportent des températures de 13°C en hiver et entre 27 et 28°C en été et des salinités comprise entre 7 et 40 ‰ (Lubet et Chappuis, 1966).

#### Position systématique de la moule *Perna perna*

- Embranchement. Mollusques
- Classe. Bivalves
- Famille. Mytilidae (Rafinesque,1815)
- Genre. *Perna* (Philipsson, 1788)
- Espèce. *perna* (Linnaeus,1758).

# *Résultats*

### **2.3- Mesures des paramètres physico-chimiques de l'eau :**

La mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau a été effectuée à chaque prélèvement d'eau et de bivalves, aussi bien dans la lagune que dans le littoral.

La mesure de la température, du pH, de la salinité et de l'oxygène dissous a été réalisée *in situ*, à l'aide d'un multi paramètre de terrain muni de plusieurs sondes (Consort C535) préalablement étalonné puis calibré. Au niveau de chaque station retenue, la sonde est immergée dans l'eau pendant quelques secondes, le résultat obtenu s'affiche à l'écran avec l'unité de mesure correspondante.

La connaissance de la qualité des matières en suspension (MES) est importante pour les milieux aquatiques car les particules réduisent la transparence de l'eau et de ce fait la production primaire photosynthétique. Selon leur nature, elles sont également une source nutritive non négligeable pour les moules qui sont des bivalves filtreurs de l'eau.

La détermination de la matière en suspension dans l'eau a été réalisée par l'application de la méthode de pesée différentielle après filtration d'échantillon sur un filtre en fibre de verre (WHATMAN de 47µm de porosité).

Le filtre a été pesé avant et après filtration. La différence de poids permet de connaître le poids sec total de la matière en suspension dans le volume filtré correspondant (Aminot et Chaussepied, 1983).

$$MES \left( \frac{mg}{l} \right) = \frac{P2 - P1}{V}$$

P<sub>1</sub> : poids du filtre avant filtration (mg).

P<sub>2</sub> : poids du filtre après filtration (mg).

V : volume d'eau filtrée (litre).

### **2.4- Analyse bactériologique :**

L'évaluation de la qualité bactériologique des eaux de la lagune a consisté à rechercher les bactéries indicatrices de contamination fécale (coliformes totaux et fécaux, streptocoques totaux et fécaux) dans les eaux et les bivalves filtreurs (coque et palourde). En ce qui concerne l'évaluation de la qualité bactériologique des eaux du littoral Est algérien, nous avons recherché les bactéries indicatrices de contamination fécale sus citées dans les eaux et les

moules ainsi que les bactéries anaérobies sulfito-réductrices et les bactéries pathogènes strictes ou pathogènes opportunistes.

✚ Pour la recherche des bactéries indicatrices de pollution, nous avons procédé à un dénombrement en utilisant une méthode simple, qui est la colimétrie. Celle-ci désigne « la technique de numération en tubes multiples » (TNTM) avec détermination du nombre de germes le plus probable (NPP) à partir de la table de Mac Grady extraite de la norme NF T90-413, préconisée par l'unité de coordination de PAM (Plan d'Action pour la Méditerranée) (Anonyme, 1987).

Selon Rodier (1978), c'est l'examen le plus important et le plus pratiqué dans les analyses de l'eau ou de fruits de mer, répondant à des préoccupations sanitaires.

❖ La recherche et le dénombrement des germes recherchés aussi bien dans l'eau que dans les bivalves nécessitent :

*\*Pour la recherche des coliformes :*

- Bouillon Lactose Bilié au Vert Brillant (BLBVB), simple concentré (S/C) ; ce milieu est rendu plus sélectif vis-à-vis des coliformes par addition de sels biliaires et du vert brillant, il est utilisé pour le dénombrement des coliformes et *E.coli* au moyen du test de Mackenzie.
- Eau peptonée exempte d'indole pour l'identification d'*E.coli* qui produit l'indole par dégradation du tryptophane grâce à une tryptophanase.
- Réactif d'Erlisch Kovacs détecte l'indole produit par *E.coli*.

*\*Pour la recherche des streptocoques :*

- Bouillon à l'azide de sodium (bouillon de Rothe) simple concentré (S/C). Ce milieu contient comme agent sélectif l'azide de sodium, inhibiteur de la flore secondaire Gram négatif.
- Milieu Litsky contient en plus de l'azide de sodium une faible concentration en cristal violet qui freine le développement des bactéries Gram négatif, mais ne freine pas celui des streptocoques ; les autres composants du milieu assurent un développement optimal des streptocoques fécaux.

✚ Pour la mise en évidence des *bactéries anaérobies sulfito-réductrices*, considérées aussi comme témoins de pollution fécale, nous avons utilisé, la recherche et le dénombrement des spores par incorporation en gélose.

✚ Quant à la recherche des *bactéries pathogènes* (*Salmonelles*, *Pseudomonas* et *Staphylocoques*), elle a été effectuée sur des milieux gélosés spécifiques.

#### 2.4. 1- Analyse bactériologique de l'eau

##### ✚ Prélèvement de l'eau :

Nous utilisons des flacons en verre d'une capacité de 250 ml soumis au préalable à un nettoyage rigoureux (un rinçage à l'eau potable puis 3 rinçages à l'eau distillée) séchés, bouchés, enveloppés séparément dans un morceau de papier filtre (Rodier,2005) puis stérilisés à l'autoclave à une température de 121°C pendant 15mn (O.M.S., 1983).

Les flacons stériles sont plongés à une profondeur d'environ 50 cm de la surface de l'eau puis ouverts à contre-courant. Une fois remplis, ils sont refermés sous l'eau pour éviter la formation de bulles d'air et tout risque de contamination lors du transport.

- Tout prélèvement doit être accompagné d'une fiche de renseignement sur laquelle sont notés : Lieu de prélèvement ; Date et heure de prélèvement ; état de la mer ; vent (force et direction).

- Les flacons étiquetés sont ensuite placés dans une glacière à l'abri de la lumière et à une température de 4°C car la teneur en germes des eaux risque de subir des modifications dans les flacons, après le prélèvement. L'évolution est d'ailleurs assez difficile à prévoir car elle dépend de nombreux facteurs : température, concurrence bactérienne des espèces présentes, composition chimique de l'eau. C'est pour cela que toute analyse doit être effectuée le plus rapidement possible.

- La norme NF T 90-420 de février 1987 indique que les échantillons doivent être maintenus à une température comprise entre 1et 4°C dès leur prélèvement. Ils doivent être analysés le jour même ; il est donc admis que le délai maximum entre le prélèvement et le début de l'analyse ne doit pas excéder 24 heures, aussi il est préférable de le raccourcir lorsque l'eau est présumée être très polluée.

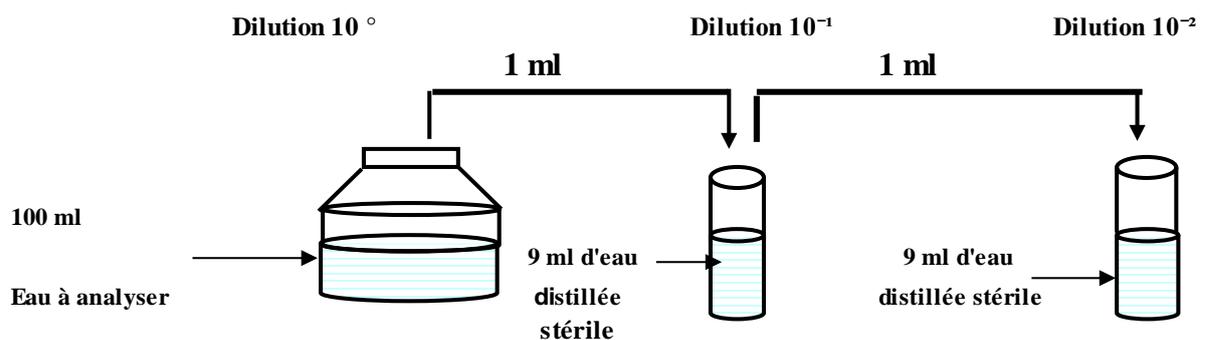
- En ce qui concerne la surveillance des eaux côtières, l'analyse au laboratoire débute dans un délai maximum de 8 heures après le prélèvement de l'échantillon selon les recommandations de Rodier (2005).

✚ **Préparation des dilutions décimales :** Conformément aux normes AFNOR NF VO8-010 et ISO 6887-1, on effectue des dilutions décimales pour chaque échantillon à l'aide d'eau distillée stérile ou tampon phosphate. Elles doivent être effectuées dans des conditions aseptiques

et minutieuses. Les dilutions suivent des séries logarithmiques dont les termes sont en progression géométriques : 0.1 ; 0.01 ; 0.001 ; ...etc.

- Dilution  $10^0$  : consiste à la prise directe de la solution mère.
- Dilution  $10^{-1}$  : dans un tube à essai contenant 9ml d'eau distillée stérile, on ajoute 1ml d'eau à analyser ( $10^0$ ).
- Dilution  $10^{-2}$  : Dans un deuxième tube à essai, on ajoute 1ml de la dilution  $10^{-1}$  à 9ml d'eau distillée stérile (Tab 9).
- Dilution  $10^{-3}$  : un troisième tube reçoit 1ml de la dilution précédente.

**NB :** L'agitation du contenu est nécessaire avant de préparer chaque dilution.



**Figure 15 :** Préparation des dilutions décimales

### ✚ Recherche et dénombrement des Coliformes totaux et recherche et identification d'*Escherichia coli* :

#### \*Principe :

Conformément à la norme NF T90- 413, il consiste à utiliser des milieux liquides de bouillon lactose bilié au vert brillant (BLBVB), dans des tubes munis de cloches de Durham. La présence des germes recherchés se traduit par :

- Un virage de couleur dans toute la masse liquide.
- Un dégagement de gaz dans les cloches.

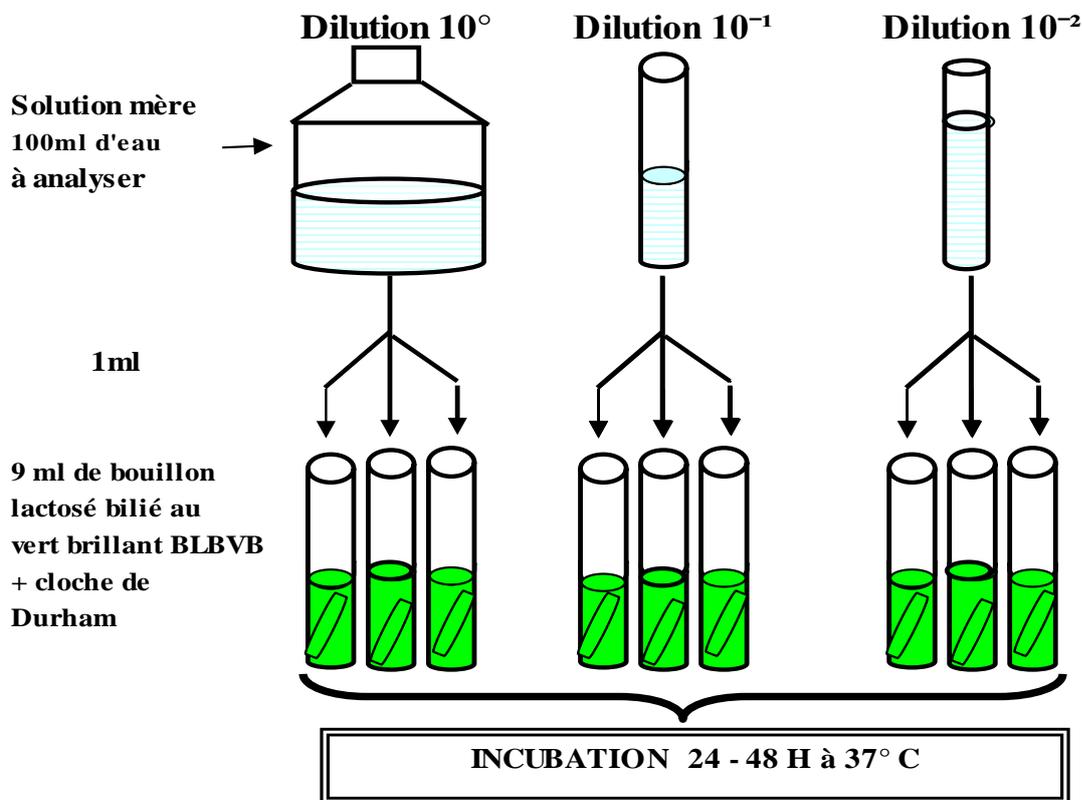
#### \*Mode opératoire :

La colimétrie comporte deux tests: un test présomptif et un test confirmatif.

Le dénombrement est effectué suivant la méthode du nombre le plus probable (NPP) de la table de Mac Grady (Annexe).

**\*Test présomptif: Recherche et dénombrement des coliformes totaux:**

On prépare 3 séries de 3 tubes chacun contenant 9 ml de bouillon lactose bilié au vert brillant (BLBVB) simple concentration, munis de cloches de Durham.



**Figure 16 :** Recherche et dénombrement des coliformes fécaux « Test présomptif »

Chacun des 3 tubes de la première série reçoit 1 ml de la dilution  $10^0$  (solution mère). Les tubes de la deuxième, troisième et quatrième série reçoivent respectivement 1 ml de la dilution précédente.

Nous agitons pour homogénéiser, sans faire pénétrer l'air dans la cloche de Durham.

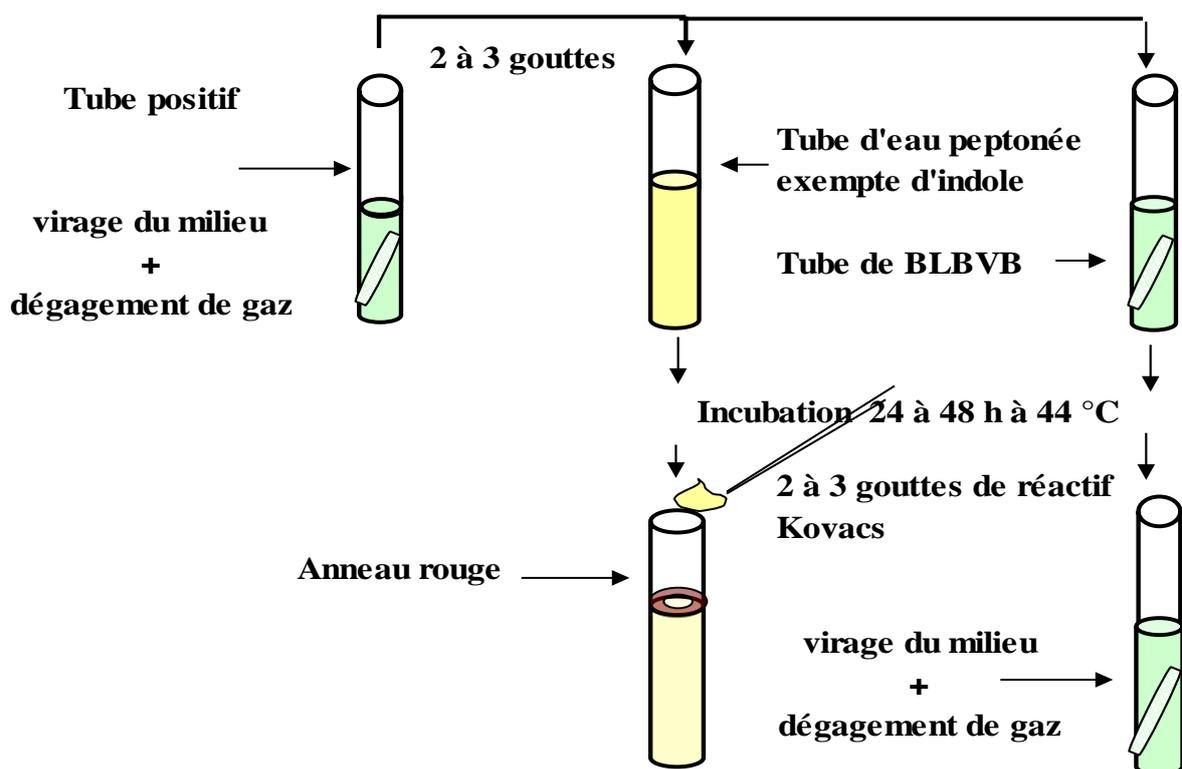
L'ensemble des tubes ainsi préparés est incubé à 37°C pendant 24 à 48 h (Fig.16).

**Remarque :**

Cette phase de la colimétrie se base sur la propriété commune des Coliformes à fermenter le lactose tout en produisant du gaz ; elle ne permet que de présumer la présence des coliformes dans l'eau à analyser. De ce fait, l'application du test confirmatif s'impose.

**\*Test confirmatif : Identification des Coliformes thermotolérants (*Escherichia coli*) :**

Nous prélevons 1 ml des tubes positifs présentant un virage de couleur, ainsi qu'un dégagement de gaz dans la cloche de Durham, que nous rajoutons à un tube contenant 9ml de bouillon lactose bilié au vert brillant (BLBVB) et 1ml que nous additionnons à un tube contenant 9ml d'eau peptonée exempte d'indole. Les tubes ainsi préparés sont incubés à 44° C pendant 24 à 48 h (Fig.17)



**Figure 17 :** Identification d'*Escherichia coli* dans l'eau « test confirmatif »

**Lecture :**

- Formation d'anneau rouge à la surface des tubes d'eau péptonée après addition de 2 à 3 gouttes du réactif de Kovacs témoignant de la production d'indole par *E.coli*, suite à la dégradation du Tryptophane grâce à la Tryptophanase.

- Production de gaz dans les cloches des tubes de BLBVB

\* Nous notons le nombre de tubes positifs et nous exprimons le nombre le plus probable de germes dans 100 ml d'échantillon d'eau, selon la table de Mac Grady (annexe).

 **Recherche et dénombrement des Streptocoques (Entérocoques) et identification des Streptocoques du groupe sérologique D de Lancefield :**

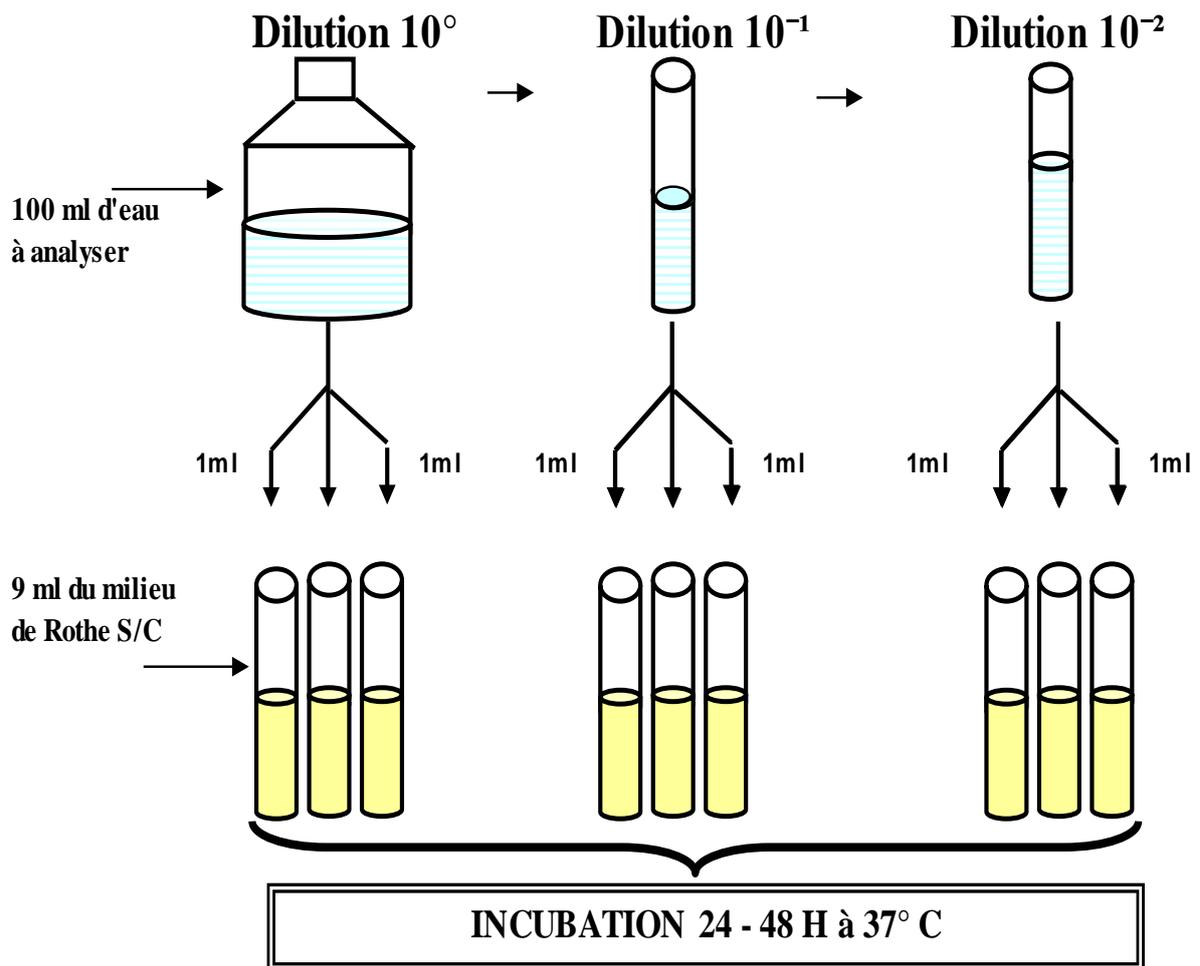
La recherche des Streptocoques (Entérocoques) est associée à celle des Coliformes d'où la nécessité de les combiner ensemble (Rodier, 2005).

**\*Principe :**

Conformément à la norme NF T 90-411, le principe se résume à la recherche et au dénombrement des Streptocoques du groupe D en milieu liquide. Alors que les tubes primaires contiennent déjà une certaine quantité d'azide de sodium (milieu de Rothe), le repiquage des tubes positifs se fait sur un milieu nettement inhibiteur avec une concentration plus élevée en azide de sodium et de cristaux violets (milieu Litsky), ne laissant se développer que les Streptocoques ou Entérocoques.

**\*Test présomptif : Recherche et dénombrement des Streptocoques totaux.**

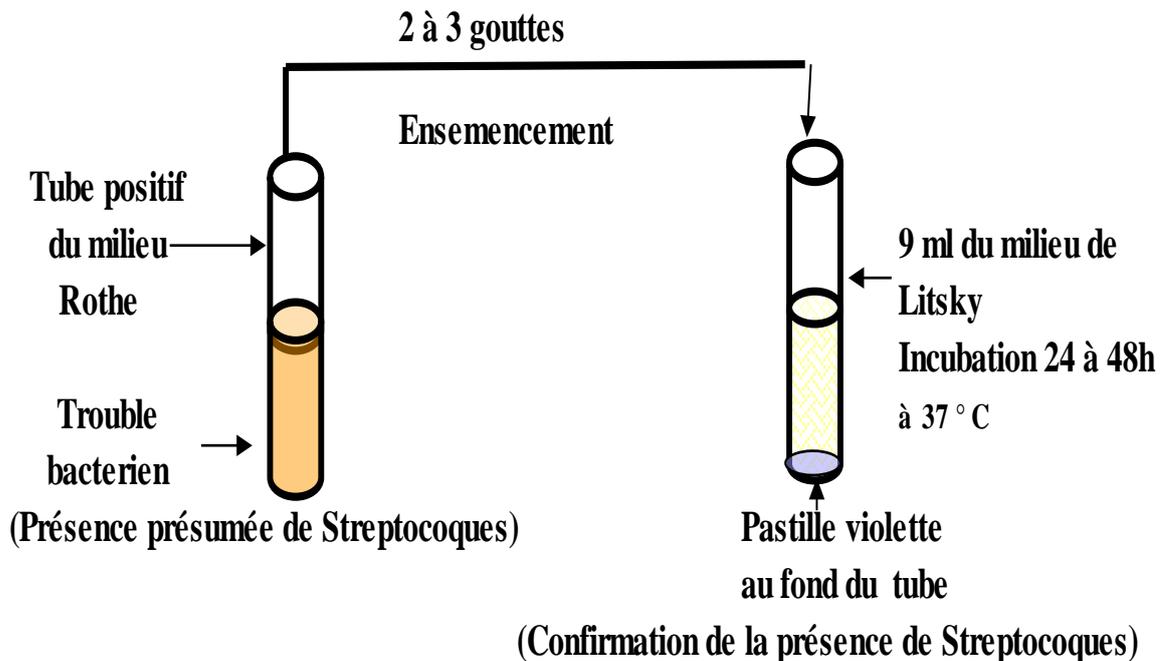
On prépare 3 séries de 3 tubes contenant chacun 9 ml de milieu Rothe simple concentration (S/C). Dans la première série de tubes nous rajoutons 1ml de la solution mère (10°). On réalise la même opération avec les 3 autres séries en ajoutant aux 3 premiers 1 ml de la dilution précédente, l'ensemble des tubes ainsi préparés sont incubés à 37°C pendant 24 à 48 h (Fig.18) Les tubes présentant un trouble bactérien sont considérés comme positifs.



**Figure 18** : Recherche et dénombrement des streptocoques totaux « Test présomptif »

**\*Test confirmatif : Identification des Streptocoques du groupe sérologique D.**

Nous prélevons 2 à 3 gouttes de chaque tube positif présentant un trouble bactérien, que nous repiquons dans des tubes contenant 9 ml de milieu Litsky. Les tubes sont incubés à 37°C pendant 24 à 48h (fig.19).



**Figure 19 :** Recherche et dénombrement des streptocoques totaux « Test confirmatif »

**\*Lecture :**

Nous considérons comme positifs les tubes dans lesquels il y a apparition d'un trouble bactérien qui confirme la présence des streptocoques fécaux ; parfois, la culture s'agglomère au fond du tube en fixant le colorant et en formant une pastille violette de signification identique à celle du trouble bactérien (Rodier, 1975).

#### 2.4.2-Analyse bactériologique des bivalves

- **Récolte des bivalves**

La récolte des bivalves s'effectue manuellement ; selon la taille, sept à dix individus de chaque espèce sont mis dans des sacs propres et étiquetés (sur l'étiquette sont notés la date, le site et l'espèce) puis entreposés dans des glacières à une température comprise entre 4°C à 10°C pour être acheminés au laboratoire. L'analyse des échantillons de bivalves doit se faire dans les heures qui suivent leur récolte afin d'éviter une prolifération et une modification de la

communauté bactérienne. Aucun échantillon ne doit être conservé pendant plus de 24h (ACIA, 2004).

- **Traitement des bivalves**

Une fois au laboratoire, les bivalves sont nettoyés, puis brossés sous l'eau du robinet et enfin désinfectés superficiellement par un jet d'alcool et flambage rapide. Après ouverture aseptique, le contenu entier : chair et liquide inter-valvaire est recueilli stérilement, puis dilué, et soumis au broyage (15 000 t/mn pendant 30 secondes) à l'aide d'un broyeur homogénéiseur (Ultra-Turrax), afin d'obtenir un broyat homogène considéré comme la dilution mère de l'échantillon à tester (OMS, 1983).

L'analyse porte donc sur la chair et le liquide inter-valvaire (Guiraud, 2003).

- **Préparation des dilutions décimales :**

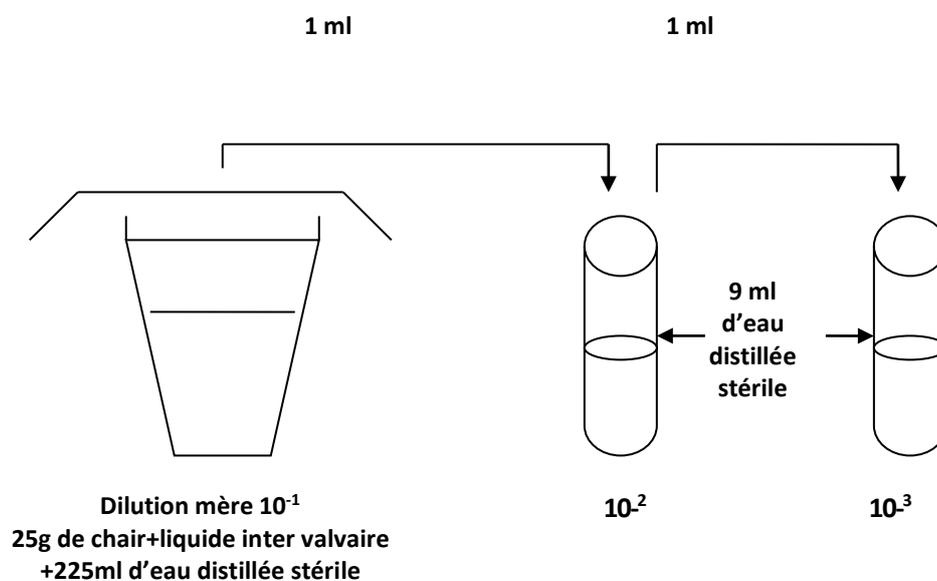
Conformément à la norme NF VO8-010

-Dilution  $10^{-1}$  : Dilution mère (25g de chair et de liquide inter valvaire + 225 ml d'eau distillée stérile).

-Dilution  $10^{-2}$  : Dans un deuxième tube à essai contenant 9ml d'eau distillée stérile, on ajoute 1ml du broyat ( $10^0$ ).

-Dilution  $10^{-3}$  : Dans un troisième tube à essai, on ajoute 1 ml de la dilution précédente ( $10^{-1}$ ) à 9 ml d'eau distillée stérile (Fig. 20).

**NB :** L'agitation du contenu est nécessaire avant de préparer chaque dilution.



**Figure 20 :** Préparation des dilutions des échantillons à analyser

Chez les bivalves récoltés, la recherche et le dénombrement des coliformes totaux et la recherche d'*E. coli* s'effectuera conformément à la norme NF T90- 413 et de la même façon que pour l'eau.

En ce qui concerne la recherche et le dénombrement des Streptocoques (Entérocoques) et l'identification des Streptocoques du groupe sérologique D de Lancefield chez les bivalves, nous avons utilisé la norme NF T 90-411 telle que appliquée pour l'eau.

### **2.4.3- Recherche des germes pathogènes chez les moules**

La recherche des germes pathogènes n'a concerné que les moules collectées à partir des 5 sites retenus dans le littoral Est algérien.

- **Recherche et dénombrement des spores de Clostridium anaérobies sulfito-réducteurs :**

Le milieu Viande Foie est un milieu de culture. Il est principalement utilisé en tube profond pour la détermination du type respiratoire des micro-organismes, mais aussi pour la culture de germes anaérobies stricts tels que les Clostridium.

**\*Principe :**

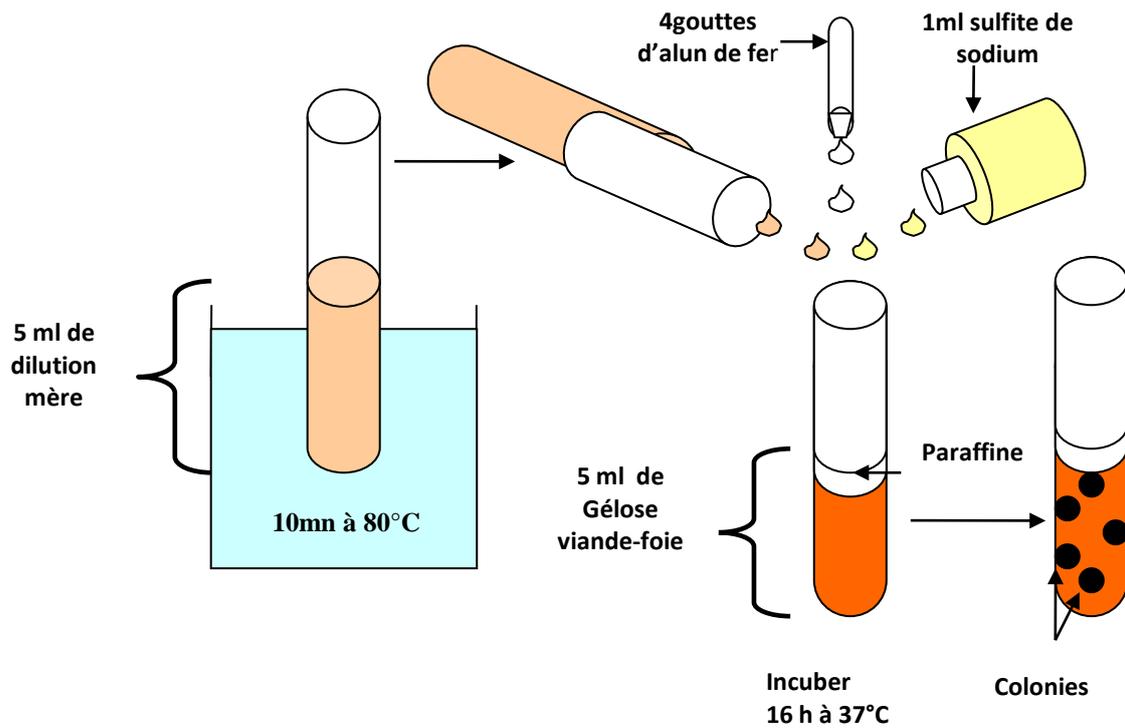
Conformément à la norme NF T 90-415, après destruction des formes végétatives par un chauffage à 80°C pendant 10mn, l'échantillon est incorporé à un milieu de base fondu, additionné de sulfite de sodium et de sel de fer. On verse quelques gouttes d'huile de paraffine pour créer l'anaérobiose.

Après solidification et incubation, la présence de germes sulfito-réducteurs se traduit par un halo noir autour des colonies.

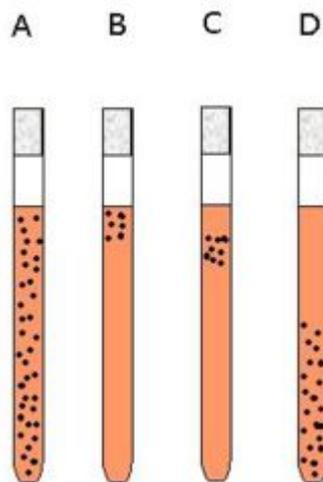
**\*Mode opératoire :**

Les colonies sont identifiées sur milieu gélosé VF (viande - foie) solide additionné à 1 ml de sulfite de sodium à 10 % et 4 gouttes d'alun de fer 5 %.

Un chauffage de la dilution mère est réalisé à 80°C pendant 10 minutes : il permet de sélectionner les formes sporulées. Plusieurs tubes contenant 15 ml de milieu en surfusion reçoivent respectivement 1ml de suspension. L'incubation dure 24 à 48 heures à 37°C. Les colonies noires sont identifiées (fig.21).



**Figure 21 :** Recherche et dénombrement des germes anaérobies sulfito-réducteurs



*A : Culture sur toute la hauteur : aéro-anaérobie*

*B : Culture seulement en haut : aérobie stricte*

*C : Culture limitée entre 0,5 et 1,5 cm du haut : micro-aérophile*

*D : Culture seulement 1 cm au-dessous du haut : anaérobie stricte*

**Figure 22 :** Identification des germes anaérobies sulfito-réducteurs

- **Recherche des Salmonelles :**

**\*Principe :**

Le sélénite présent dans le milieu d'enrichissement, inhibe la croissance des Coliformes et les Entérocoques et enrichit les *Salmonelles* et *Proteus*.

**\*Mode opératoire**

Conformément à la norme NF V ISO 7218, nous avons procédé comme suit :

- Pré enrichissement: on met 25g de chair et de liquide inter valvaire broyés légèrement dans 10 fois son volume d'eau peptonnée tamponnée. Incubation à 37 °C pendant 20 h au plus.

- Enrichissement : on prélève 1 ml du bouillon de pré enrichissement et on ensemence deux tubes de 20 ml chacun de milieux sélectifs liquides cystine-Sélénite (Incubation à 37°C pendant 24 h) et bouillon tétrathionate (Incubation 43°C 24h).

- Isolement : on ensemence à partir des bouillons d'enrichissement, sur la gélose SS (gélose *Salmonella-Shigella*), qui est un milieu solide utilisé pour l'isolement des salmonelles et des Shigelles.

Le développement de la flore secondaire dans le vert brillant, les sels biliaires, les fortes concentrations en thiosulfates et en citrates, le lactose, sucre réactif du milieu, permet de déceler la croissance éventuelle des coliformes (colonies rouges). En outre, les bactéries capables de produire de l'H<sub>2</sub>S par réduction du thiosulfate donnent en présence des ions de fer des colonies à centre noir.

L'ensemencement sur gélose SS se fait par stries dans des boîtes de Pétri, après 24 heures d'incubation à 37°C (fig.23).

**\*Lecture :**

On observe soit :

-Des colonies rouges : *Enterobacter*, *Klebsiella* et autres coliformes tel *E.coli* ;

-Des colonies incolores transparentes: *Salmonella* à H<sub>2</sub>S-, *Shigella*, *Serratia*, *E. Hafniae*, *Alkalescens*, *Proteus morganii*.

-Des colonies incolores à centre noir : *Salmonella* à H<sub>2</sub>S +, *Proteus vulgaris* et *mirabilis*

-Des colonies à centre orangé : *Proteus rettgeri*, *Providencia*

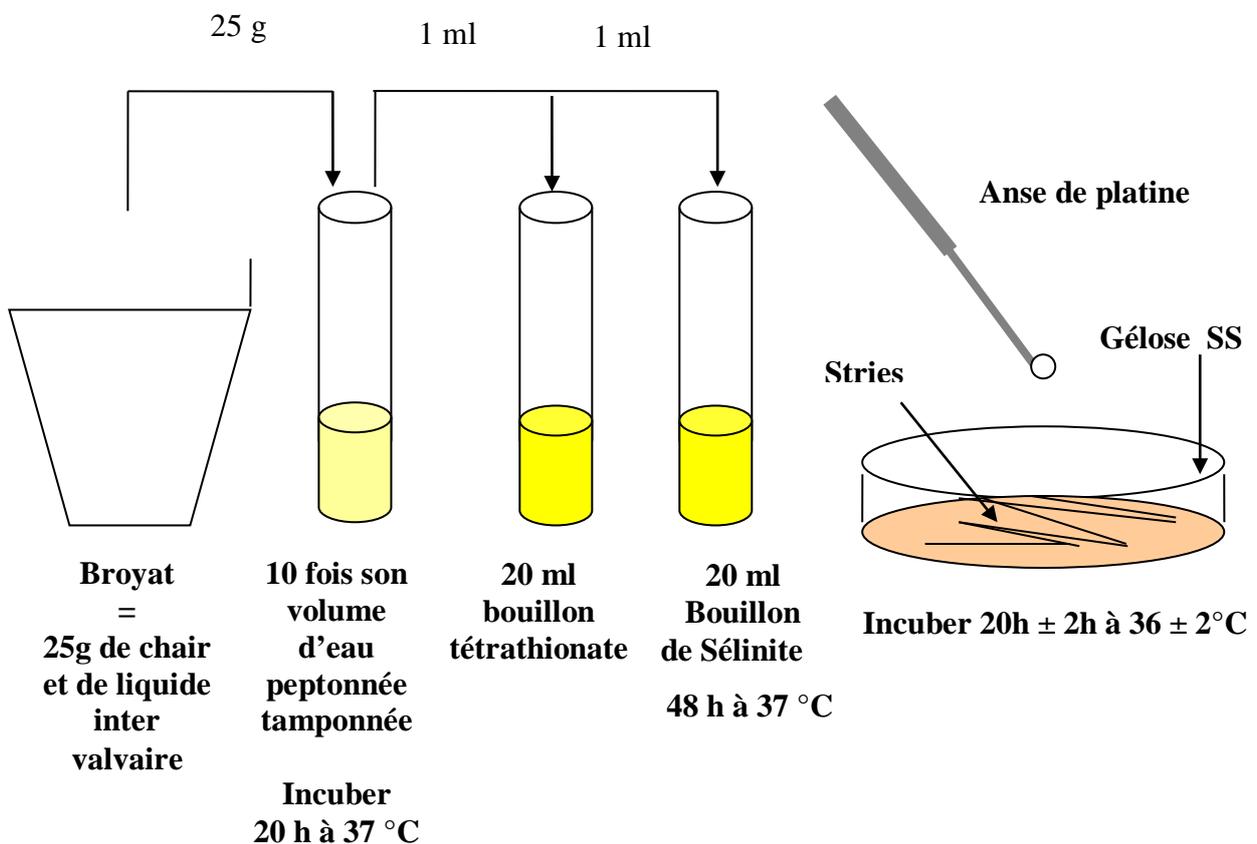
-Des colonies rouges à centre noir : *Citrobacter freundii* (en réalité seul le centre noire est visible d'où confusion avec *Salmonella*), *Arizona* (même remarque).

**\*Tests d'identifications :**

On effectue une coloration de Gram (annexe) à partir des colonies suspectes développées sur la gélose SS (bâtonnet Gram négatif).

-Identification sur milieu TSI : (gélose - glucose - saccharose - H<sub>2</sub>S ou gélose aux trois sucres et de fer) : Ce milieu est utile pour différencier les bactéries donnant des colonies lactose négatif et apparaissant donc comme suspectes sur les milieux d'isolement pour la recherche des salmonelles et des shigelles. Ces bactéries fermentent rapidement le saccharose.

La différenciation principale entre *Salmonella* et *Shigella* ainsi que *Proteus mirabilis* et *P. vulgaris*, se fait grâce au culot jaune, à la pente rouge et au gaz qui apparaissent après 24 heures d'incubation à 37°C (Fig. 22).



**Figure 23 :** Recherche et isolement des Salmonelles

- **Recherche des Staphylocoques pathogènes :**

**\*Principe:**

Le milieu Chapman est un milieu classique, il permet d'une part l'isolement sélectif des staphylocoques sur la base de leur tolérance à de fortes teneurs de Na Cl, et d'autre part à la différenciation de souche *Staphylococcus aureus*, par la mise en évidence de la dégradation du mannitol.

**\*Mode opératoire :**

Selon la norme NF T 90-421 et la norme NF ISO 7218, le milieu Chapman doit être considéré essentiellement comme le milieu d'isolement : l'ensemencement s'effectue par culture en masse. L'incubation à 37°C pendant 24-48 h (Fig.24).

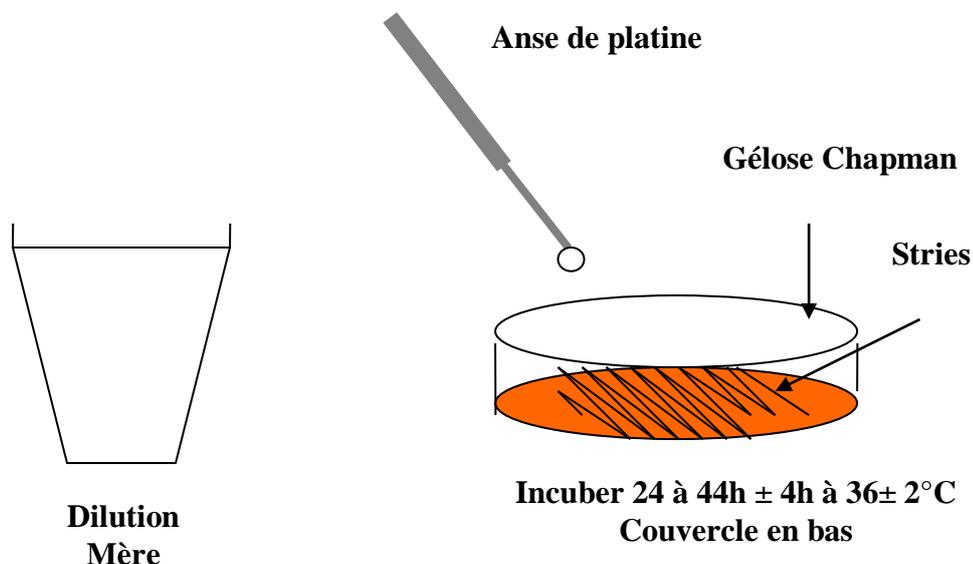
**\*Lecture :**

Sur ce milieu, les colonies de *Staphylococcus aureus* s'entourent d'un halo jaune dû à l'attaque du mannitol et élaborent souvent leur propre pigment dont la production s'accroît après la sortie de l'étuve.

Les autres espèces de *Staphylococcus* donnent des colonies généralement plus petites, rosées et n'entraînant pas de virage du milieu.

Le milieu Chapman permet la sélection des *staphylocoques* et une orientation pour l'identification de *Staphylococcus aureus*, mais il ne s'agit que d'un test de présomption et une confirmation par des tests plus spécifiques (coagulase, DNase, ...etc.) reste obligatoire.

D'autres bactéries, *Streptococcus D*, *Bacillus*, peuvent se développer sur ce milieu.



**Figure 24 :** Recherche des Staphylocoques pathogènes

- **Recherche de Pseudomonas :**

Les Pseudomonas sont très répandus dans la nature (air, sol, monde végétal) ; ils contaminent les produits alimentaires et peuvent les dégrader.

C'est un bacille, coccobacille, Gram (-), asporulé, oxydase (+), ne fermente pas le glucose (métabolisme respiratoire), aérobic stricte, catalase (+), sa température de croissance varie de 20°C à 30°C.

**\*Principe :**

Conformément à la norme NF EN 12780 et la norme NF V ISO 7218, on utilise un milieu sélectif: King A spécifique pour *Pseudomonas aeruginosa* et le milieu King B pour *Pseudomonas fluorescens* et autres espèces.

**\*Mode opératoire :**

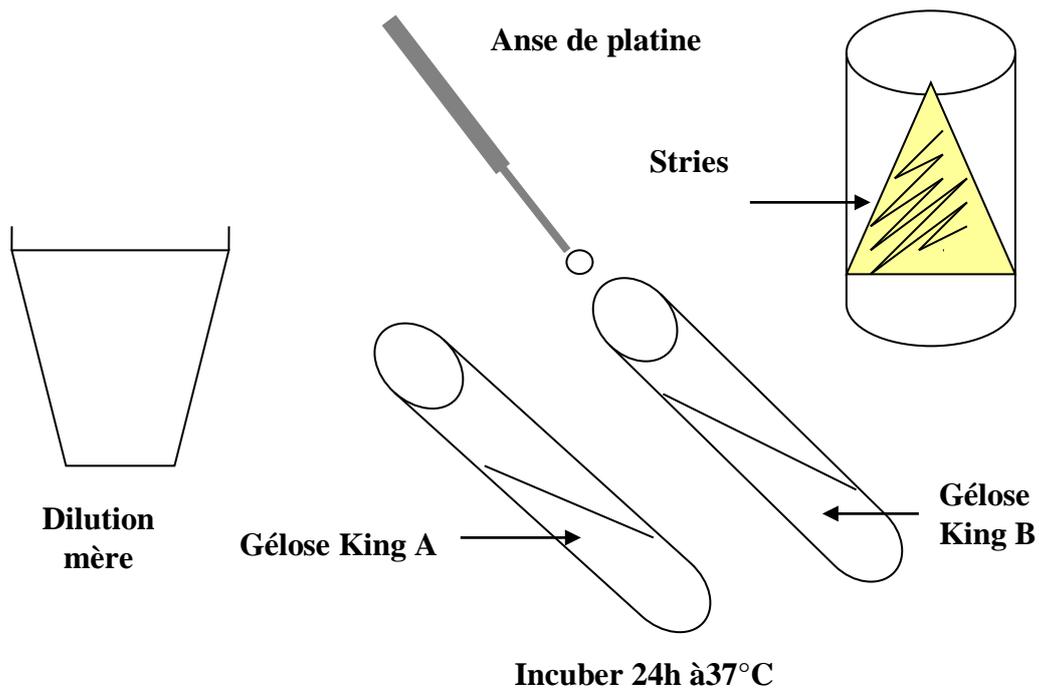
On ensemence les milieux King A et King B en surface à l'aide d'une anse de platine, et on incube pendant 24 à 48 h à 30°C (Fig.25).

**\*Lecture :**

Les colonies de *Pseudomonas aeruginosa* ont un diamètre de 1.5 à 2 mm avec une couleur blanc- crème, un aspect muqueux et parfois il y a production de pigment bleu-vert.

Dans le milieu King B, quelques espèces produisent la fluorescéine (pigment).

Sur ce milieu on utilise directement la source de lumière de Wood, cette fluorescence n'est parfois pas immédiatement visible à la sortie de l'étuve.



**Figure 25 :** Recherche de Pseudomonas

**✚ Recherche des caractères biochimiques pour confirmation des résultats présumptifs obtenus.**

Il existe plusieurs systèmes :

-Système classique : on utilise des milieux combinés : Kligler, TSI, source de lumière de Wood, coagulase, DNase ...etc.

-Système moderne : techniques rapides utilisant des galeries tels que : Galerie API qui est la version miniaturisée et standardisée des techniques biochimiques conventionnelles.

- **Identification par galerie API 20 E :**

La galerie est utilisée comme test confirmatif

**\*Principe :**

Les galeries Api, utilisent plusieurs types de tests : étude de la fermentation de divers glucides, auxanogramme, recherche directe d'un enzyme. Chaque tubule contient un substrat différent sur lequel le micro-organisme considéré va réagir. Ils sont remplis d'une suspension bactérienne calibrée (Fig.26).

**\*Mode opératoire :**

A l'aide d'une pipette, on réalise une suspension de la souche à étudier à partir d'une seule colonie isolée sur milieu gélosé et 5 ml d'eau distillée stérile ou d'eau physiologique, puis on remplit les cupules de la galerie en évitant les bulles d'air.

En ce qui concerne les substrats dont le sigle est encadré, la cupule doit aussi être remplie de manière à créer un ménisque. Quant aux substrats dont le sigle est souligné, la cupule doit être remplie d'huile de paraffine soit pour créer l'anaérobiose (absence d'oxygène), soit pour maintenir en solution les ions volatils produits par la réaction et ainsi assurer le virage de l'indicateur coloré de pH.

Les creux du support de la galerie doivent être remplis d'eau pour former une chambre humide, puis la galerie est posée dans le support et le couvercle par-dessus. L'ensemble est incubé à une température adaptée pendant 24 à 48 h (Fig.27).

**\*Lecture :**

Après addition des réactifs nécessaires à la révélation de différents tests, la galerie est codée et de ce fait doit être lue conformément aux indications du fabricant. Pour cela, les tests sont groupés par trois successivement de gauche à droite, les derniers triplets pouvant inclure des caractères bactériens comme la morphologie, le Gram, la mobilité, l'oxydase, la catalase, etc. nécessaire à l'interprétation.

Les tests négatifs sont toujours codés 0 alors que le code affecté aux tests positifs varie selon la position du test dans le triplet : 1 pour le premier test, 2 pour le second, 4 pour le troisième.

Les 3 résultats du triplet sont additionnés (il existe seulement huit possibilités pour la somme d'un triplet : 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7). Les sommes de chaque triplet lues de gauche à droite forment un code d'au moins 7 chiffres qui correspond au profil biochimique du micro-organisme étudié. La comparaison de ce code à ceux référencés dans la base de données gérée par Biomérieux, permet en général d'identifier ce micro-organisme.

Si le code numérique obtenu ne figure pas dans cette base de données, il peut s'agir d'un profil ou d'un micro-organisme non référencé, mais la cause la plus fréquente reste un problème technique : inoculum non respecté, paraffine oubliée, réactifs périmés... etc (Biomérieux, 2006).

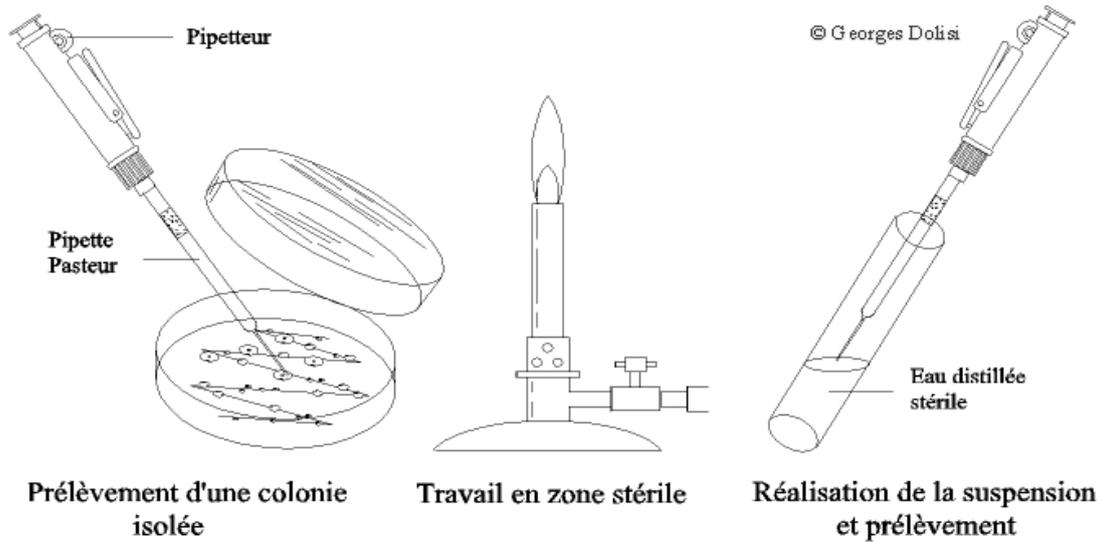


Figure 26 : Recherche des caractères biochimiques (Biomérieux, 2006).

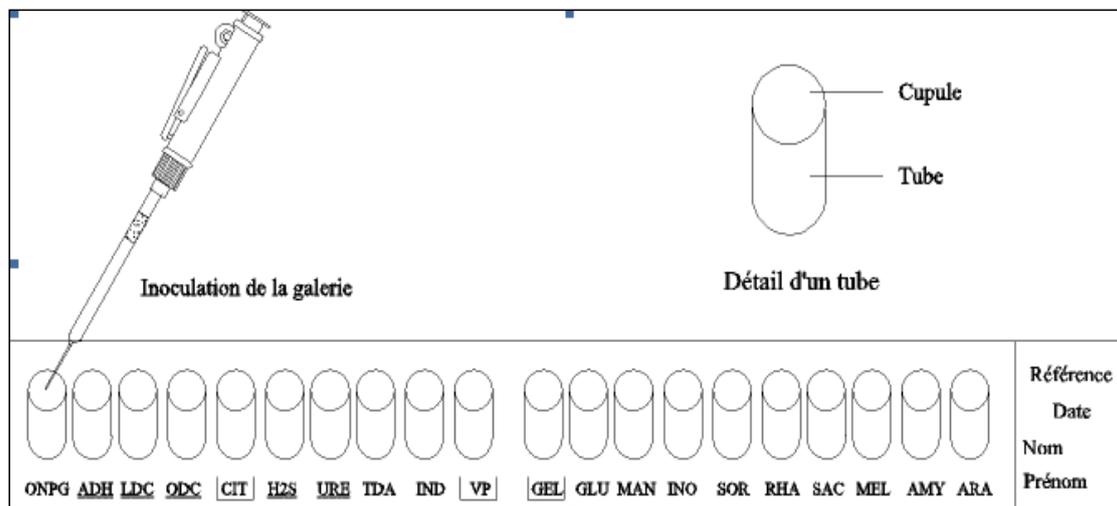


Figure 27 : Identification par l'utilisation de la galerie API 20 E (Biomérieux, 2006).

### Détermination de la source probable de contamination :

Il est possible de connaître l'origine de la contamination fécale par l'utilisation du rapport CF/SF (Tab.9). Ce ratio est valable seulement quand la contamination est récente car les streptocoques fécaux persistent plus longtemps que les coliformes fécaux dans l'eau de mer

Selon Rodier (2005), les coliformes fécaux et streptocoques fécaux sont des témoins sensibles, du fait de leurs grandes quantités dans les fèces, et complémentaire du fait de la

concentration plus importante des coliformes fécaux chez l'homme, et des streptocoques fécaux chez l'animal. Ainsi Bourgeois (1980) donne le rapport suivant :

- $CF/SF > 4 \implies$  contamination d'origine humaine.
- $CF/SF < 0,7 \implies$  contamination d'origine animale.
- $4 < CF/SF < 0,7 \implies$  contamination mixte.

**Tableau 9** : Le rapport coliformes fécaux /streptocoques (selon Borrego, 1982)

Rapport CF/SF	Source de contamination
$R > 4$	origine exclusivement humaine
$4 > R > 2$	origine mixte à prédominance humaine
$2 > R > 1$	origine incertaine
$1 > R > 0.7$	origine mixte à prédominance humaine
$0.7 > R$	origine principalement animale

Ce rapport doit être, cependant, appliqué avec prudence, car il varie énormément avec la température de l'eau de mer, l'éloignement de la source de contamination et avec le temps d'immersion des contaminants.

### 2.5-Analyse statistique des données du littoral

L'analyse statistique des données a été réalisée à l'aide de 3 méthodes statistiques différentes : Le Modèle linéaire généralisé, le test de l'analyse des moyennes et l'analyse des composantes principales.

#### **Modèle linéaire généralisé (GLM).**

Le modèle linéaire généralisé (GLM) est une technique descriptive permettant d'analyser la variance, la covariance et la régression, il repose sur la réponse et la comparaison des différents paramètres choisis au cours d'une expérimentation.

#### **Test de l'analyse des moyennes.**

Le test de l'analyse des moyennes est une technique qui permet d'estimer l'intervalle de confiance des fréquences des contaminants.

### ✚ Analyse des composantes principales (ACP).

L'analyse des composantes principales (ACP) est une technique descriptive permettant d'étudier les relations qui existent entre variables quantitatives, sans tenir compte, a priori, d'une quelconque structure, ni des variables, ni des individus (Palm, 1998).

D'après Dagnelie (1982), le premier objectif de l'ACP est bien de remplacer les variables initiales, généralement corrélées, par des variables non corrélées. Le second objectif est de réduire autant que possible le nombre de variables à prendre en considération, c'est-à-dire, le nombre de dimensions de l'espace dans lequel les variations doivent être étudiées.

## 2.6- Analyse statistique des données de la lagune El Mellah

### ✚ Analyses statistiques uni variées :

La comparaison des deux sites entre eux, pour l'ensemble des variables étudiées, a été réalisée à l'aide de l'analyse de la variance à un critère de classification (AV1) (Dagnelie ,2000).

On considère les quatre situations suivantes :

- ❖ Si  $p > 0.05 \Rightarrow$  il n'existe pas de différences significatives entre les moyennes des sites  $\Rightarrow$  NS
- ❖ Si  $P \leq 0.05 \Rightarrow$  il y a des différences significatives entre les moyennes des sites  $\Rightarrow$  \*
- ❖ Si  $P \leq 0,01 \Rightarrow$  il y a des différences hautement significatives entre les moyennes des sites  $\Rightarrow$  \*\*
- ❖ Si  $P \leq 0,001 \Rightarrow$  il y a des différences très hautement significatives entre les moyennes des sites  $\Rightarrow$  \*\*\*

P : C'est la probabilité qui met en évidence les différences entre les deux variables mesurées.

### ✚ Analyses statistiques bivariées :

L'analyse statistique bivariée consiste à calculer, les corrélations linéaires simples entre les différentes variables deux à deux (Dagnelie ,2000).

### ✚ Les corrélations :

Pour mettre en évidence une quelconque relation entre les variables mesurées sur les individus, nous avons utilisé le coefficient de corrélation linéaire de Bravais - Pearson (Dagnelie, 2000). Ce coefficient de corrélation,  $r$ , mesure l'intensité du lien qui existe entre deux caractéristiques ou variables quantitatives quelconque pour autant que cette liaison soit linéaire ou approximativement linéaire.

Ce coefficient est compris entre -1 et +1. Il est en valeur absolue, d'autant plus proche de 1 que la liaison entre les deux séries d'observations est nette, pour autant que cette liaison soit linéaire ou approximativement linéaire.

Au contraire, si le coefficient est nul ou approximativement nul c'est que les deux variables ne sont pas corrélées entre elles.

D'autre part, le signe du coefficient de corrélation indique si la relation entre les deux variables (séries d'observations) est croissante ou décroissante. En effet, lorsque le coefficient de corrélation est positif, les valeurs élevées d'une variable correspondent, dans l'ensemble, aux valeurs élevées de l'autre variable et les valeurs faibles d'une variable correspondent aux valeurs faibles de l'autre variable. Par contre, lorsque la corrélation est négative, les valeurs élevées d'une variable correspondent, dans l'ensemble, aux valeurs faibles de l'autre variable et vice-versa. Les situations suivantes ont été prises en considération :

- ❖ Si  $P > 0.05 \Rightarrow$  il n'existe pas de corrélation.
- ❖ Si  $P \leq 0.05 \Rightarrow$  il existe une corrélation significative  $\Rightarrow *$
- ❖ Si  $P \leq 0,01 \Rightarrow$  il existe une corrélation hautement significative  $\Rightarrow **$
- ❖ Si  $P \leq 0,001 \Rightarrow$  il existe une corrélation très hautement significative  $\Rightarrow ***$

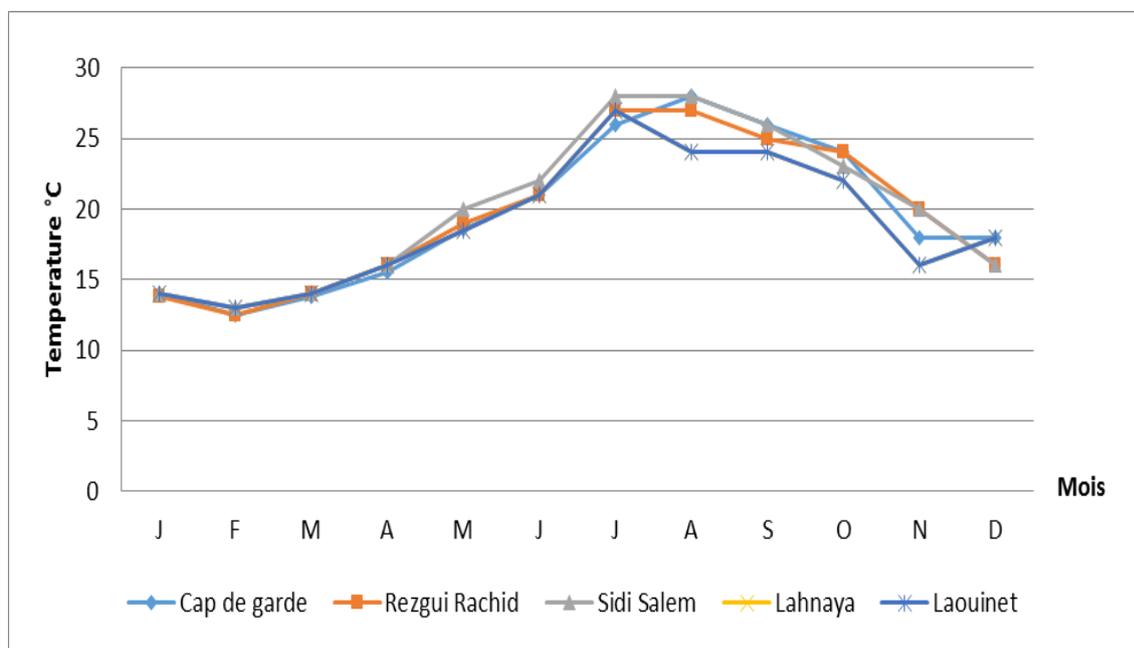
Tous les calculs uni et bi variés ont été réalisés à l'aide du logiciel d'analyse et de traitement statistique des données, Minitab version 13,31 pour Windows (X, 2000).

### 3- Résultats de l'analyse de l'eau du littoral Nord-Est algérien :

#### 3.1-Les paramètres physico-chimiques

##### 3.1.1-La température de l'eau :

La température présente des variations similaires dans l'ensemble des sites ; ces variations sont illustrées par une phase de croissance progressive de la T° s'étalant de février (T° minimale de 12,5°C relevée au Cap de Garde et Rezgui Rachid) à juillet et août ou une température de l'ordre de 28°C est notée niveau du Cap de Garde et Sidi Salem (fig.28). Après l'atteinte de cette T° maximale en été, l'eau subit une baisse progressive de la T° qui atteint sa valeur minimale en février. Nous notons dans l'ensemble des sites que des T° supérieures à 15°C sont relevées durant la période s'étalant d'avril à décembre.



**Figure 28 :** Variations spatiotemporelles de la température de l'eau du littoral.

##### 3.1.2- La salinité de l'eau :

La salinité montre, dans l'ensemble des sites, deux phases : l'une s'étalant de janvier à juin ou les valeurs de la salinité sont comprises entre 36 et 39 g/l et l'autre de juillet à décembre ou les valeurs de ce paramètre varient de 39 g/l à 41.8g/l.

La valeur la plus basse (36.5 g/l) est enregistrée en janvier à Laouinet (fig.29).

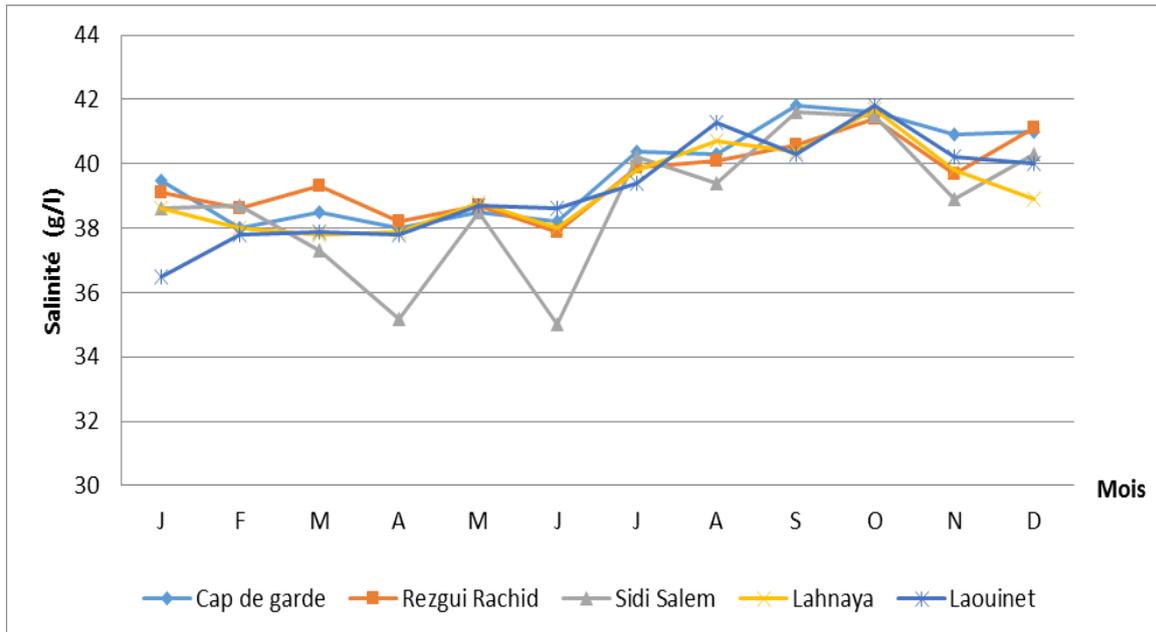


Figure 29 : Variations spatiotemporelles de la salinité de l'eau du littoral.

### 3.1.3- Le pH de l'eau :

Le pH de l'eau du littoral est alcalin ; il est compris entre 7,6 et 8,8. La valeur la plus basse est relevée dans l'ensemble des sites au mois d'avril. La valeur la plus élevée reste proche de 8,2 à Rezgui Rachid (en mai), à Sidi Salem et Lahnaya (en janvier) sauf au Cap de Garde et Laouinet où des pH de l'ordre de 8,8 et 8,4 sont notés respectivement en juin et en janvier (fig. 30).

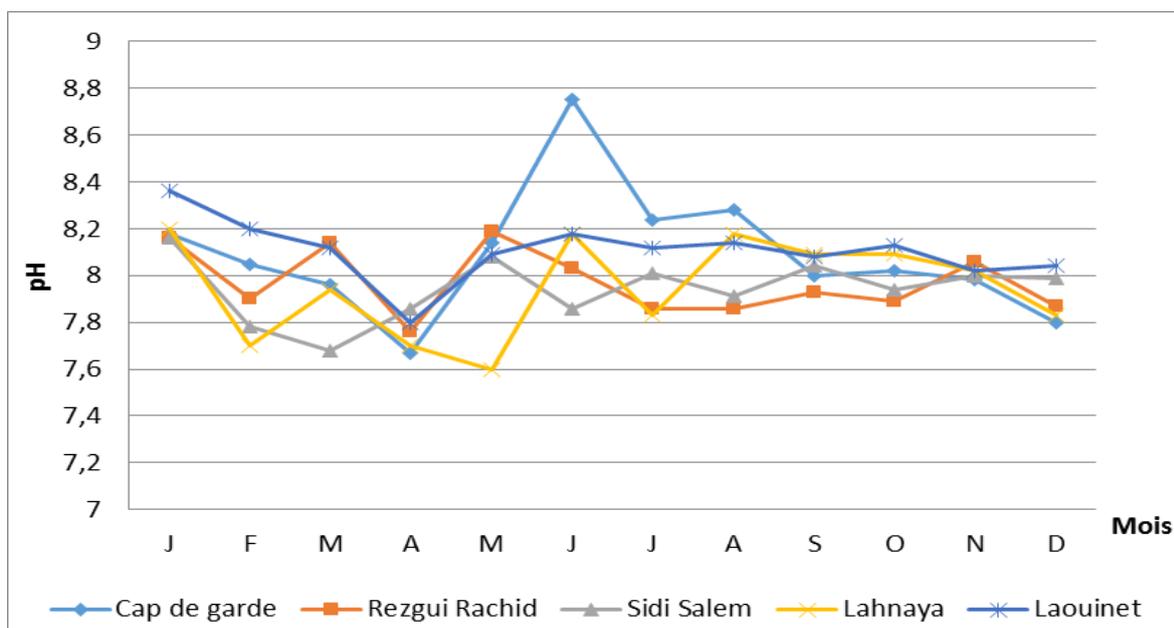


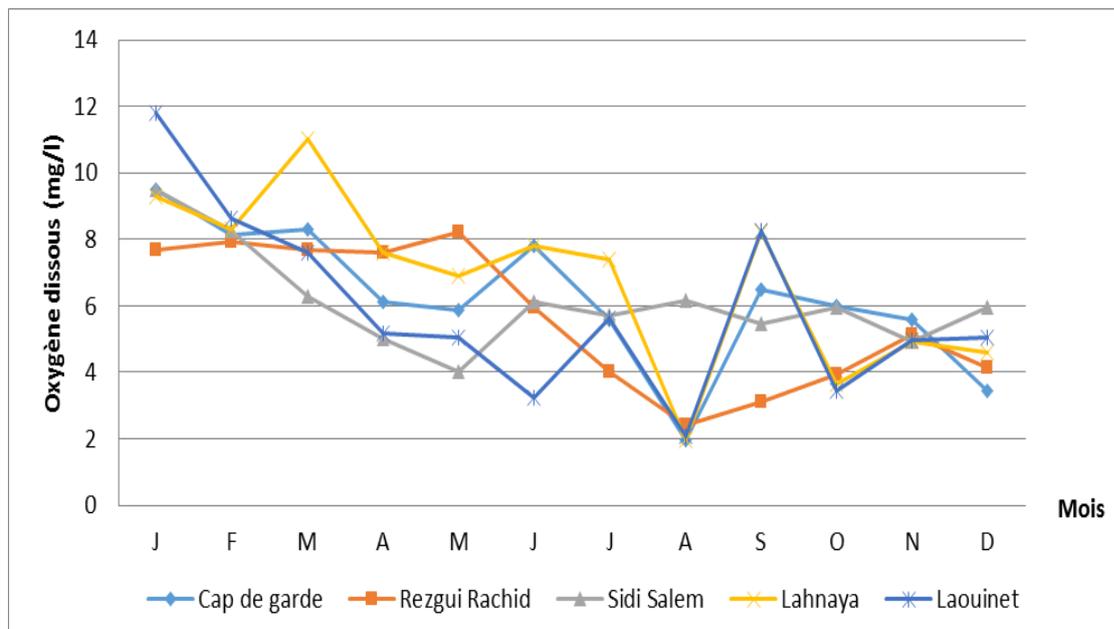
Figure 30 : Variations spatiotemporelles du pH de l'eau du littoral.

### 3.1.4- L'oxygène dissous de l'eau :

Les teneurs en oxygène dissous montrent des fluctuations en fonction des saisons et des sites.

Elles sont relativement élevées en hiver où elles varient entre 6 et 12 mg/l et basses en été et en automne (comprises entre 1 et 6 mg/l).

Selon le site, les teneurs en oxygène dissous montrent une variabilité dans leurs fluctuations illustrées par une baisse progressive de janvier à mai à Sidi Salem et Laouinet ou bien par leur maintien élevée de janvier à mars puis une phase de baisse progressive survient d'avril à août au Cap de Garde, Rezgui Rachid et Lahnaya (fig.31).

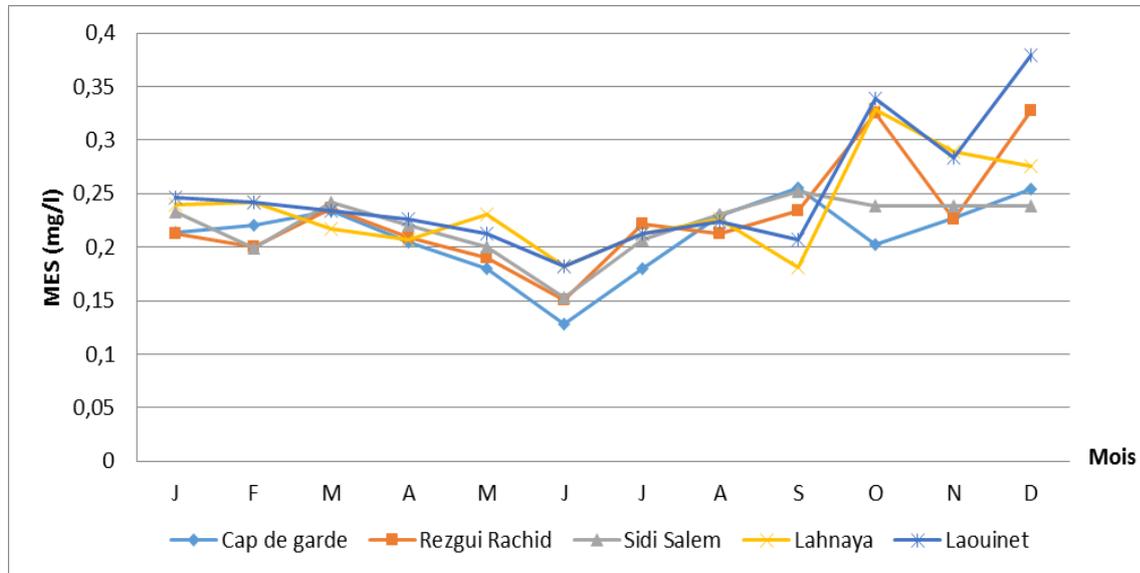


**Figure 31 :** Variations spatiotemporelles des teneurs en oxygène dissous de l'eau du littoral.

### 3.1.5- Les matières en suspension :

Les teneurs en matières en suspension sont le plus souvent comprises entre 0,15 et 0,25 mg/l. La teneur minimale (0,12 mg/l) est relevée en juin au Cap de Garde et la maximale (0,37 mg/l) en décembre à Laouinet.

Les valeurs les plus élevées sont généralement notées en période automnale. Par ailleurs, c'est en juin que la teneur en MES atteint sa valeur minimale dans pratiquement l'ensemble des sites (Fig.32).



**Figure 32 :** Variations spatiotemporelles des teneurs des matières en suspension dans l'eau du littoral

### 3.2- Distribution des BICF dans l'eau de mer :

#### 3.2.1- Teneurs en Coliformes totaux de l'eau :

Le dénombrement des Coliformes totaux montre que leur teneur varie d'un site à l'autre et d'un mois à l'autre.

Nous notons, des valeurs en Coliformes totaux, inférieures aux valeurs guides (500 germes/100ml selon le décret exécutif n° 93-164 du 10/07/1993 JORA n° 46), au Cap de Garde et Rezgui Rachid, pendant toute la période d'étude.

A Sidi Salem, nous enregistrons des valeurs de l'ordre de 1100 et de 2400 germes/100ml (dépassant largement la valeur guide), au cours des mois de mai, septembre et octobre, à cela s'ajoute des teneurs proches des valeurs guides (93 germes /100ml) en novembre et décembre.

A Lahmaya, nous notons 3 pics de 2400 germes /100ml en avril, mai et juillet et un pic de 1100 germes /100ml en octobre.

Au niveau de Laouinet, les teneurs relevées restent inférieures aux valeurs guides sauf en avril où un pic de 2400germes /100ml est enregistré (fig.33).

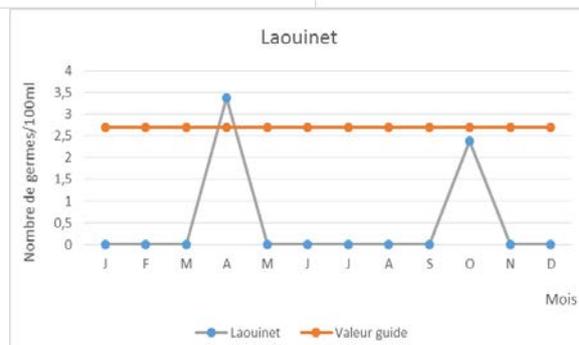
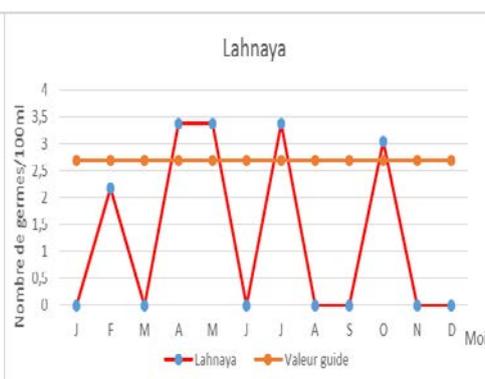
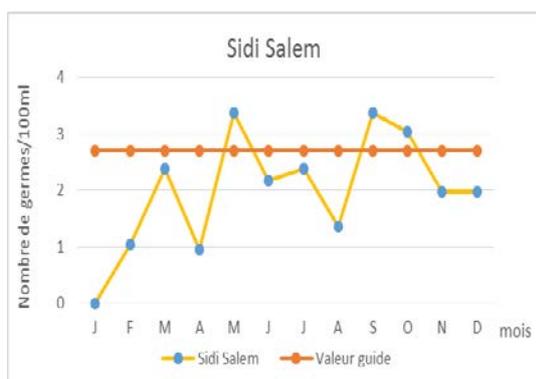
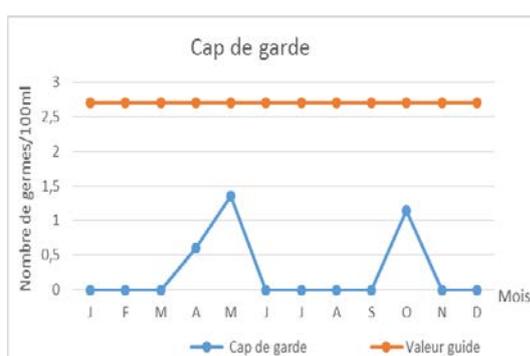
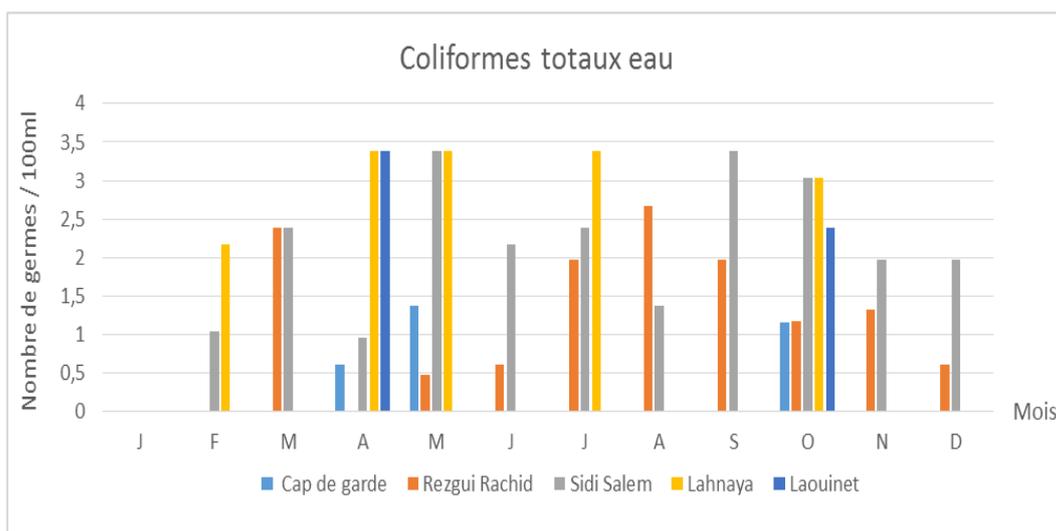


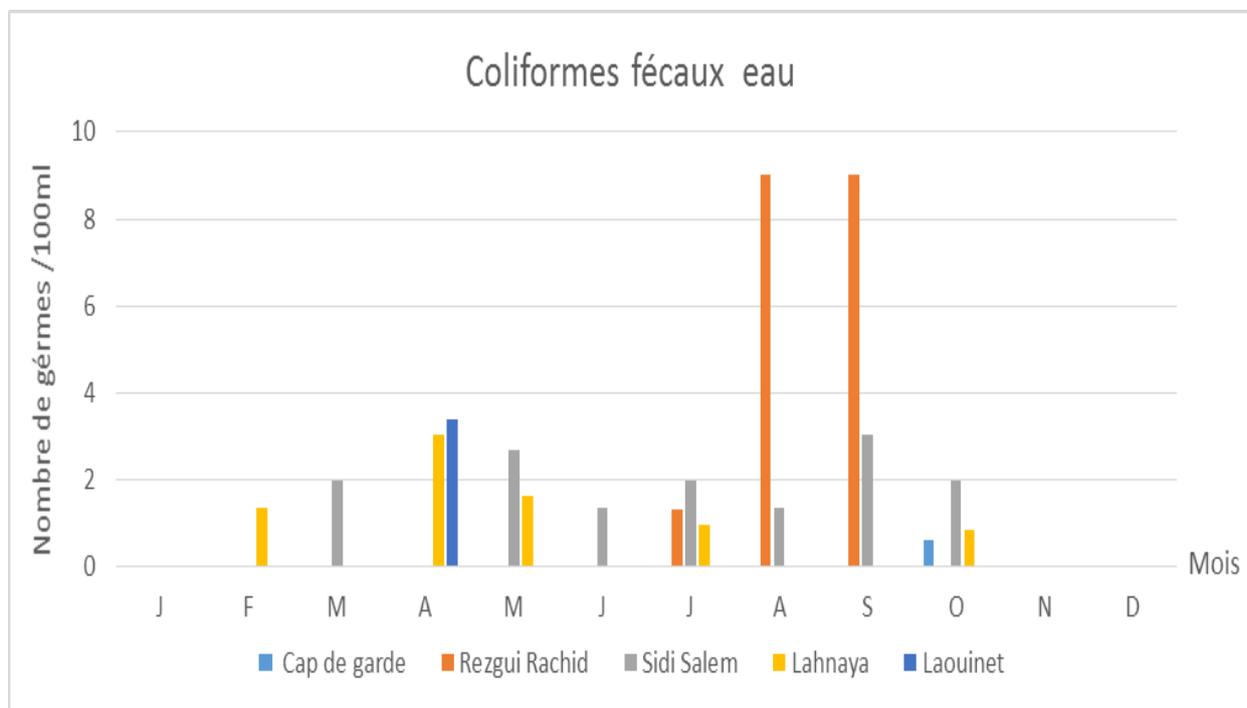
Figure 33 : Variations spatiotemporelles des teneurs en Coliformes totaux de l'eau du littoral.

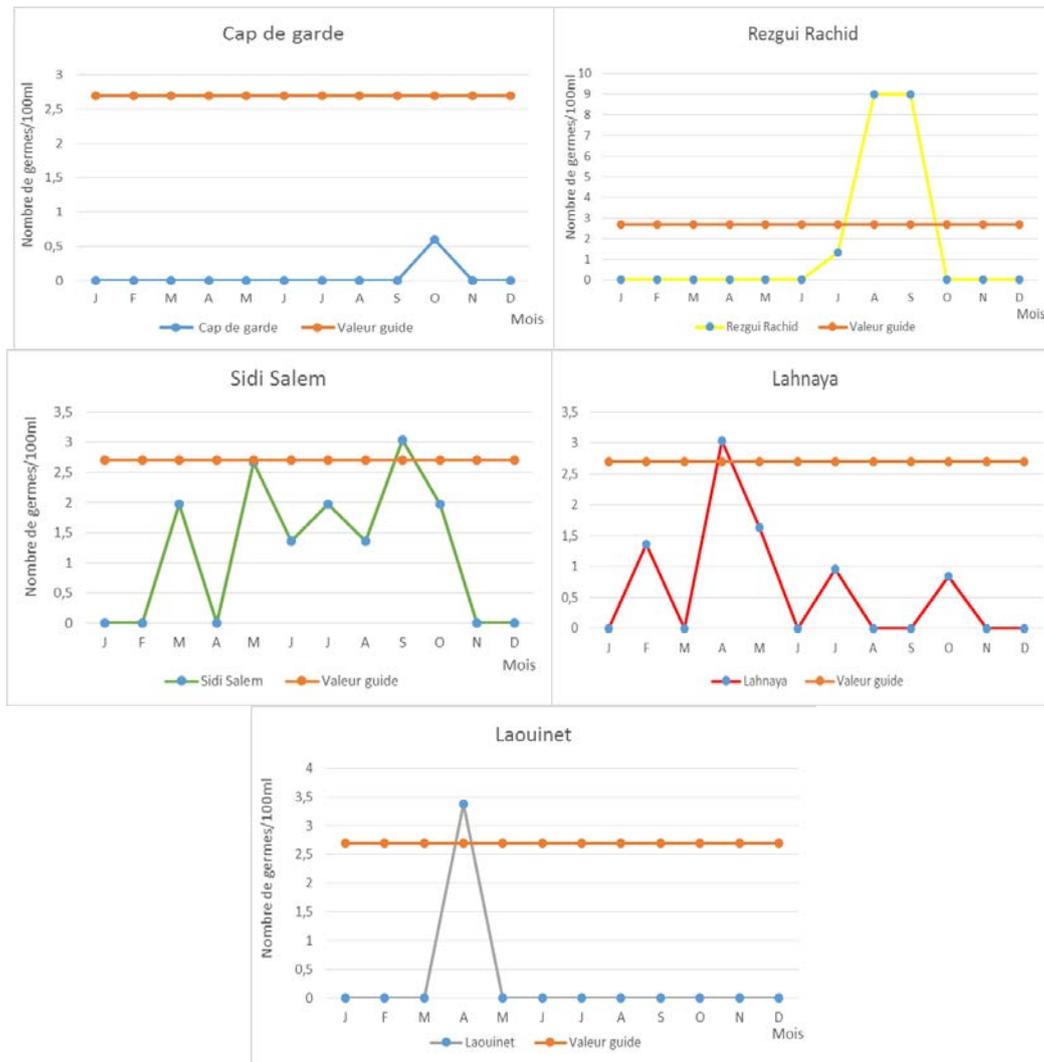
### 3.2.2- Teneurs en Coliformes thermotolérants (*Escherichia coli*) de l'eau :

Les concentrations en Coliformes thermotolérants (*E.coli*), enregistrées au niveau du Cap de Garde et Rezgui Rachid ne dépassent pas 21 germes/100ml et sont de ce fait inférieures aux valeurs guides fixées à 100germes/100ml (décret exécutif n° 93-164 du 10/07/1993 JORA n° 46).

A Sidi Salem, 2 pics de 460 et 2400 Ec/100ml sont relevés respectivement en mai et septembre ; nous notons, par ailleurs, la présence de teneurs proches des valeurs guides (de l'ordre de 93 Ec/100ml) en mars, juillet et octobre.

Au niveau de Lahnaya et Louinet, à l'exception du mois d'avril où des pics de 1100 et de 2400 germes/100ml sont respectivement enregistrés, les teneurs en *E.coli* restent inférieures aux valeurs guides durant le reste de l'année (fig.34).





**Figure 34 :** Variations spatiotemporelles des teneurs en Coliformes thermotolérants (*E. coli*) de l'eau du littoral.

### 3.2.3- Teneurs en Streptocoques totaux de l'eau :

Les concentrations en Streptocoques totaux, varient d'un site à l'autre (fig.35).

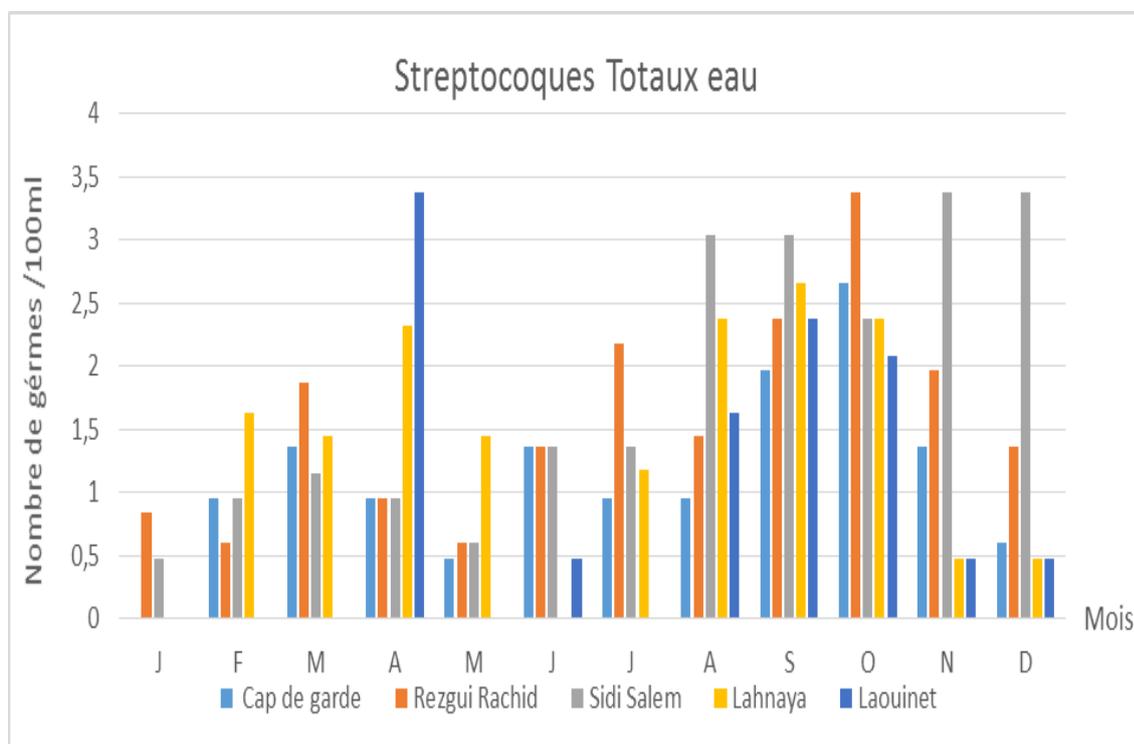
Dans le Cap de Garde, les teneurs en ST sont faibles à l'exception des pics enregistrés en septembre (93germes/100ml) et en octobre (460 germes/100ml).

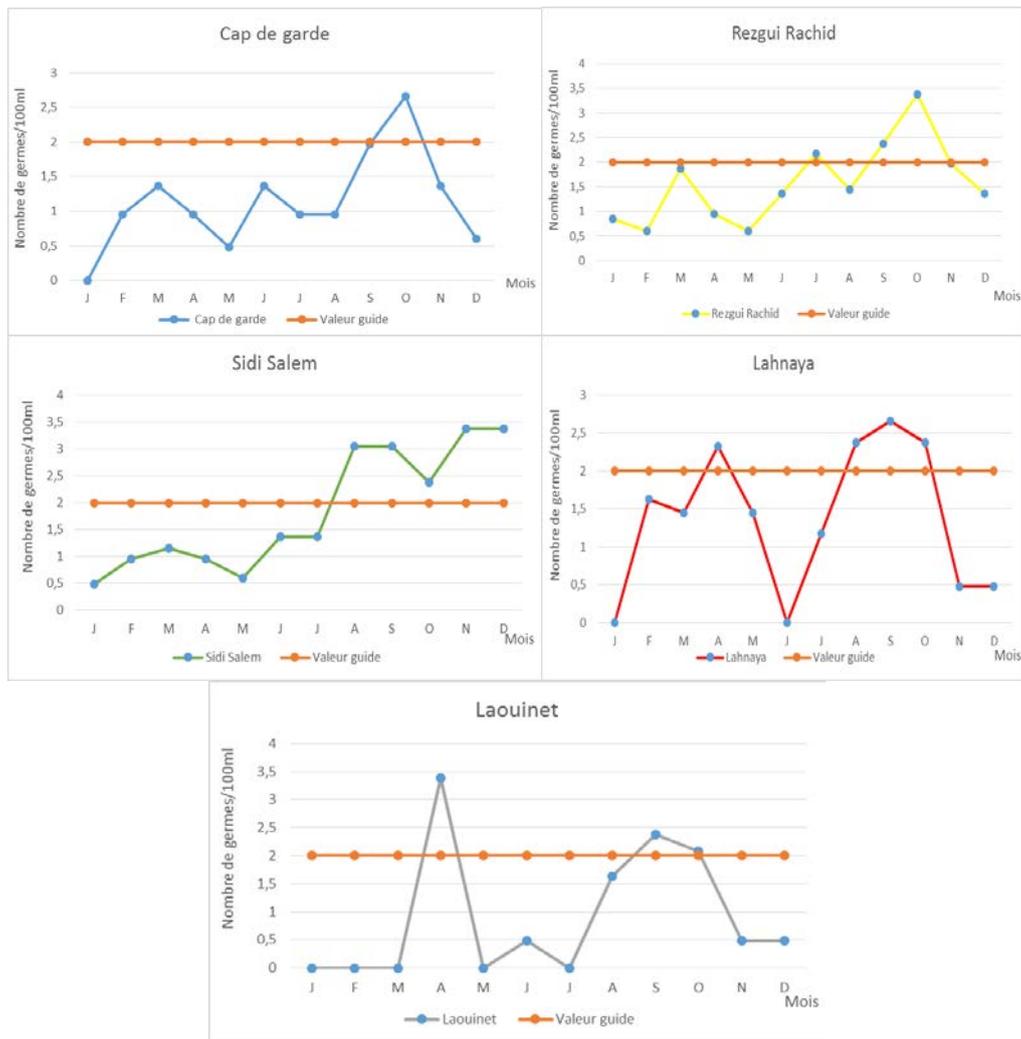
A Rezgui Rachid sont relevés 3 pics de 150 germes/100ml (en juillet), de 240 germes/100ml (en septembre) et 2400 germes/100ml (en octobre) ; nous enregistrons, par ailleurs, des teneurs proches des valeurs guides en mars (75 germes/100ml) et en novembre (93 germes/100ml).

Dans le site de Sidi Salem, c'est à partir de juillet que les teneurs en ST supérieures aux valeurs guides sont enregistrées ; Nous notons, en effet, la présence de 5 pics : deux de l'ordre de 1100 ST/100ml en août et septembre, un de l'ordre 240 ST/100ml en octobre et deux de l'ordre de 2400ST/100ml en novembre et décembre.

Au niveau de Lahnaya, nous notons des teneurs en Streptocoques totaux supérieures aux valeurs guides en avril (210 germes/100ml), en août et octobre (240 germes/100ml) et en septembre (460 germes/100ml).

A Laouinet, des concentrations supérieures aux valeurs guides sont observées, en avril (2400 germes/100ml), en septembre (240 germes/100ml) et en octobre (120 germes/100ml).





**Figure 35 :** Variations spatiotemporelles des teneurs en Streptocoques totaux de l'eau du littoral.

### 3.2.4- Teneurs en Streptocoques fécaux de l'eau :

Dans le Cap de Garde, les teneurs en Streptocoques fécaux sont bien inférieures aux valeurs guides fixées à 100 germes /100ml selon le décret exécutif n° 93-164 du 10/07/1993 JORA n° 46.

Au niveau de Rezgui Rachid, les teneurs en Streptocoques fécaux montrent un pic de 2400 SF/100ml en octobre et des teneurs proches des valeurs guides en septembre et en novembre.

A Sidi Salem, nous enregistrons 3 pics, un de 93 SF/100ml (proche des valeurs guides) en août et deux de 210 SF/100ml en novembre et décembre.

A Lahnaya et Laouinet, les teneurs relevées sont, le plus souvent, inférieures aux valeurs guides, sauf durant le mois d'avril où des teneurs de 210 et 460 germes /100ml sont notées respectivement (fig.36).

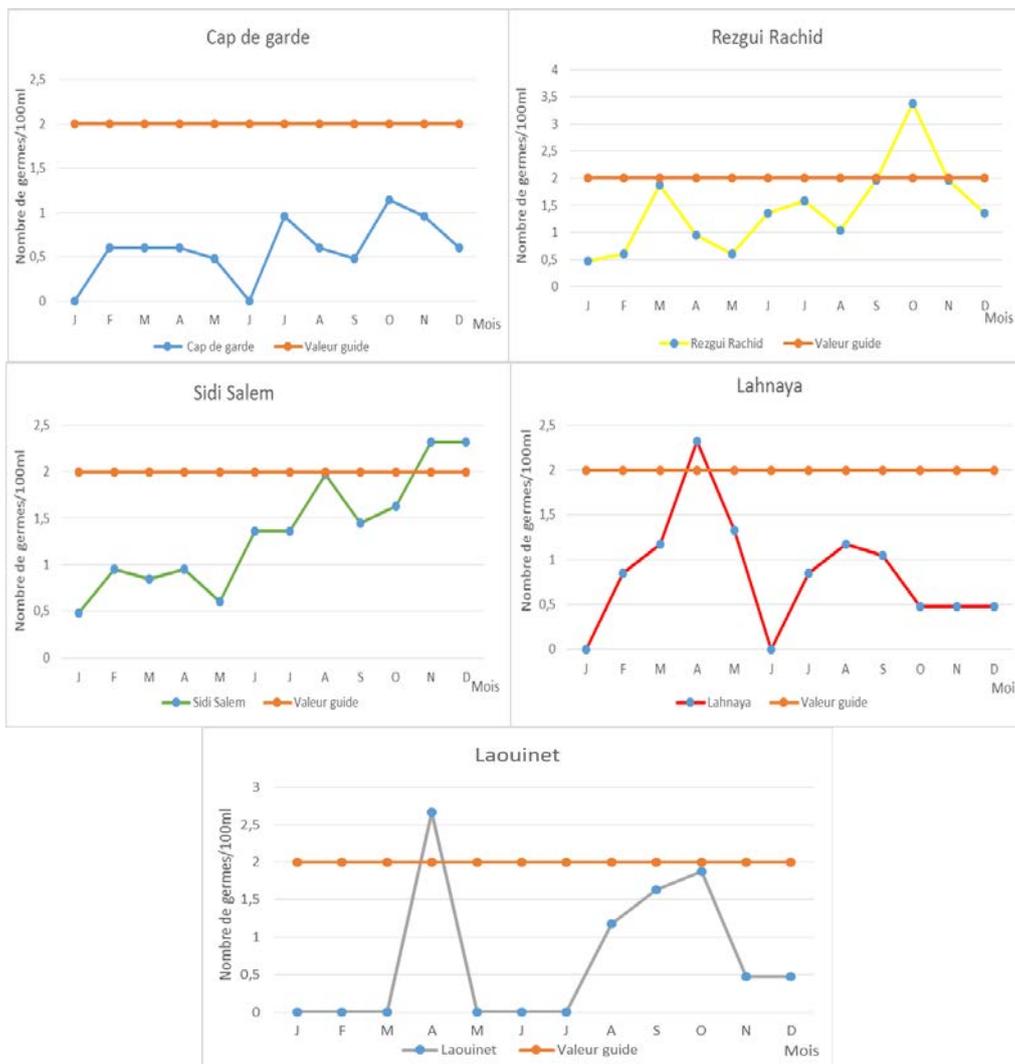
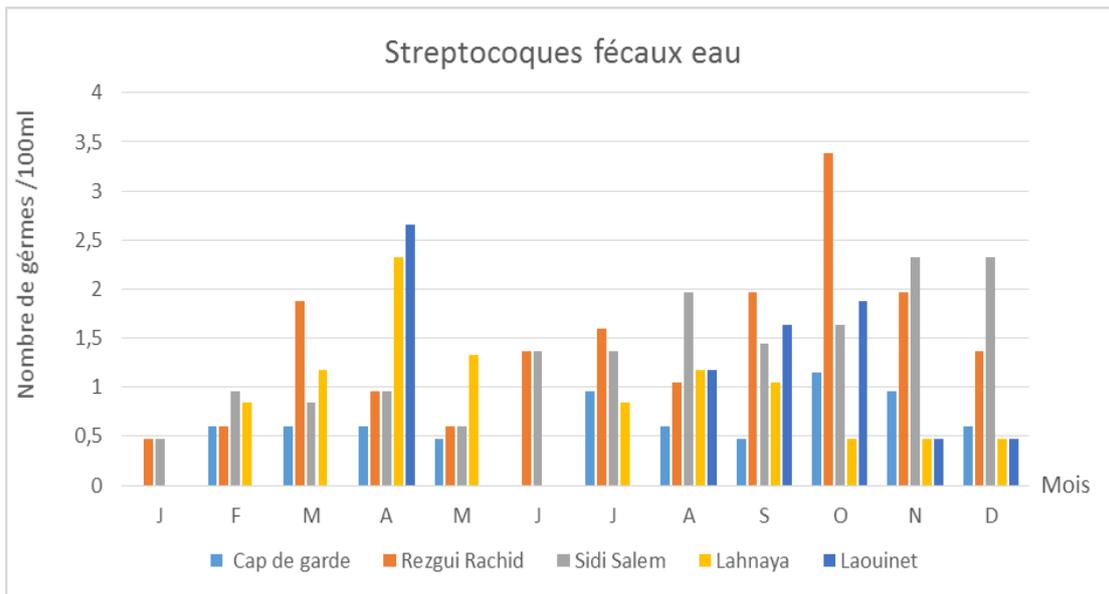


Figure 36 : Variations spatiotemporelles des teneurs en Streptocoques fécaux de l'eau du littoral.

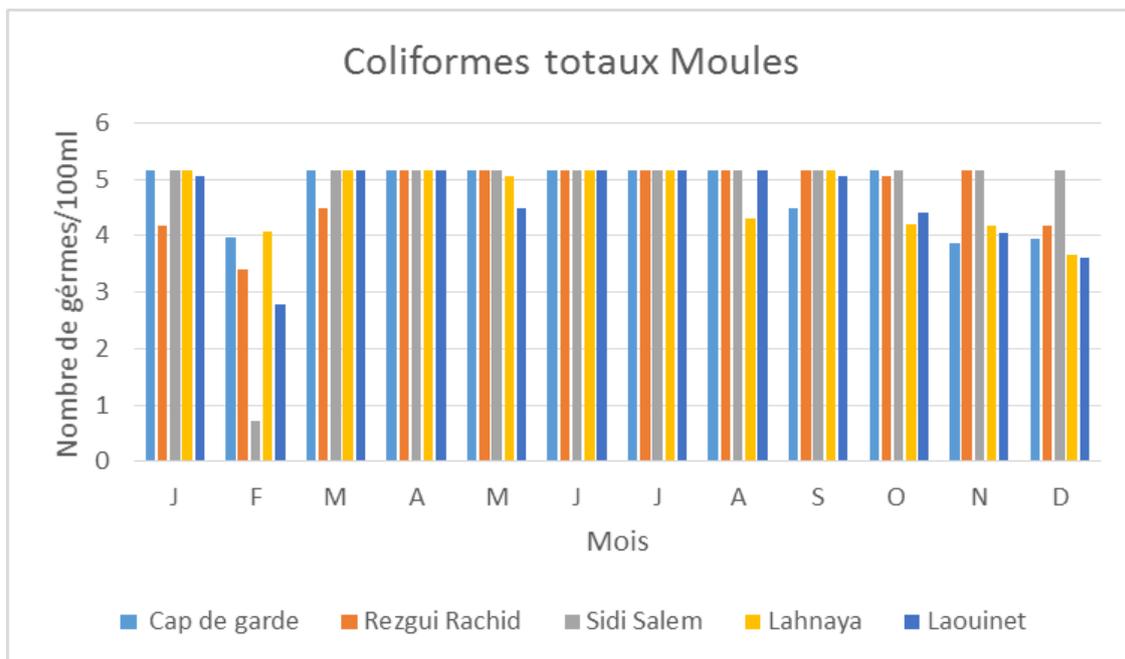
### 3.3- Distribution des BICF chez la moule *Perna perna* :

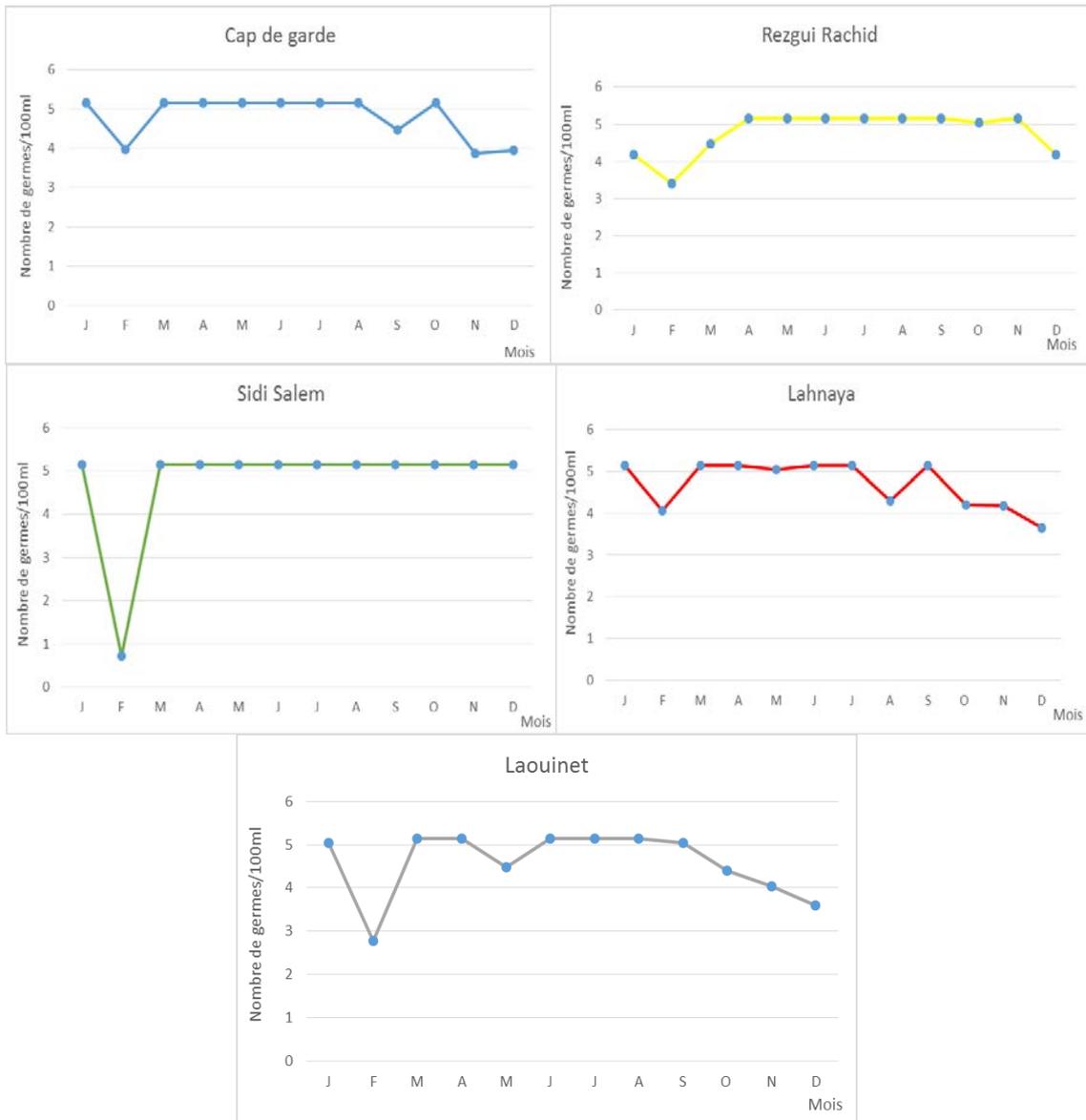
#### 3.3.1-Teneurs des Coliformes totaux chez la moule :

Les moules prélevées dans l'ensemble des sites hébergent, durant toute l'année, des coliformes totaux à des teneurs dépassant largement les valeurs guides fixées à 1000 germes/100ml de broyat selon la directive européenne du 8 décembre 1975, reprise par le décret exécutif n° 91-980 du 20 septembre 1991(fig.37).

Des teneurs de 140000 CT/ 100ml de broyat sont, toutefois, enregistrées 11 mois de l'année à Sidi Salem, 8 mois au Cap de Garde, 7 mois à Rezgui Rachid, 6 mois à Lahnaya et 5 mois à Laouinet.

Par ailleurs, des valeurs considérées comme relativement basses sont enregistrées en février (dans l'ensemble des sites) et en décembre (dans 4 sites sur 5).





**Figure 37 :** Variations spatiotemporelles des teneurs en Coliformes totaux relevées chez *P. perna*.

### 3.3.2-Teneurs des Coliformes thermotolérants (*Escherichia coli*) chez la moule :

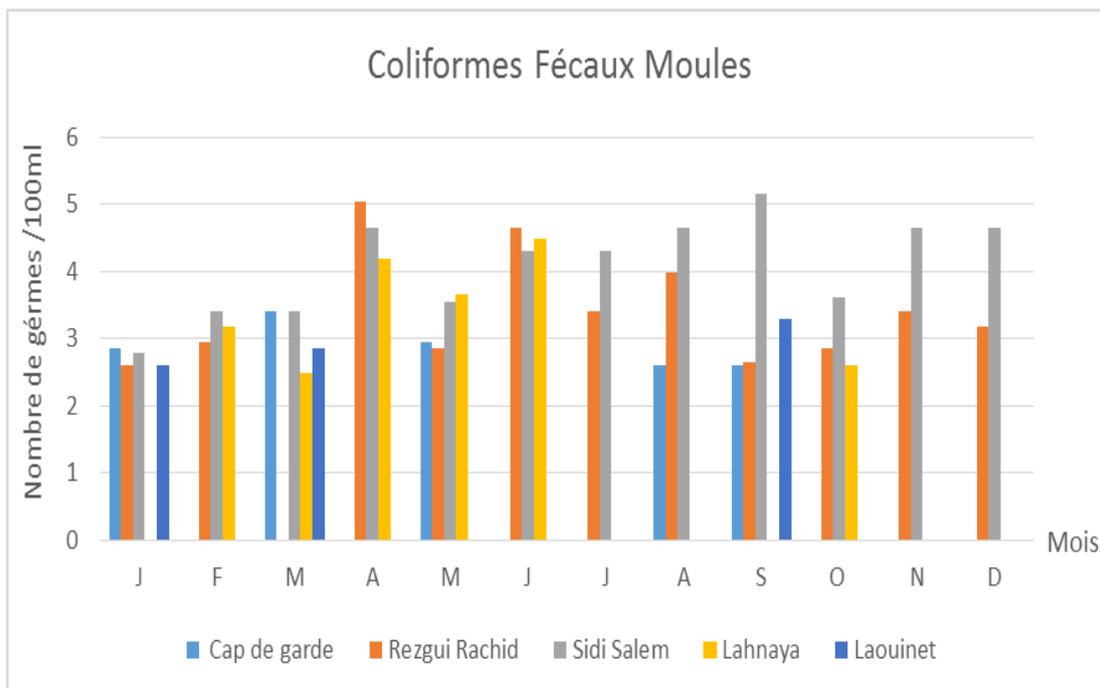
Les moules du Cap de Garde hébergent des Coliformes thermotolérants, pendant 5 mois sur 12, à des teneurs variant de 400 et 2500 germes/100ml de broyat ; ces concentrations dépassent les valeurs guides fixées à 230 germes/100ml de broyat selon l'arrêté européen du 23 mars 1993.

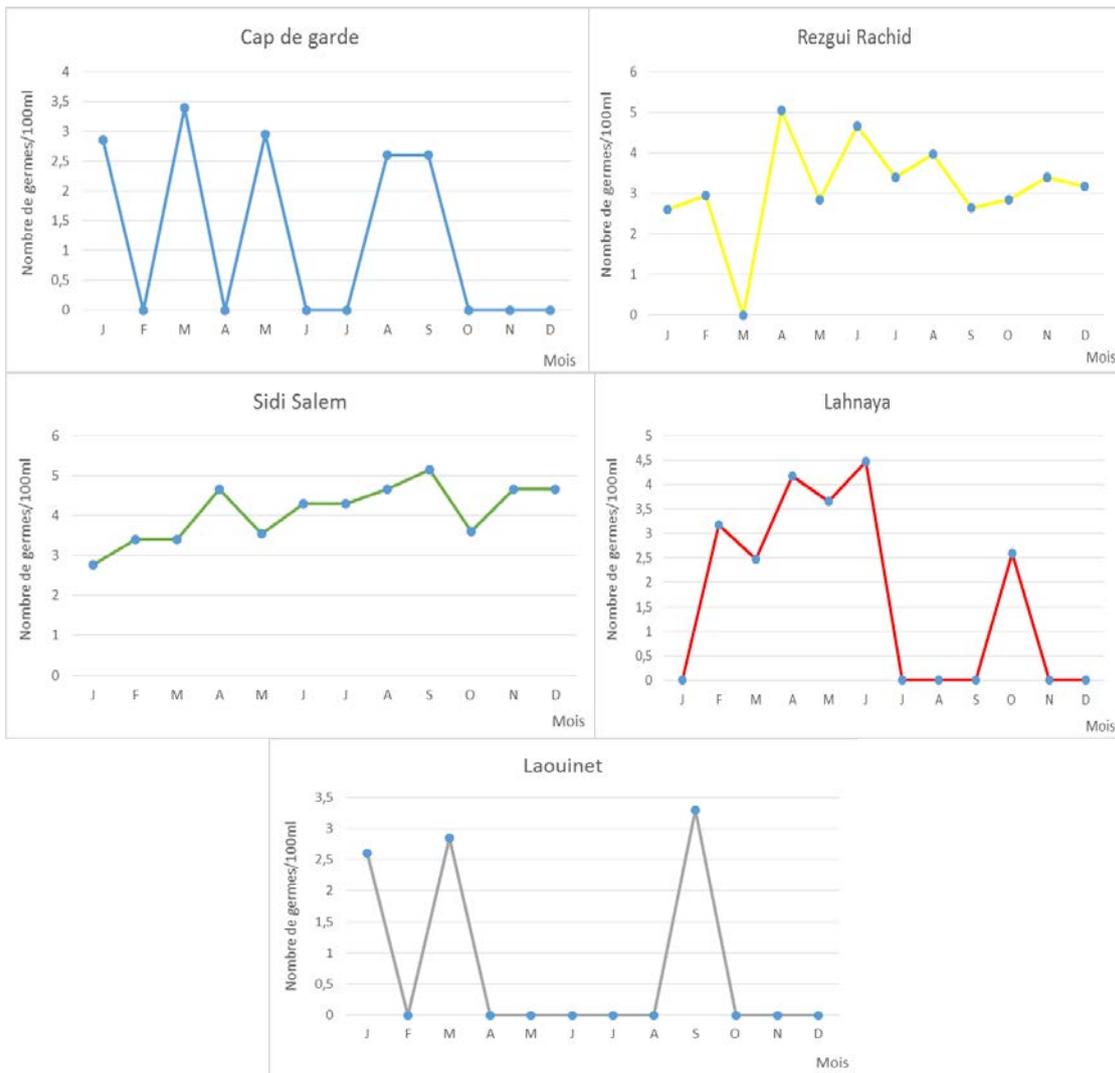
Au niveau de Rezgui Rachid, les moules montrent des teneurs en *E.coli* proches ou supérieures aux valeurs guides, tout au long de l'année, sauf en mars où aucun germe n'est décelé.

A Sidi Salem, les moules abritent les coliformes thermotolérants durant toute l'année et à des taux supérieures aux valeurs guides ; des pics de 20000 à 140000 Ec/100ml sont, en effet, relevés de juin à décembre.

La contamination des moules de Lahnaya est assez marquée de février à juin ; cette période s'illustre par la présence de pics variant de 300 à 30 000 Ec/100ml de broyat.

A Laouinet la contamination des moules par *E.coli*, se limite aux mois de janvier, mars et septembre où il est relevé respectivement 400, 700 et 2000 Ec/100ml de broyat (fig.38).





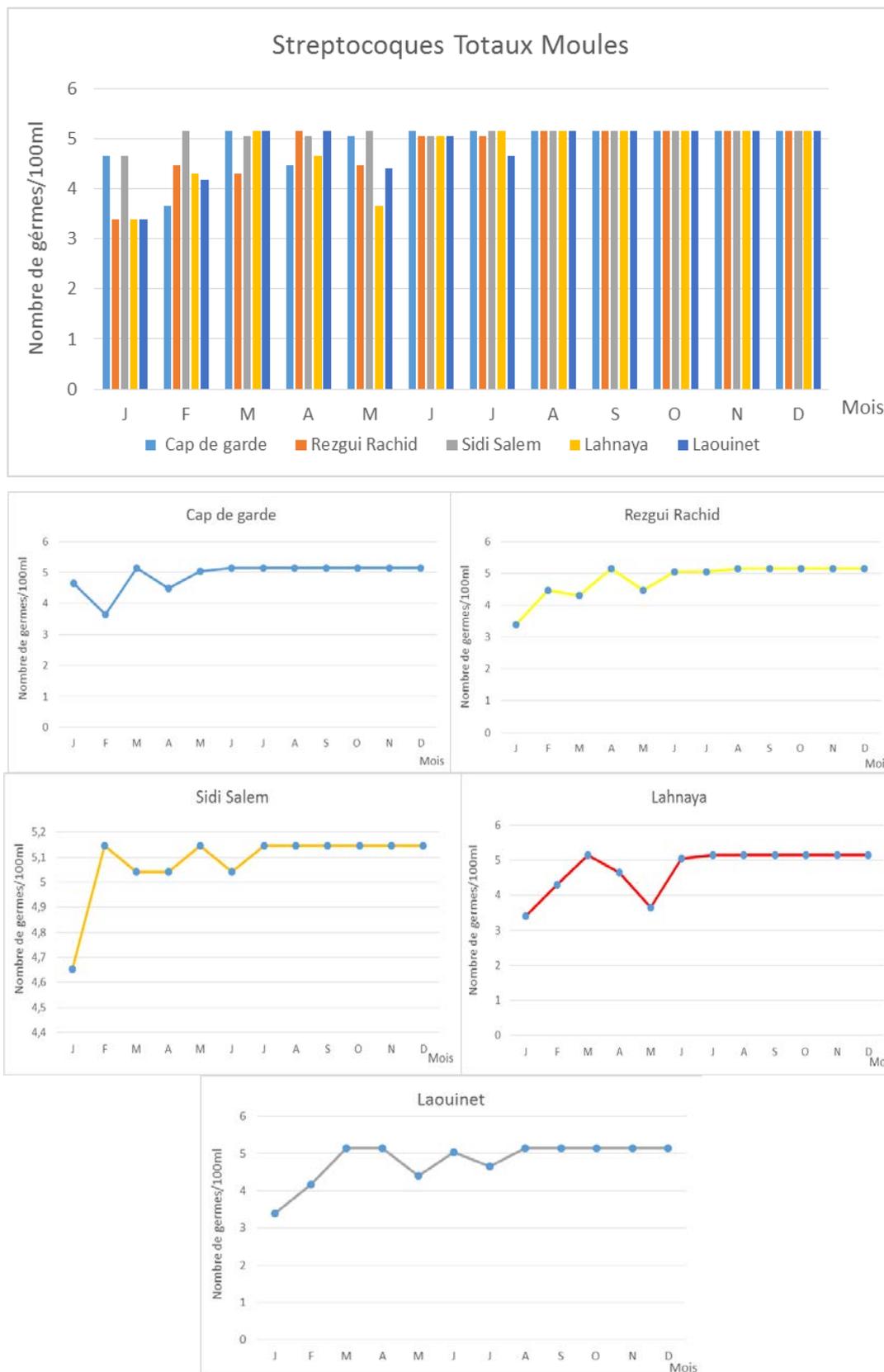
**Figure 38 :** Variations spatiotemporelles des teneurs en Coliformes thermotolérants (*E. coli*) relevées chez *P. perna*.

### 3.3.3- Teneurs des Streptocoques totaux chez la moule :

Les moules provenant de l'ensemble des sites, montrent une forte contamination par les Streptocoques totaux (fig.39) ; les concentrations relevées dépassent largement la valeur guide admise fixée par arrêté européen du 23 mars 1993.

Des teneurs, le plus souvent proche de 140000 ST/100 ml de broyat, sont fréquemment rencontrées en période estivale et automnale dans l'ensemble des sites.

Par ailleurs, nous relevons des teneurs relativement basses en janvier dans pratiquement, l'ensemble des sites.



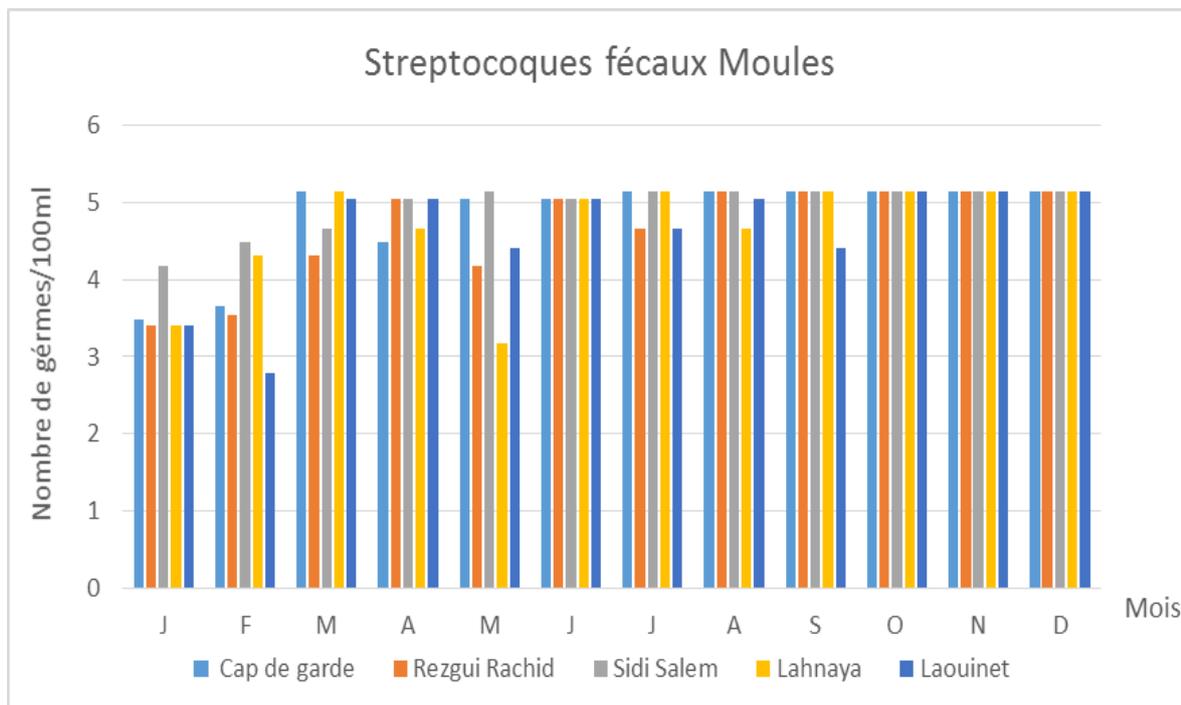
**Figure 39 :** Variations spatiotemporelles des teneurs en Streptocoques totaux relevées chez *P. perna*.

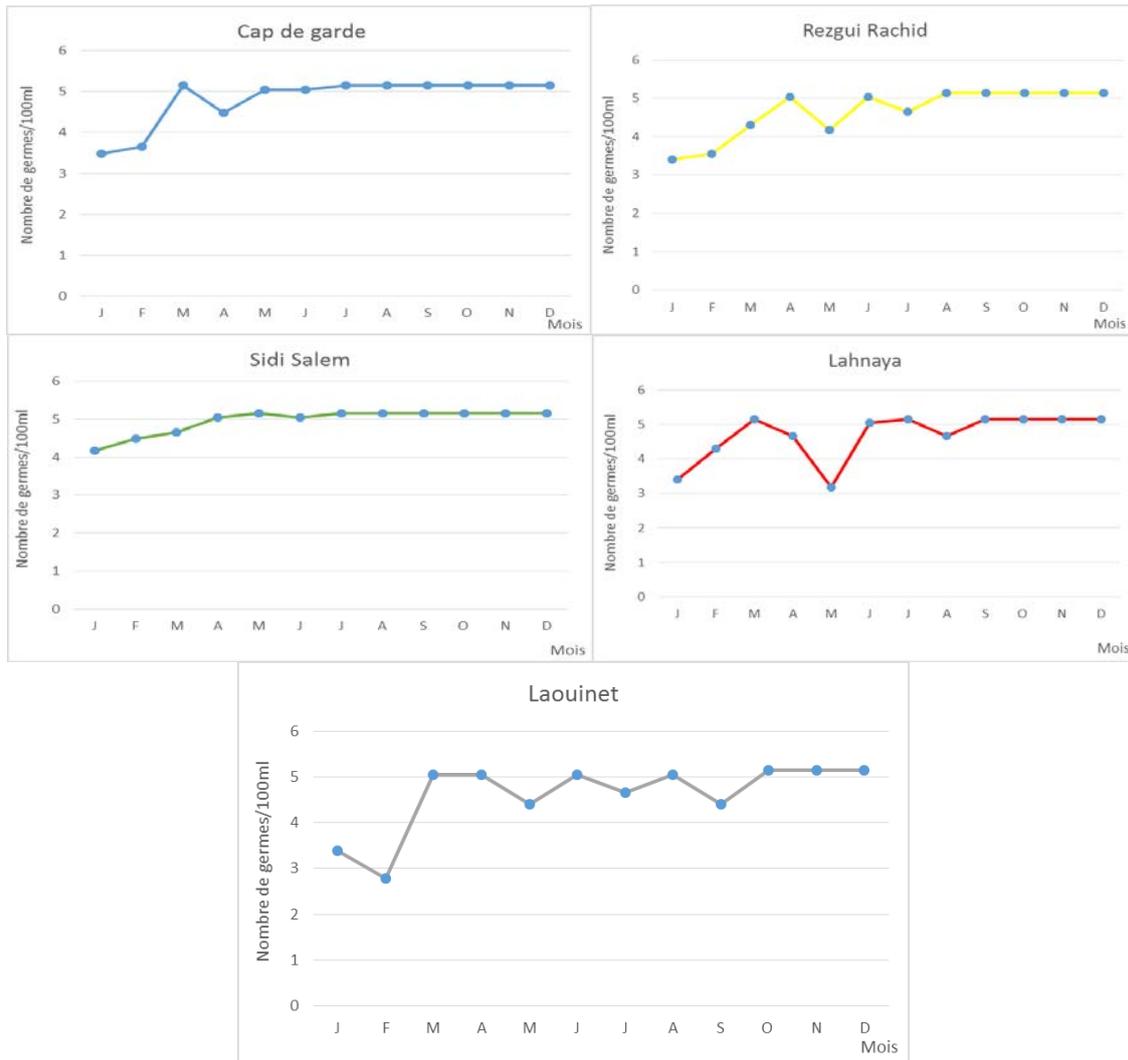
### 3.3.4- Teneurs des Streptocoques fécaux chez la moule :

Les moules de l'ensemble des sites, présentent une forte contamination par les Streptocoques fécaux.

Les teneurs relevées, varient de 2500 à 140 000 germes / 100ml de broyat durant pratiquement toute l'année.

Des valeurs relativement basses, inférieures aux valeurs guides fixées à  $2,5 \cdot 10^3$  germes /100ml de broyat (selon arrêté européen du 23 mars 1993), sont enregistrées en février (600 germes/100 ml de broyat) et mai (1500 germes/100 ml de broyat), respectivement à Laouinet et Lahnaya (fig.40).





**Figure 40 :** Variations spatiotemporelles des teneurs en Streptocoques fécaux relevées chez *P. perna*.

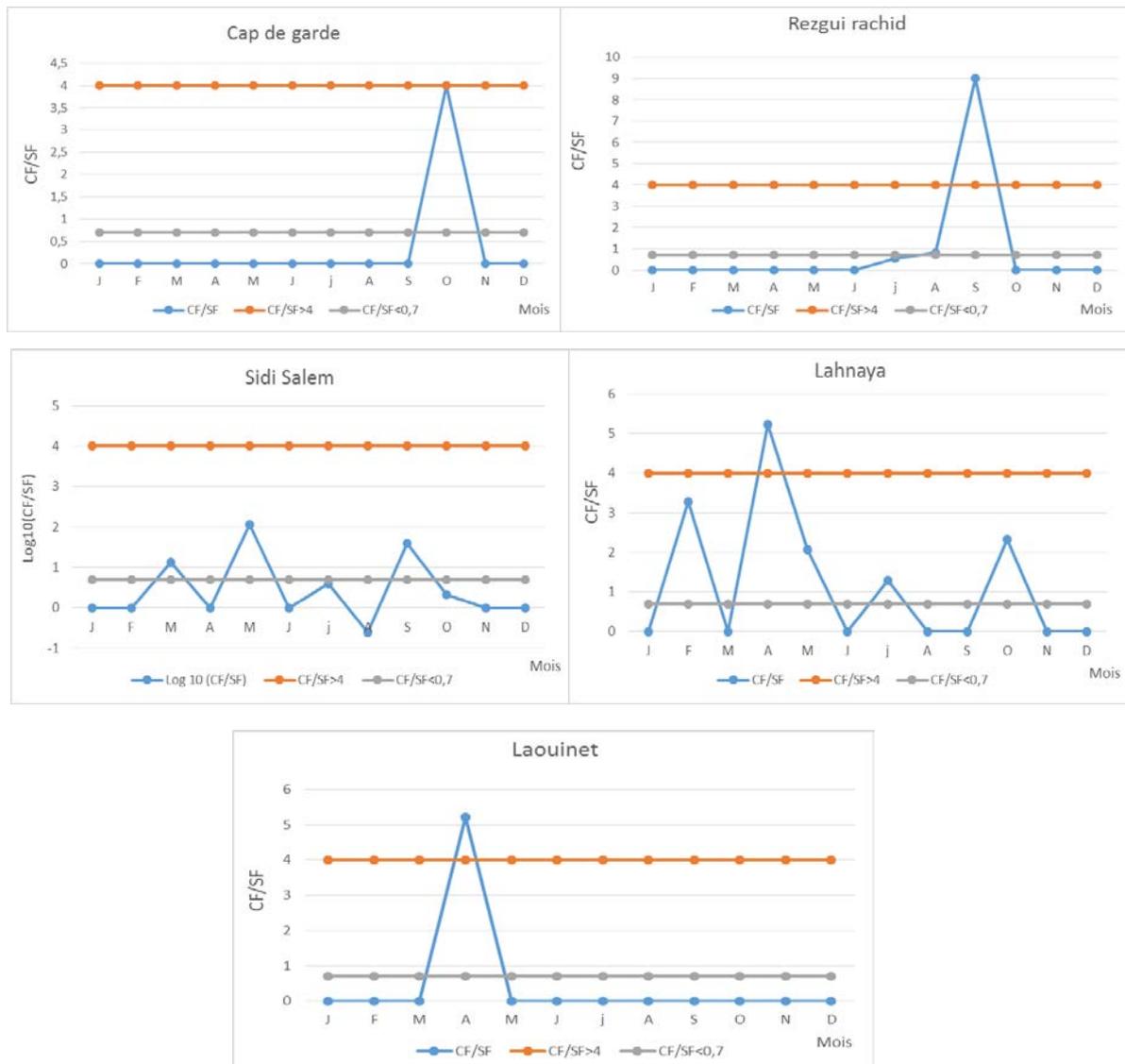
### 3.4- Détermination de la source probable de la contamination :

Le calcul du rapport, Coliformes fécaux/Streptocoques fécaux (CF/SF) de l'eau, fait apparaitre l'existence :

- ✓ de contamination d'origine animale dans l'eau du Cap de Garde durant toute l'année d'étude.
- ✓ de contamination d'origine animale fréquente dans les eaux de Rezgui Rachid et Laouinet ; ces sites subissent aussi des contaminations d'origine mixte en août et humaine en avril.

✓ de contamination d'origine humaine de l'eau de Sidi Salem en mars, mai, juillet et septembre ; ce site montre aussi une contamination d'origine mixte en juin et octobre puis animale le reste de l'année.

✓ de contamination d'origine animale de l'eau de Lahnaya (7 mois/12) et mixte (4 mois/12) ; c'est seulement en avril qu'une origine humaine de la contamination serait probable à Lahnaya (Fig. 41).



**Figure 41 :** Variations temporelles de l'origine de la contamination de l'eau.

CF/SF < 0,7=Origine animale. 0,7 < CF/SF < 1=Origine mixte. CF/SF > 4=Origine humaine (selon Bourgeois, 1980).

### 3.5- Distribution des germes pathogènes chez les moules :

Les Résultats des tests présomptifs, destinés à rechercher et à identifier 4 bactéries pathogènes, montrent la présence chez les moules de Staphylocoques, de Salmonelles et Pseudomonas et l'absence de Clostridium (soit 3 germes sur les 4 recherchés) (Tab.10).

La présence des 3 germes chez les moules est notée en avril et octobre à Sidi Salem et en juin à Rezgui Rachid.

La distribution des germes pathogènes recensés varie d'un site à l'autre et d'un mois à l'autre ; nous notons, en effet, que :

✚ **Les staphylocoques** ne sont pas rencontrés dans les moules de l'ensemble des sites en période estivale.

Le plus fort de la contamination des moules par ce germe est observé en janvier et février où respectivement 4 sites/5 et 3sites/5 sont contaminés.

En ce qui concerne les sites, ce germe est présent de décembre à mars et en juin à Rezgui Rachid, de mars à juin et en octobre à Sidi Salem. Les moules de Lahnaya hébergent ce germe en janvier, février et en novembre.

✚ **Les Salmonelles** contaminent surtout les moules de Sidi Salem où leur présence est notée de février à avril, de septembre à octobre et en décembre (6 mois/12) et de Rezgui Rachid qui les hébergent pendant 4mois/12 (mars, juin, septembre et décembre) ; c'est en revanche, en septembre et en décembre que 3 sites/5 sont contaminés (S1, S2 et S3).

✚ **Pseudomonas** est présent dans les moules de l'ensemble des sites selon l'ordre décroissant suivant : Sidi Salem (6 mois), Rezgui Rachid, Lahnaya et Laouinet (5mois), Cap de Garde (4 mois).

Ce germe n'est pas rencontré dans les échantillons de moules de décembre et janvier ; mais il est présent dans l'ensemble des sites en novembre et dans 3 sites en avril, mai et juin.

**Tableau 10 :** Résultat des tests présomptifs destinés à la recherche et l'identification des bactéries pathogènes chez les bivalves.

Germes	<i>Staphylocoques</i>					<i>Clostridium</i>					<i>Salmonelles</i>					<i>Pseudomonas</i>				
	S 1	S 2	S 3	S 4	S 5	S 1	S 2	S 3	S 4	S 5	S 1	S 2	S 3	S 4	S 5	S 1	S 2	S 3	S 4	S 5
Janvier	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Février	-	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-
Mars	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	+	+
Avril	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	+	+
Mai	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	-
Juin	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-	+
Juillet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-
Août	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	+	-	-
Septembre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	+	+
Octobre	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	+	-	-
Novembre	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+
Décembre	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-

(-) : Absence de bactéries ; (+) : Présence de bactéries

La confirmation nécessite l'utilisation de réactifs et autres milieux spécifiques par l'emploi de galeries biochimiques classiques (Kligler, TSI, source de lumière de Wood ...etc) ou galerie API.

L'application des tests confirmatifs nous a permis de mettre en évidence la présence des *Citrobacter frundi*, des *Enterobacter* et des *Proteus vulgaris*.

Les bactéries du genre *Salmonella*, *Pseudomonas*, et *Clostridium*, semblent être absentes dans les moules de l'ensemble des sites.

Quant aux *Staphylocoques*, la confirmation de leur présence n'a pas pu être effectuée en raison de l'absence de réactifs spécifiques aux tests confirmatifs (coagulase, DNase).

### 3.6- Résultats de l'analyse statistique :

Pour faciliter l'étude statistique et le déroulement des tests, nous avons procédé à une conversion des données brutes (les moyennes des contaminants) en valeurs logarithmiques via le test de rapprochement, ce dernier fait appel à l'équation suivante :  $\log x + 1$  ( $x$  = moyenne des contaminants).

#### 3.6.1- Modèle linéaire généralisé (GLM) :

##### ➤ Eaux.

Le modèle linéaire généralisé, révèle l'existence d'une variation dans la distribution des contaminants entre les eaux des différents sites.

##### ✚ Coliformes totaux et fécaux dans l'eau :

Nous notons une différence significative entre les sites dans la distribution des Coliformes totaux ( $P = 0,032^*$ ), alors que la différence est non significative dans la distribution d'*E. coli* ( $P=0,110^{ns}$ ).

Il ressort de cette analyse que les paramètres physico-chimiques, ont un impact différent sur l'évolution de la contamination. Ceci est révélé, d'une part par un coefficient de régression différent et d'autre part par un coefficient de détermination significatif :

✓ ainsi seul le pH présente une corrélation très hautement significative avec la fréquence de la distribution des Coliformes totaux ( $P= 0,009^{**}$ ) et hautement significative avec *E. coli* ( $P=0,003^{**}$ ).

##### ✚ Streptocoques totaux et fécaux dans l'eau :

- La différence entre les sites est non significative dans la distribution des Streptocoques totaux ( $P = 0,231^{ns}$ ) mais est significative dans la distribution des Streptocoques fécaux ( $P = 0,037^*$ ).

✓ Quant aux paramètres physico-chimiques, le pH présente une corrélation hautement significative ( $P = 0,04^{**}$ ) avec la fréquence de distribution des Streptocoques fécaux mais cette corrélation est non significative ( $P = 0,063^{ns}$ ) avec la fréquence de distribution des Streptocoques totaux.

✓ Il existe également une corrélation significative avec la salinité ( $P = 0,041^*$ ).

➤ **Moules :**

Le modèle linéaire généralisé, révèle l'existence d'une variation dans la distribution des contaminants chez les moules des différents sites.

✚ **Coliformes totaux et fécaux dans les moules:**

- L'analyse fait apparaître l'existence d'une différence très hautement significative entre les sites dans la distribution d'*E.coli* ( $P < 0,001$ ) ; mais en ce qui concerne les coliformes totaux la différence entre sites est non significative ( $P = 0,685^{ns}$ ).

- ✓ La température, la salinité et l'oxygène dissous présente une corrélation significative avec la fréquence de la distribution d'*E.coli* dans les différents sites ;

- ✓ mais en revanche, seule la température présente une corrélation très hautement significative avec la fréquence de distribution des Coliformes totaux ( $P = 0,001^{***}$ ).

✚ **Les streptocoques totaux et fécaux :**

- La différence de distribution des Streptocoques totaux et fécaux d'un site à l'autre est non significative.

- ✓ En ce qui concerne les paramètres physico-chimiques, nous notons :

- La présence d'une corrélation significative de l'oxygène dissous avec la fréquence de distribution des Streptocoques totaux ( $P = 0,022^*$ ) ;

- La présence d'une corrélation hautement significative de l'oxygène dissous avec la fréquence de distribution des Streptocoques fécaux ( $P = 0,008^{**}$ ) dans les sites.

- L'absence de corrélation significative de la température avec la distribution des streptocoques fécaux ( $P = 0,093^{ns}$ ).

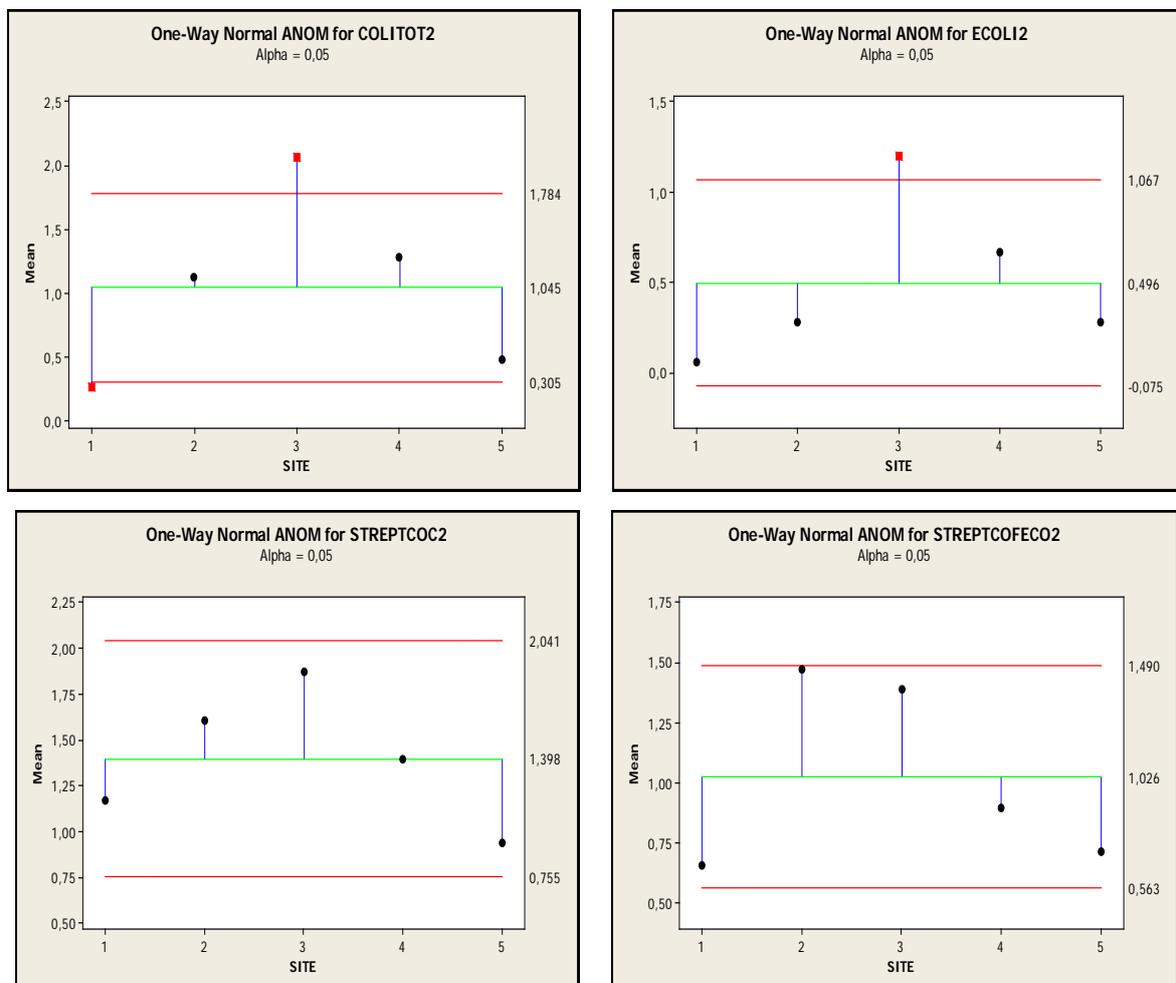
### 3.6.2- Test de l'analyse des moyennes.

➤ **Eaux.**

Les résultats obtenus après application du test de l'analyse des moyennes, montrent que les eaux des sites Sidi Salem et Rezgui Rachid sont les plus pollués :

✓ Du fait de la forte concentration des coliformes totaux et *E. coli* observée à Sidi Salem ; ceci est illustré par la Fig.43, qui montre que la concentration des CT et *E. coli* dépasse la limite de l'intervalle de confiance supérieure.

✓ Du fait qu'à Rezgui Rachid (Fig.42) il est noté une importante concentration des Streptocoques fécaux ; cette concentration se rapproche de la limite de l'intervalle de confiance supérieure.



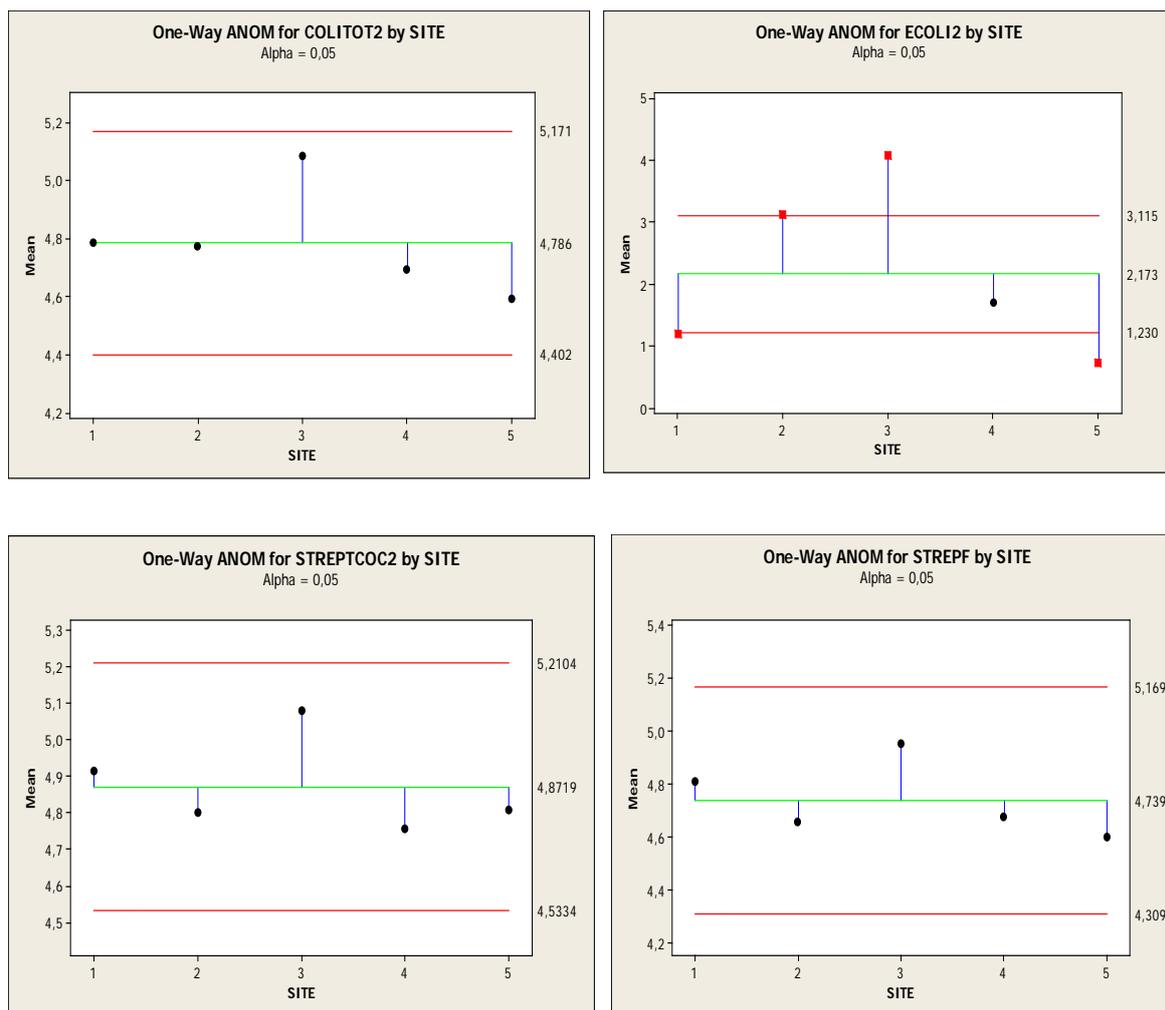
**Figure 42 :** Calcul de l'intervalle de confiance des Coliformes et des Streptocoques de l'eau.

(Haut à gauche : coliformes Totaux ; Haut à droite : *E.coli* ; Bas à gauche : streptocoques totaux ; Bas à droite : streptocoques fécaux)

➤ **Moules**

Les résultats du test de l'analyse des moyennes, montrent clairement que les moules provenant de :

- ✓ Sidi Salem sont les plus contaminées, du fait de la forte concentration des contaminants qui se rapprochent (CT) ou dépassent (*E. coli*) la limite de l'intervalle de confiance supérieure (Fig.44).
- ✓ Les moules de Rezgui Rachid sont aussi contaminées du fait que la concentration d'*E.coli* dépasse la limite de l'intervalle de confiance supérieure (fig.43).



**Figure 43 :** Calcul de l'intervalle de confiance des Coliformes et des Streptocoques des moules

(Haut à gauche : coliformes Totaux ; Haut à droite : *E.coli* ; Bas à gauche : streptocoques totaux ; Bas à droite : streptocoques fécaux)

### 3.6.3- Analyse en composantes principales (ACP) :

➤ **Eaux.**

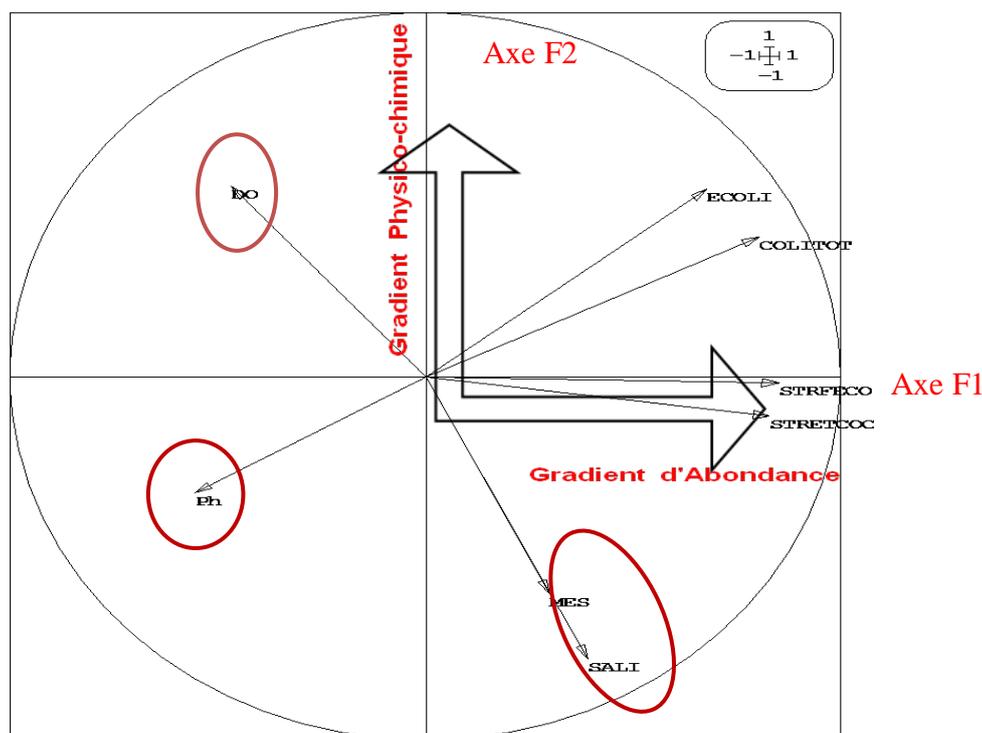
✚ **Plan F1×F2 de l'ACP variable (cercle de corrélation) - Eaux.**

La structure des variables définit sur le plan de l'ACP, exprime l'augmentation de l'abondance des 4 contaminants (CF, *E. coli*, ST et SF) en fonction des covariants du milieu (Température, salinité, oxygène dissous, pH et matières en suspensions).

L'axe F1 exprime une combinaison linéaire des variables représentant l'abondance des contaminants et définit ainsi le premier gradient qui contrôle la dispersion du nuage de point de la matrice d'étude.

L'axe F2 représente une combinaison des variables caractérisant l'aspect physico-chimique et définit ainsi le deuxième gradient expliquant l'inertie du nuage de point de la matrice d'étude.

▪ Les résultats montrent l'existence d'une corrélation positive entre les contaminants et la salinité et les MES ; en revanche la corrélation est négative entre les contaminants et le pH et l'oxygène dissous (Fig.44). De ce fait, nous pouvons admettre que l'augmentation de la salinité et les MES ainsi que la diminution du pH et l'O<sub>2</sub> dissous, favorisent la prolifération bactérienne dans l'eau.



**Figure 44** : Plan F1×F2 de l'ACP variable (cercle de corrélation) - Eaux

### ✚ Plan F1xF2 de l'ACP relevés (sites)-Eaux

D'une manière générale l'ordination représentée sur le plan de l'ACP des sites est expliquée par les gradients définis par le cercle de corrélation (plan variable).

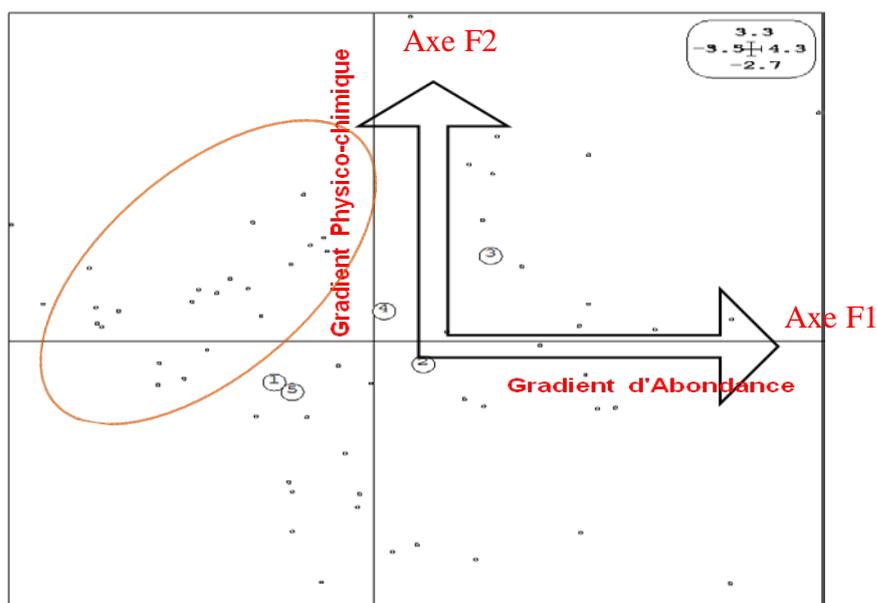
De ce fait, le plan F1xF2 des sites relevés (fig.45), représente une double ordination des sites suivant les deux axes :

✓ Axe F1, selon l'abondance des contaminants, l'ordination est la suivante : Cap de Garde (site1) < Laouinet (site5) < Lahnaya (site4) < Rezgui Rachid (site2) < Sidi Salem (site3).

✓ Axe F2, selon l'aspect physico-chimique, l'ordination est la suivante : Laouinet (site5) < Cap de Garde (site1) < Rezgui Rachid (site2) < Lahnaya (site4) < Sidi Salem (site3).

La classification des sites relevés sur l'axe1 de l'ACP est expliquée par le gradient d'abondance défini sur l'axe1 de l'ACP variable.

Quant à la classification des sites relevés sur l'axe 2 de l'ACP, elle est expliquée par le gradient physico-chimique représenté principalement par la variable pH (seule variable corrélée d'une manière linéaire aux variables abondances).



**Figure 45 :** Plan F1xF2 de l'ACP relevés (sites)-Eaux

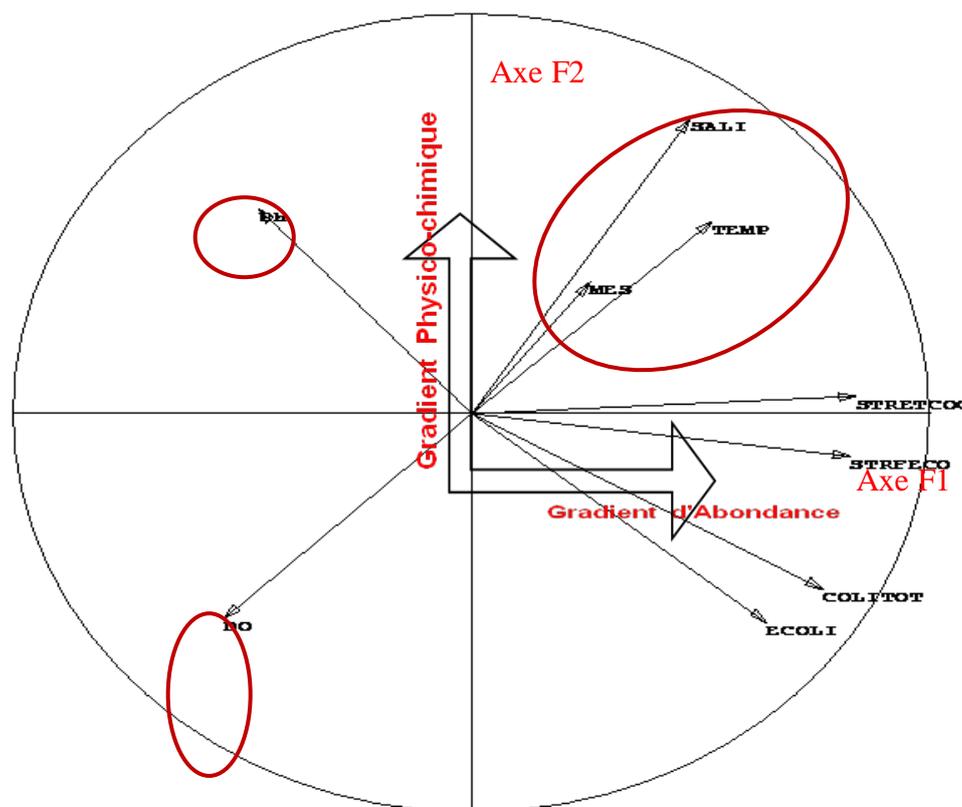
Il ressort de cette analyse que les paramètres physico-chimiques sont des facteurs déterminants et jouent un rôle important dans la répartition des différents contaminants dans les eaux des 5 sites ; de ce fait, nous pouvons constater que l'abondance des contaminants par rapport aux facteurs physico-chimiques est plus significative au niveau des sites Sidi Salem et Rezgui Rachid en comparaison aux sites Cap de Garde, Lahnaya et Laouinet.

### ➤ Moules

#### ✚ Plan F1×F2 de l'ACP variable (cercle de corrélation)- Moules.

La structure des variables définies sur le plan F1×F2 de l'ACP (variables), exprime l'augmentation de l'abondance des 4 contaminants (CF, *E. coli*, ST et SF), corrélée positivement avec la température, la salinité et les MES ; en revanche, elle est corrélée négativement avec le pH et l'O<sub>2</sub> dissous (fig.46).

De ce fait, nous pouvons admettre que l'augmentation de la température, la salinité et le MES ainsi que la diminution du pH et l'oxygène dissous, favorisent la prolifération bactérienne chez les moules peuplant les 5 sites d'études.



**Figure 46 :** Plan F1×F2 de l'ACP variable (cercle de corrélation)- Moules.

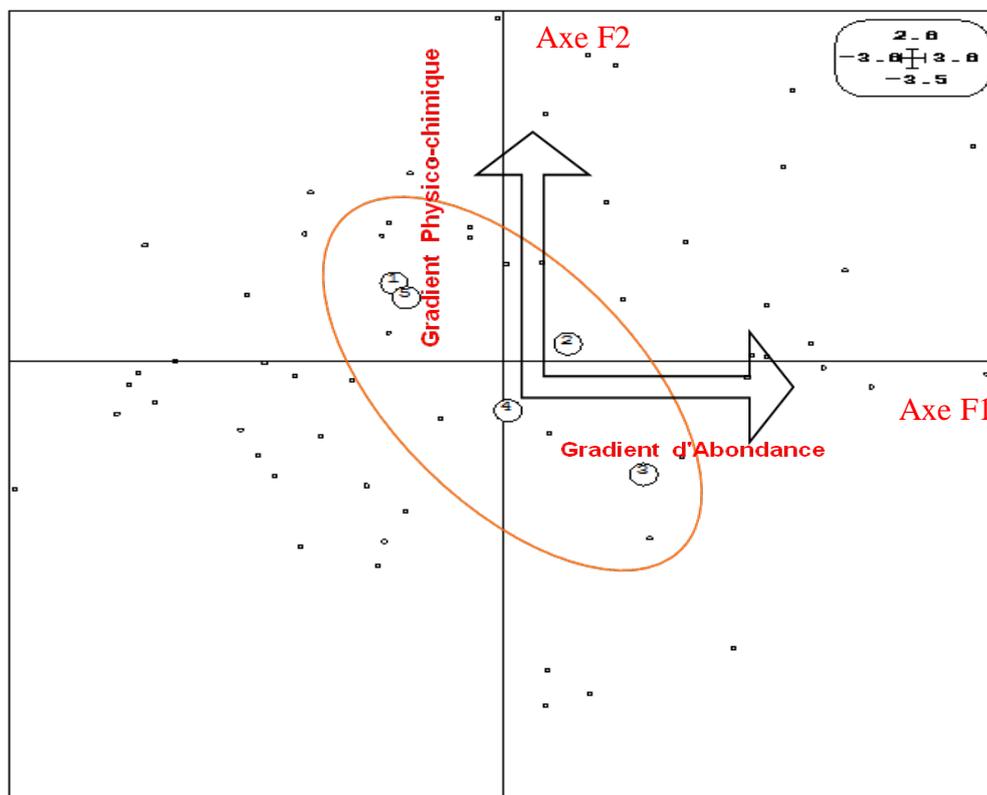
✚ **Plan F1xF2 de l'ACP relevés (sites)-Moules.**

Le plan F1xF2 relevés (fig.47), représente une double ordination des sites suivant les deux axes :

- ✓ Axe F1, selon l'abondance des contaminants, l'ordination est la suivante : Cap de Garde (site1) < Aouinet (site5) < H'naya (site4) < Rezgui Rachid (site2) < Sidi Salem (site3).
- ✓ Axe F2, selon l'aspect physico-chimique, l'ordination est la suivante : Sidi Salem (site3) < H'naya (site4) < Rezgui Rachid (site2) < Aouinet (site5) < Cap de Garde (site1).

La classification des sites relevés sur l'axe1 de l'ACP est expliquée par le gradient d'abondance défini sur l'axe1 de l'ACP variable.

Alors que la classification des sites relevés sur l'axe 2 de l'ACP est expliquée par le gradient physico-chimique représenté principalement, tout comme dans l'analyse de l'eau, par la variable pH (seule variable corrélée d'une manière linéaire aux variables abondances).



**Figure 47 :** Plan F1xF2 de l'ACP relevés (sites)-Moules.

Ceci confirme donc, l'impact des facteurs physico-chimiques sur la répartition des différents contaminants dans les eaux des 5 sites ; Nous notons, par ailleurs, que leur implication est beaucoup plus significative au niveau des sites Sidi Salem et Rezgui Rachid en comparaison aux autres sites Cap de Garde, Lahnaya et Laouinet.

### 3.7- Les paramètres physico-chimiques de l'eau de la lagune El Mellah :

#### 3.7.1- Température de l'eau:

La température de l'eau de la lagune présente des variations similaires dans l'ensemble des stations ; ceci est illustré par une croissance de ce paramètre de sa valeur minimale (notée en janvier) à sa valeur maximale (enregistrée en août) puis sa décroissance de septembre à janvier. Cette variation se traduit par un écart de  $T^\circ$  de l'ordre de  $20^\circ\text{C}$  (Fig.48).

Nous notons que la  $T^\circ$  des eaux de la lagune dépasse  $20^\circ\text{C}$  de mai à octobre et montre un pic proche de  $30^\circ\text{C}$  en juillet et en août dans l'ensemble des sites.

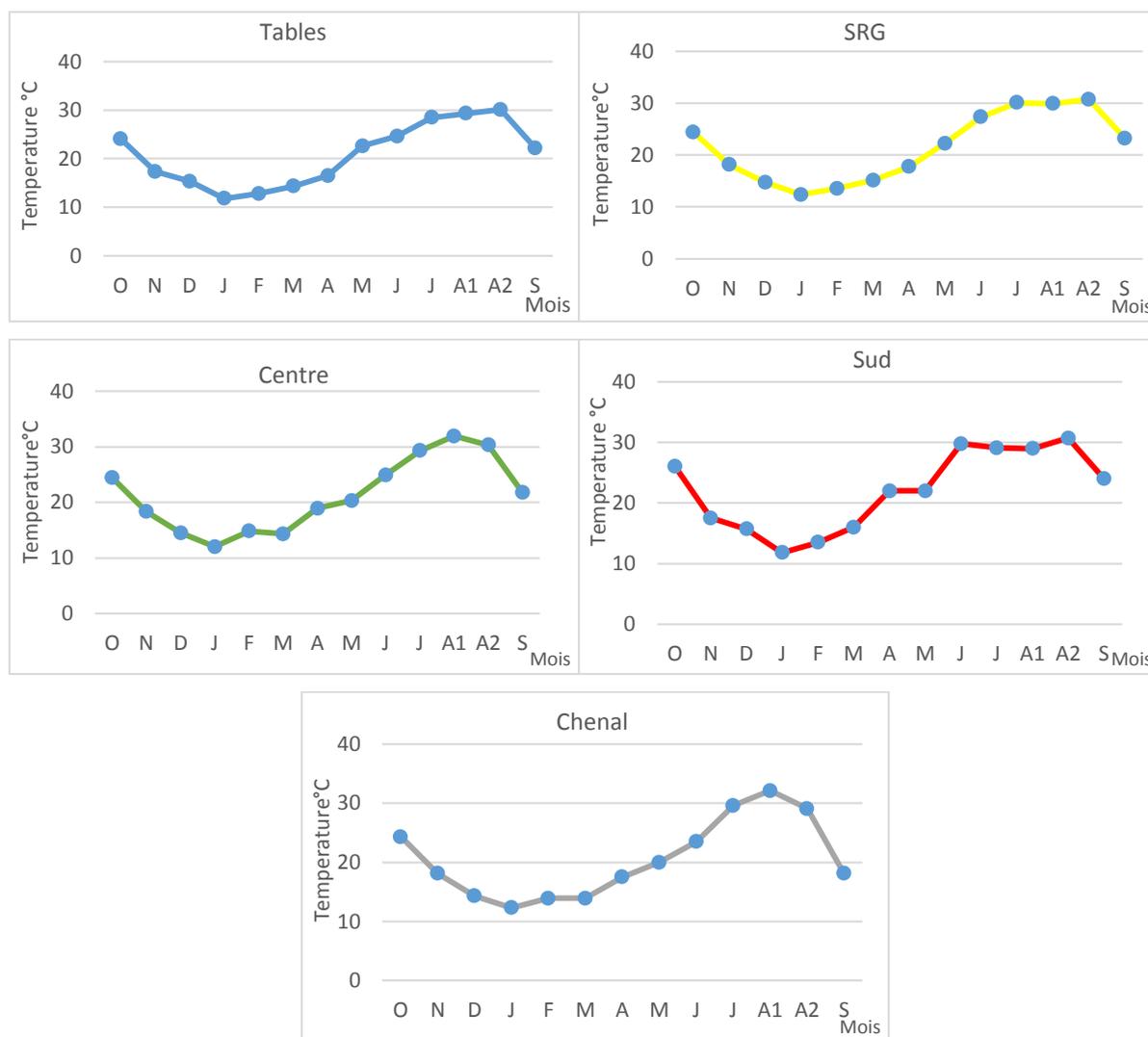


Figure 48 : Variations spatiotemporelles de la Température de l'eau de la lagune

### 3.7.2- Salinité de l'eau :

Dans l'ensemble des stations, La salinité de l'eau présente des similitudes dans sa variation. Les valeurs maximales de la salinité sont enregistrées en période estivale (juillet, août), et les minimales en janvier. La salinité est basse en période froide (de janvier à mai) et élevée en période chaude (de juin à décembre). C'est toutefois au niveau du chenal et des tables que les salinités les plus élevées sont enregistrées (Fig.49).

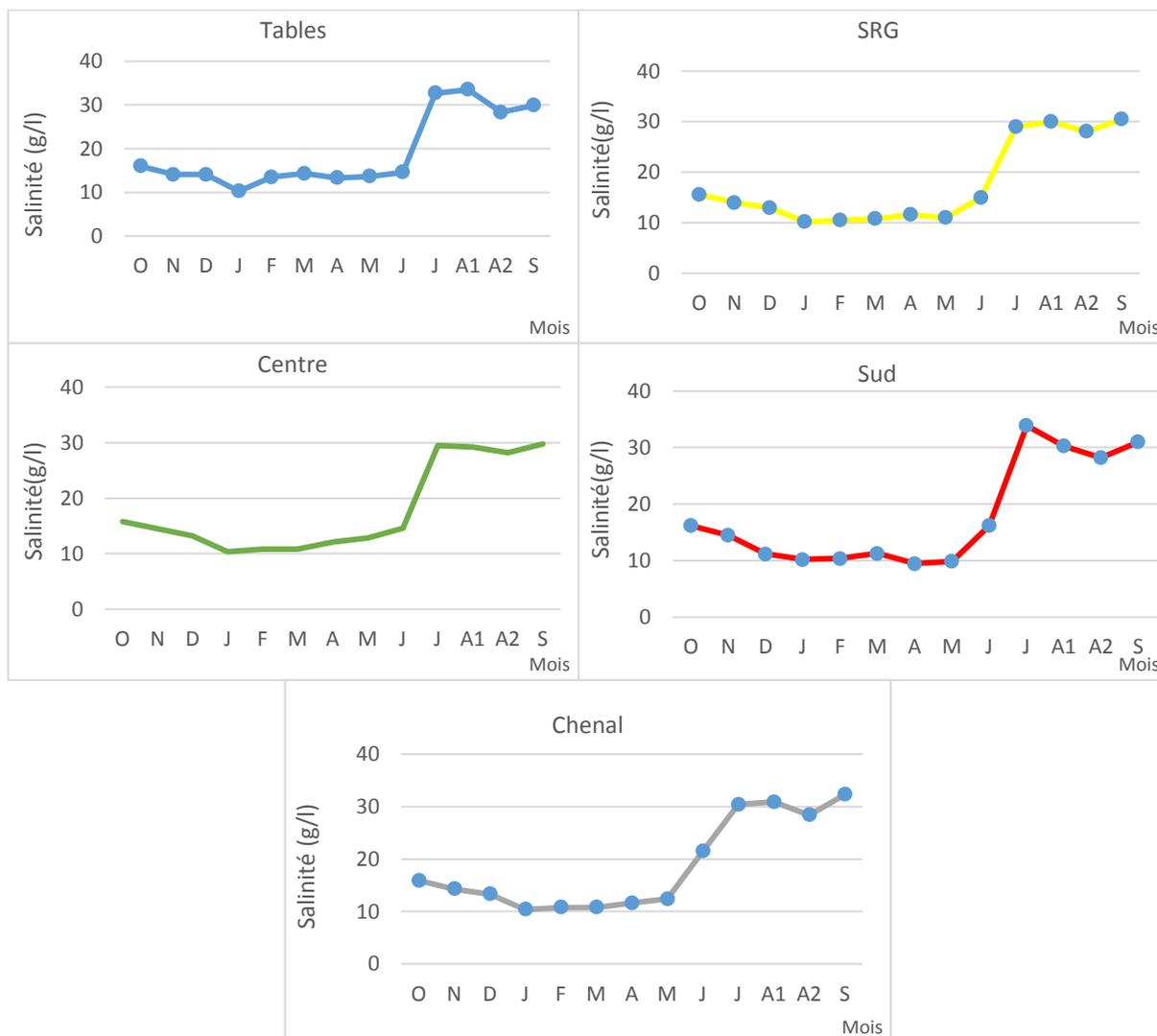
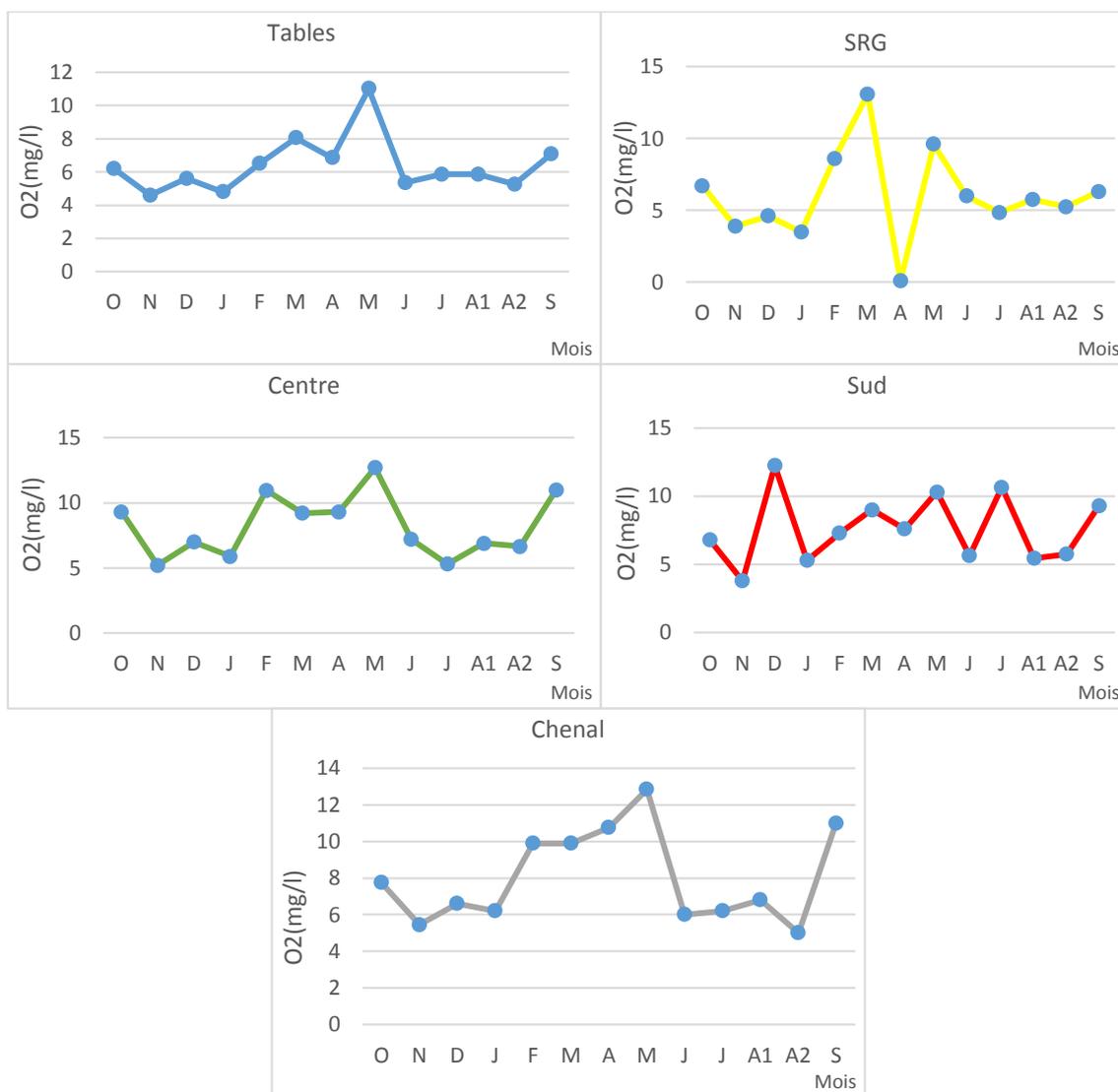


Figure 49 : Variations spatiotemporelles de la salinité de l'eau de la lagune.

### 3.7.3- Teneurs en oxygène dissous dans l'eau :

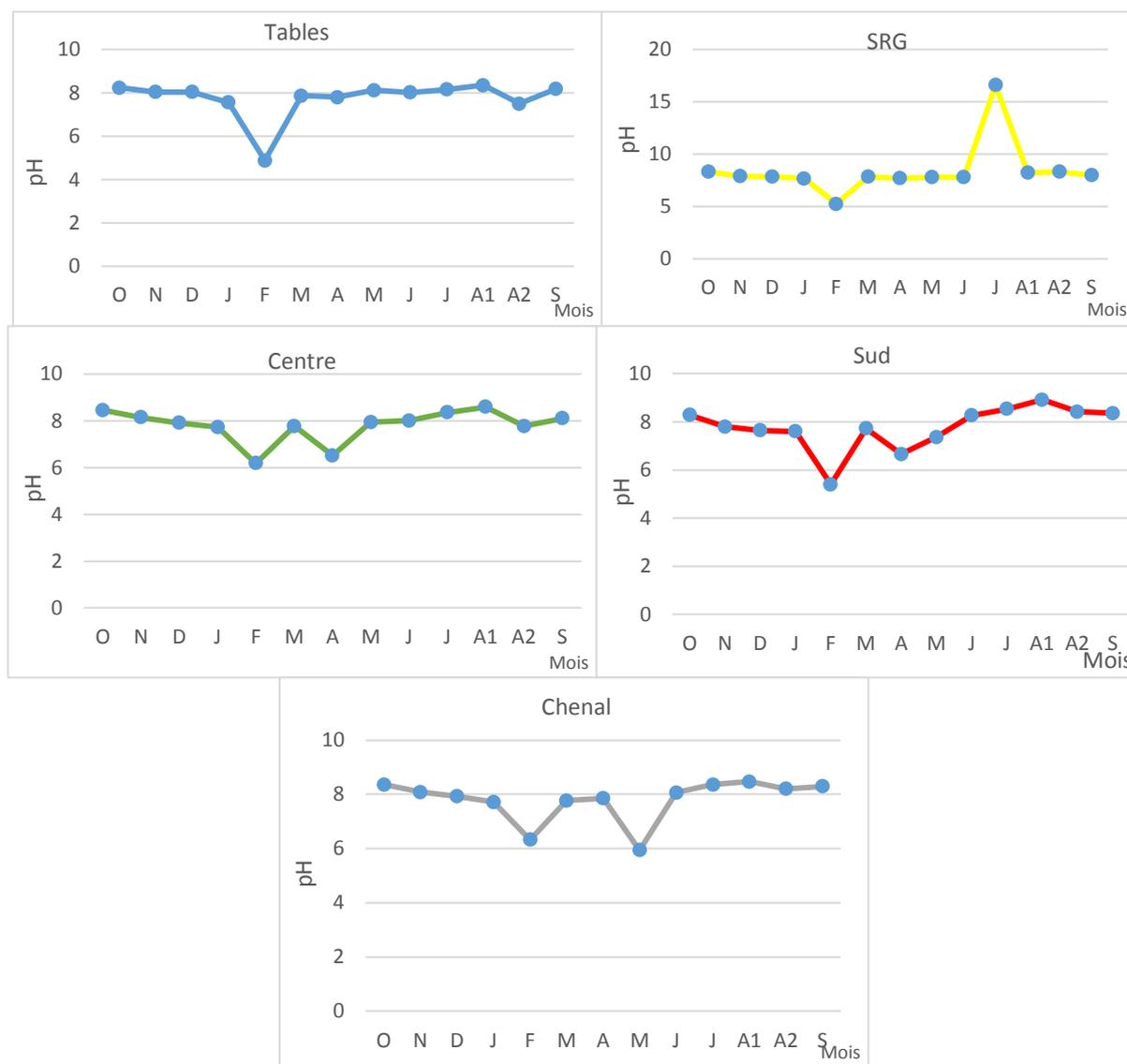
Les teneurs en oxygène dissous de l'eau de la lagune varient d'un site à l'autre et d'un mois à l'autre. Nous notons, toutefois que c'est en période froide (de février à mai) que l'oxygénation des eaux de la lagune est la meilleure (Fig.50). Par ailleurs, c'est en août que la valeur la plus basse est relevée.



**Figure 50 :** Variations spatiotemporelles de la teneur en oxygène dissous de l'eau de la lagune.

### 3.7.4-Le pH de l'eau :

Le pH de l'eau de la lagune est alcalin ; le plus souvent proche de la valeur 8. Il ne montre pas de gros écarts d'un site à l'autre. Nous notons toutefois, dans l'ensemble des sites, une baisse importante du pH en février ; il est aussi noté un pH proche de 9 en période estivale (Fig.51).



**Figure 51 :** Variations spatiotemporelles du pH de l'eau de la lagune

### 3.8-Distribution spatiotemporelle des concentrations des BICF dans l'eau de la lagune :

#### 3.8.1 Teneurs des coliformes totaux dans l'eau

Le dénombrement des coliformes totaux montre que leur nombre varie d'une station à l'autre et d'un mois à l'autre. Nous enregistrons des pics de plus de 90 CT/100ml d'eau en novembre (dans les tables), en avril (dans le sud de la lagune), en mars et en juillet à l'embouchure de l'oued Soug R'Guibet l'oued Soug R'Guibet (fig.52). C'est en revanche, dans le centre de la lagune que les concentrations en coliformes totaux sont les plus basses (ne dépassant pas 40 germes / 100ml d'eau).

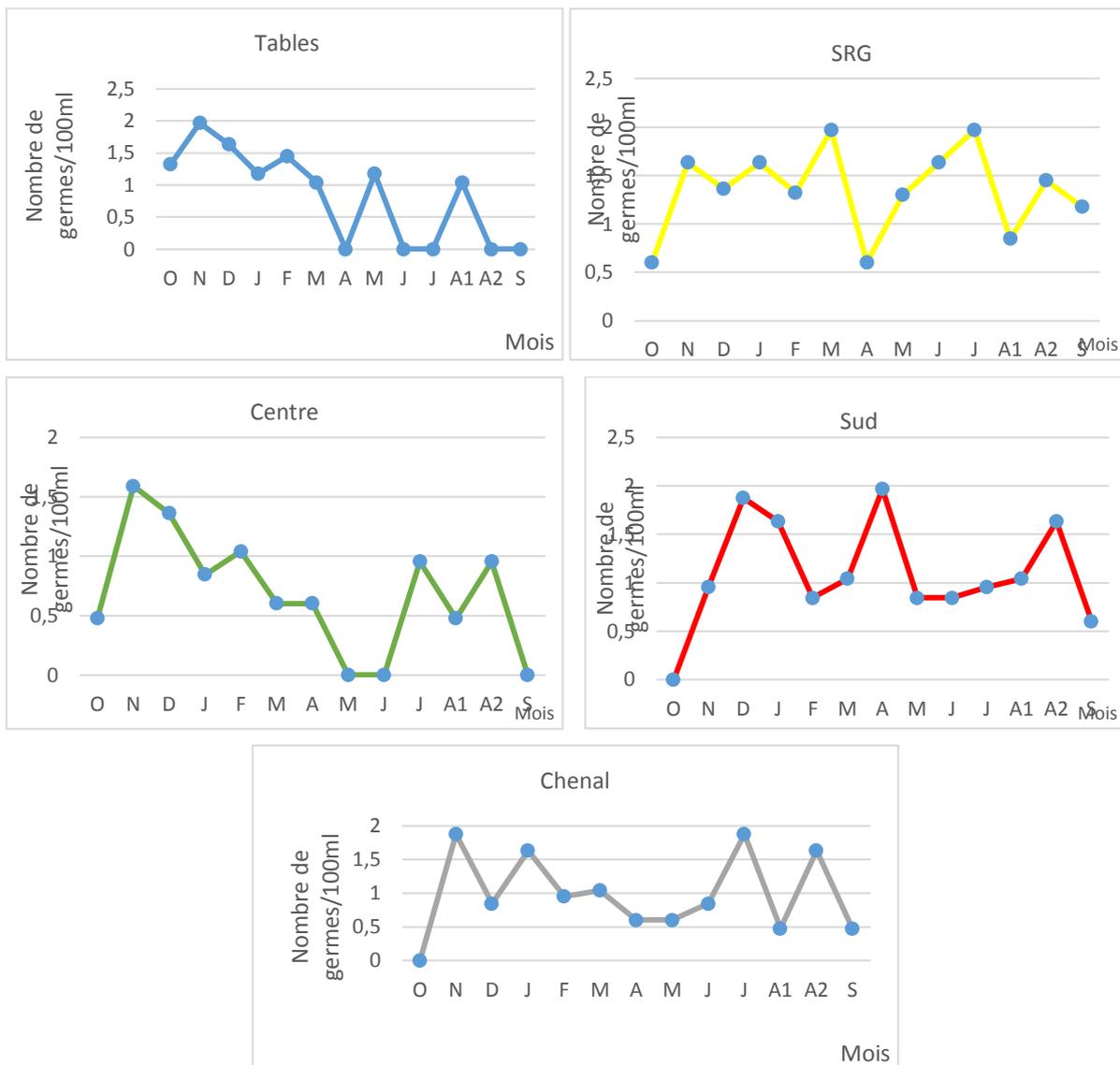
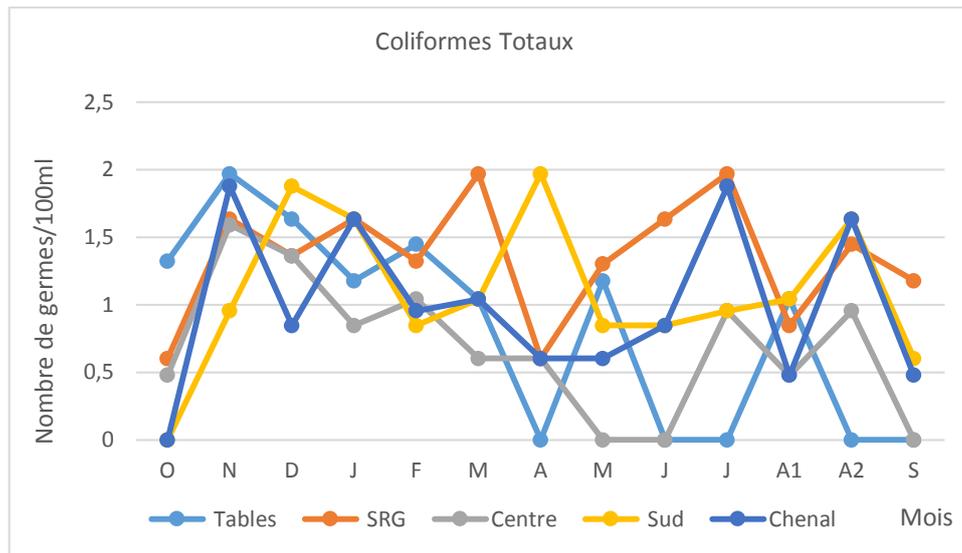
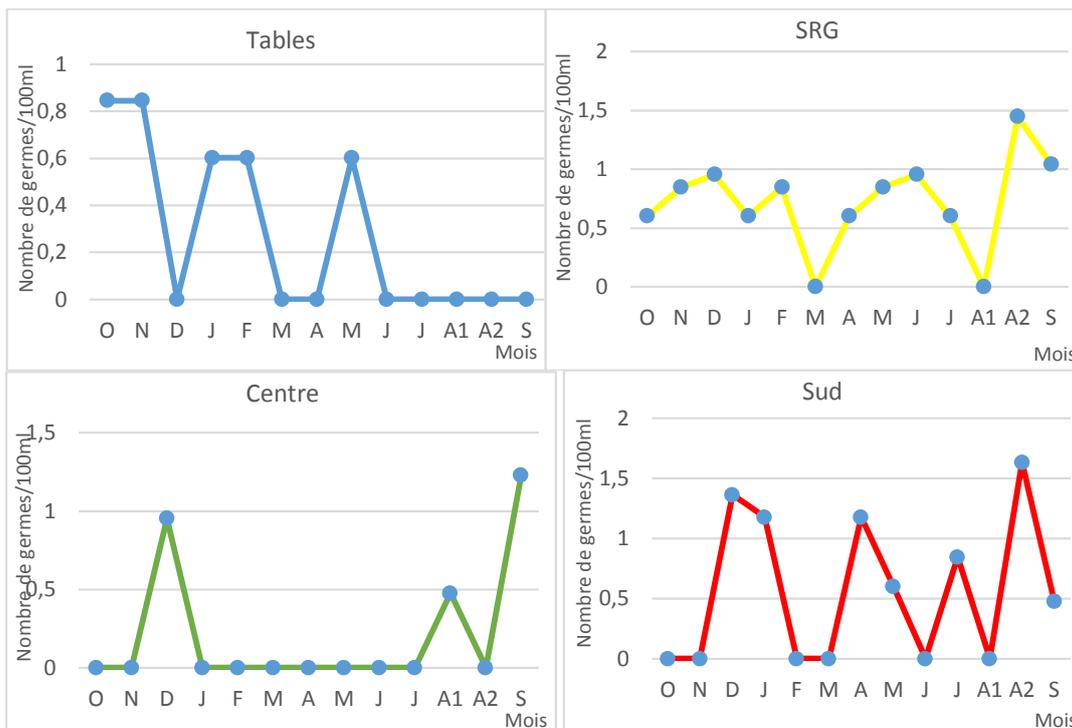
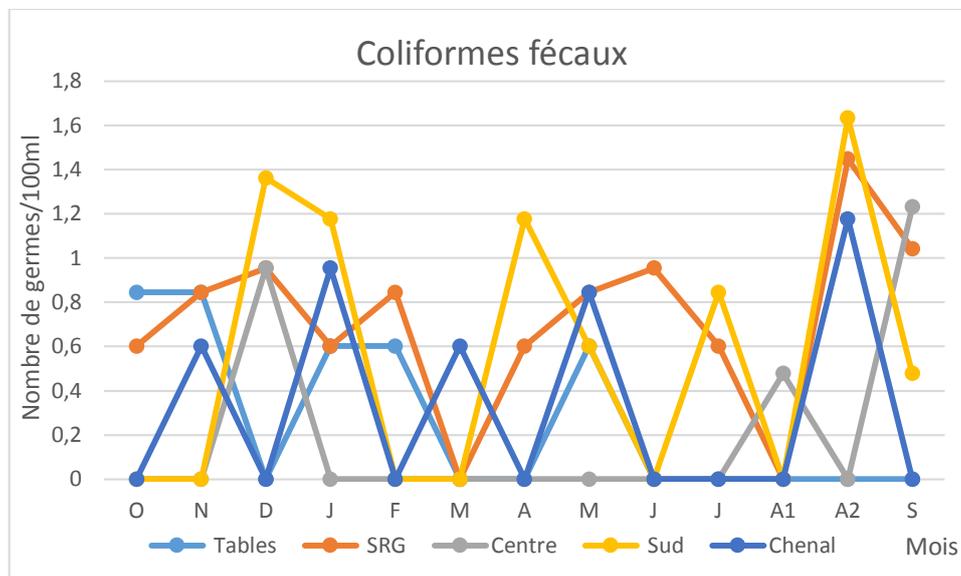
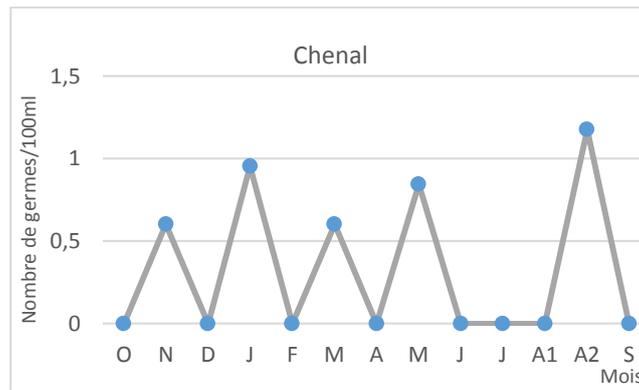


Figure 52 : Variations spatiotemporelles des teneurs en coliformes totaux enregistrées dans l'eau de la lagune.

### 3.8.2- Teneurs des *Escherichia coli* dans l'eau:

Les teneurs en *E. coli* relevées dans les eaux de la lagune sont basses ; Les teneurs en *E. coli* contenues dans les eaux des tables, du centre, du chenal et de Soug R'Guibet ne dépassent pas la valeur 10 sauf en août à Soug R'Guibet et dans le chenal et en septembre au centre. C'est en revanche dans la partie Sud de la lagune que les teneurs en *E. coli* de plus de 10 Ec/100ml sont fréquemment rencontrées (décembre, janvier, avril et août) (fig.53).



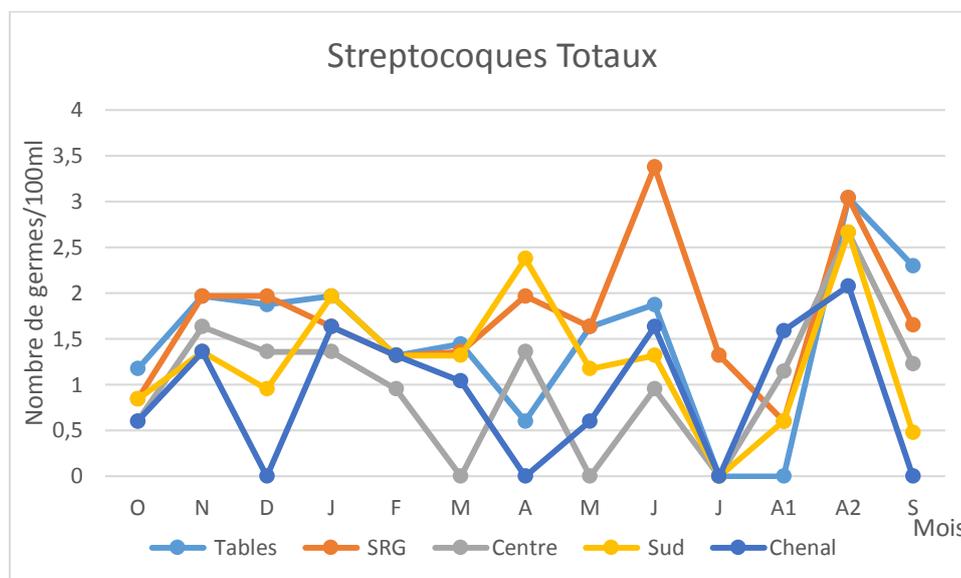


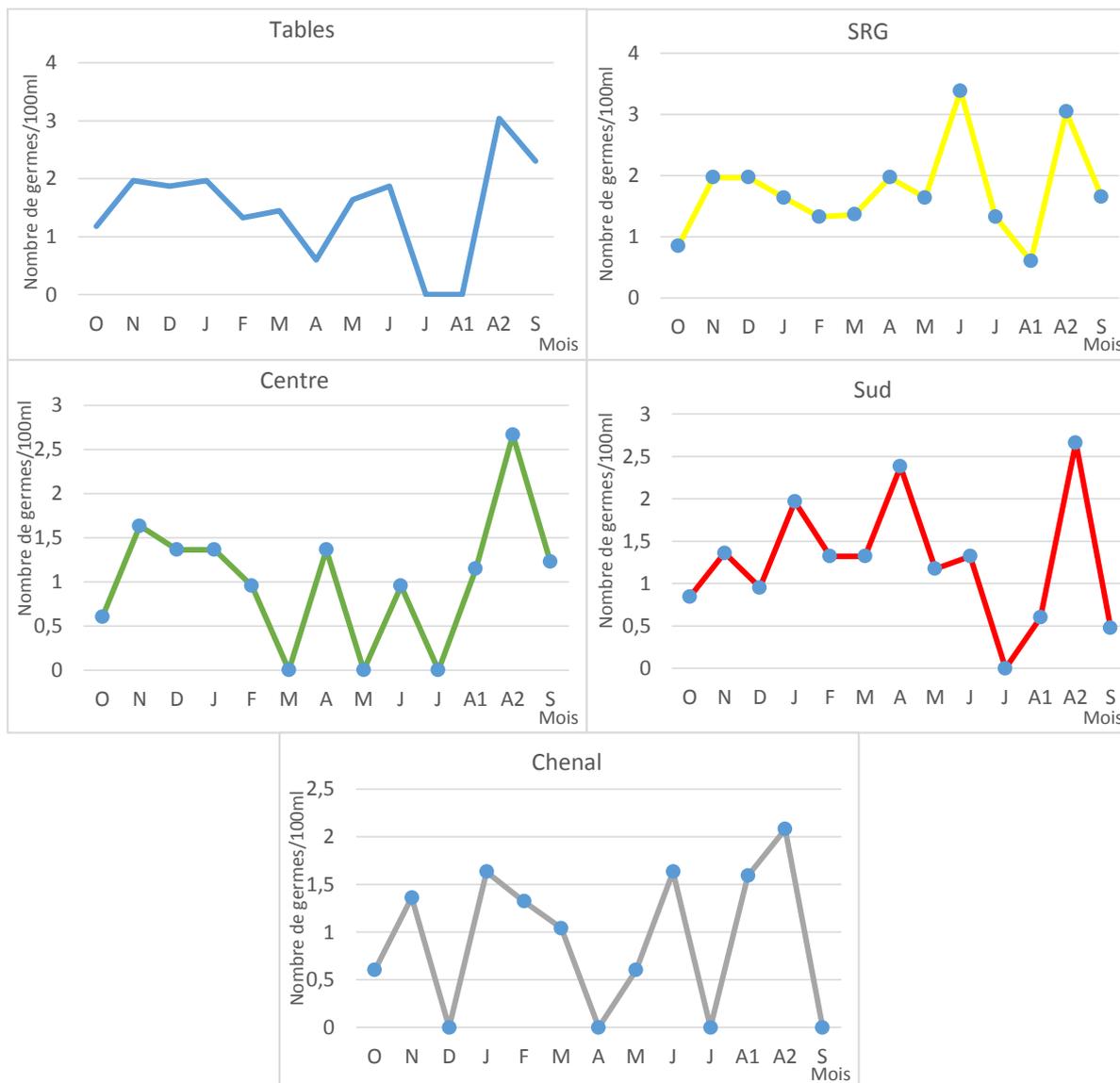
**Figure 53 :** Variations spatiotemporelles des teneurs en *Escherichia coli* dans l'eau de la lagune.

### 3.8.3-Teneurs des streptocoques totaux dans l'eau :

Les concentrations en streptocoques totaux varient d'un site à l'autre et d'un mois à l'autre. Dans le chenal, les tables et le centre, les teneurs en streptocoques totaux restent inférieures à 100 ST/100ml sauf en août où des taux de 140, 1100 et 440 ST/100ml sont respectivement relevés (fig.54).

Les teneurs en streptocoques totaux les plus élevées sont notées au niveau des embouchures d'oued ; nous relevons, dans deux pics dans la partie Sud de la lagune (240 et 440ST/100ml respectivement en avril et en août) et à Soug R'Guibet (2400 et 1100 ST/100ml respectivement en juin et en août).

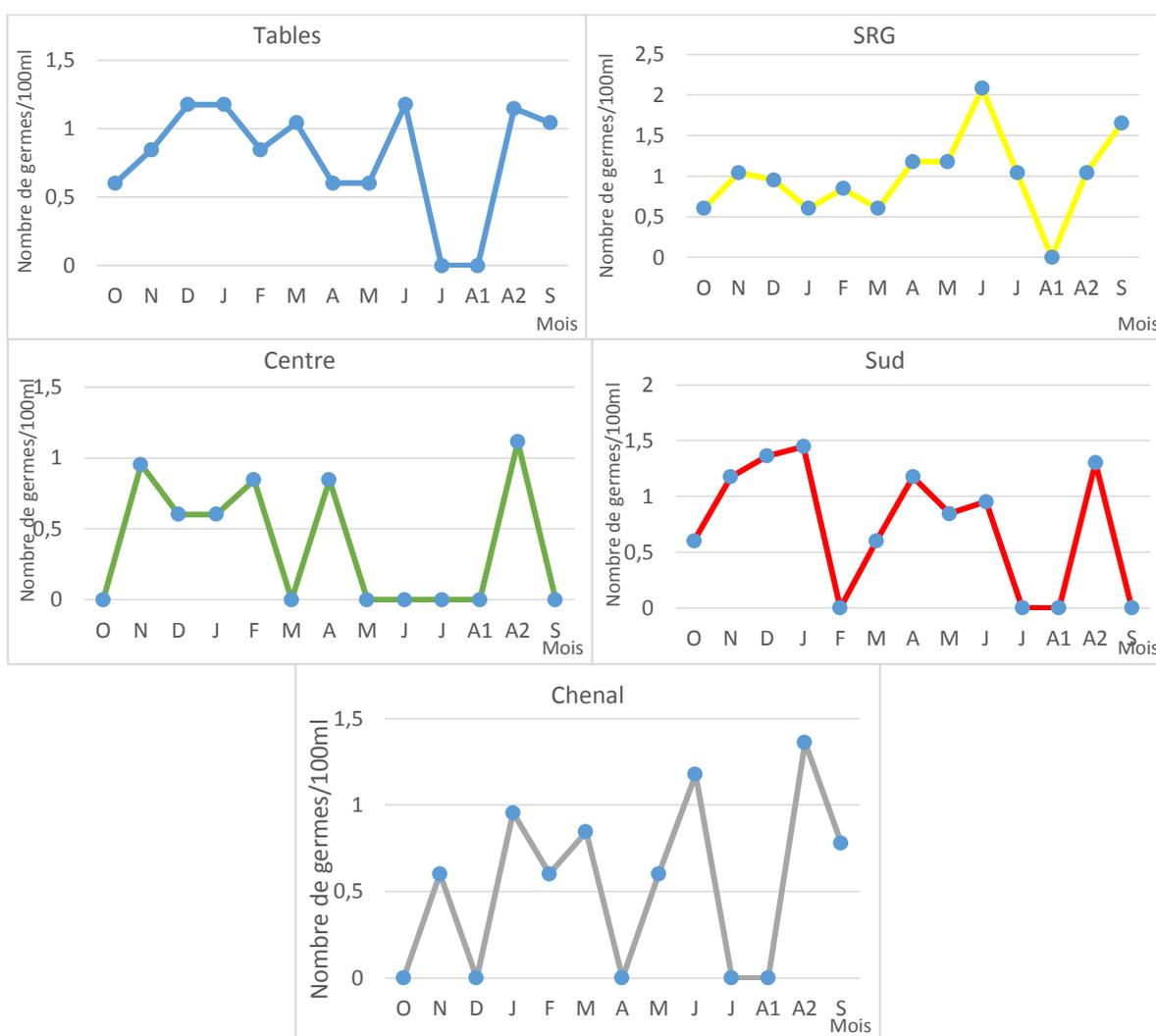
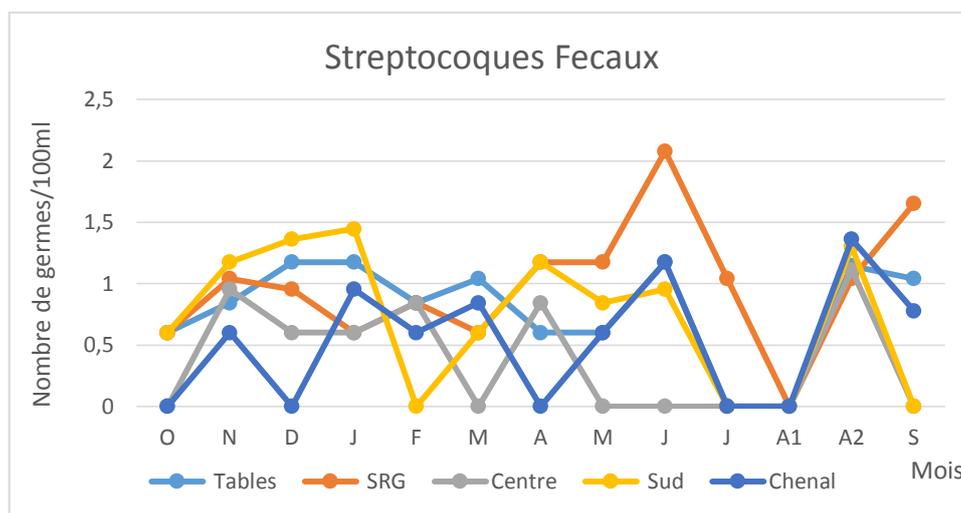




**Figure 54 :** Variations spatiotemporelles des teneurs en streptocoques totaux dans l'eau la lagune.

### 3.8.4-Teneurs des streptocoques fécaux dans l'eau :

Les teneurs en streptocoques fécaux sont faibles ; elles sont le plus souvent inférieures à 15 SF/100ml d'eau dans les tables, le centre et le chenal. Cependant c'est dans les embouchures d'oueds que les concentrations en streptocoques fécaux atteignent 28 et 110 SF/100ml respectivement dans le sud (en janvier) et à Soug R' Guibet (en juin) (fig.55).



**Figure 55 :** Variations spatiotemporelles des teneurs en streptocoques fécaux dans l’eau de la lagune.

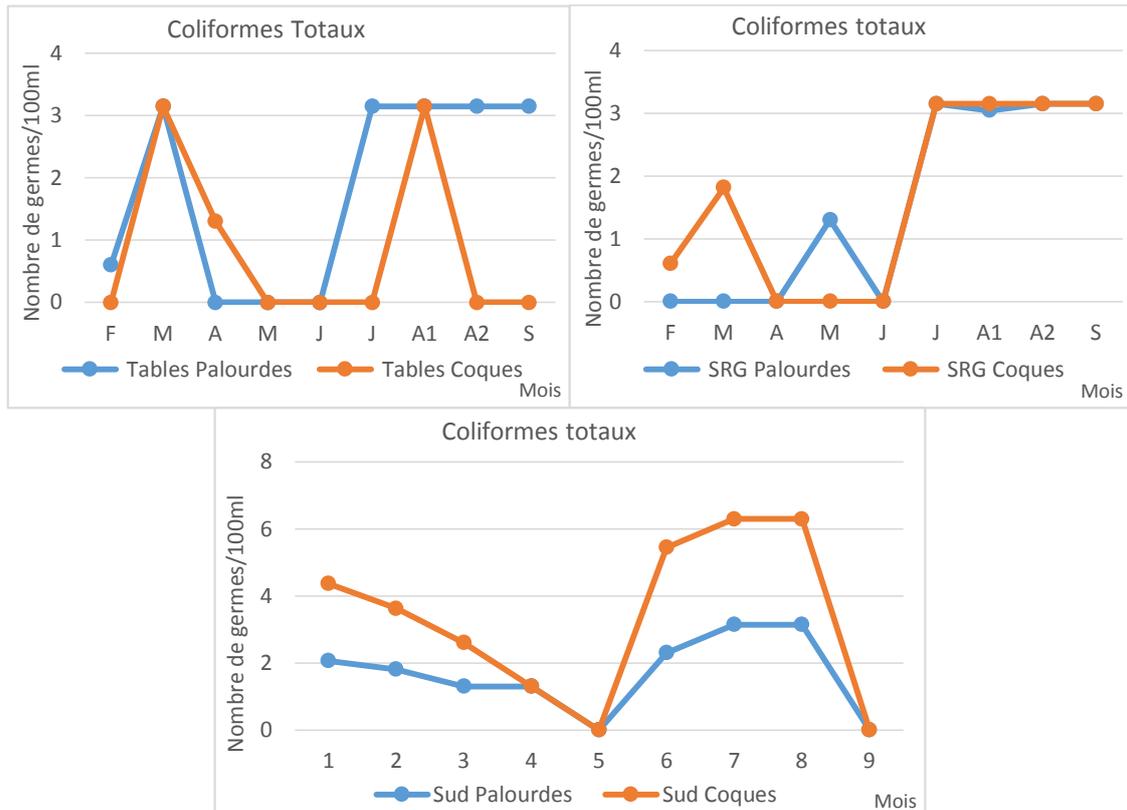
### 3.9-Distribution spatiotemporelle des concentrations des BICF dans les bivalves :

#### 3.9.1-Concentration des coliformes totaux dans les bivalves :

Dans la partie Nord de la lagune, la palourde est faiblement contaminée en février (400CT/100ml) et indemne de contamination en avril, mai et juin ; toutefois les 5 autres échantillons montrent de fortes contaminations par les coliformes totaux (140 000 CT/100ml). Les trois échantillons de coques de cette partie de la lagune montrent d'aussi fortes contaminations (2000 et 140000CT/100ml respectivement en avril et en mars-août).

Les échantillons de palourdes de Soug R'Guibet sont relativement moins contaminés en période printanière du fait de l'absence de CT en avril et en juin et seul l'échantillon de mai montre des teneurs de l'ordre de 200CT/100ml. Le plus fort de la contamination des palourdes par les CT est observé en période estivale où les teneurs sont le plus souvent de l'ordre de 140 000 CT/100ml (Fig. 56).

Dans la partie Sud de la lagune c'est toujours en période printanière que les concentrations en CT sont les plus basses (variant de 0 à 2000CT/100ml) ceci aussi bien chez la palourde que chez la coque. Le reste des échantillons des deux espèces montre de fortes contaminations par les CT illustrées par la présence de teneurs variant de 6500 à 140 000CT/100ml.



**Figure 56 :** Variations mensuelles des teneurs en coliformes totaux enregistrées chez *R. decussatus* et *C. glaucum* .

### 3.9.2- Concentration des coliformes fécaux dans les bivalves :

Les teneurs en coliformes fécaux présentent une évolution similaire à celle des coliformes totaux chez les deux espèces de bivalves de l'ensemble des sites (Fig.57).

Dans la partie Nord de la lagune, les échantillons de palourdes de la période printanière sont indemnes de contamination par les coliformes fécaux (CF), ceux de l'hiver sont relativement moins contaminés (teneurs de 400 à 11 500 CF/100ml) que ceux de la période estivale ou des teneurs de l'ordre de 140 000 CF/100ml sont le plus souvent notées. Les échantillons de coques du Nord de la lagune sont fortement contaminés par les CF (Fig.57).

A Soug R'Guibet les bivalves des deux espèces sont soit indemnes de contamination ou bien présentent de faibles concentrations en CF en période hivernale et printanière ; c'est en revanche en période estivale que le plus fort de la contamination par les CF est noté (de 3500 à 140 000 CF/100ml).

Dans la partie Sud de la lagune, nous retrouvons le même schéma d'évolution des CF observé à Soug R'Guibet; toutefois, les teneurs relevées semblent être relativement plus élevées dans la partie Sud.

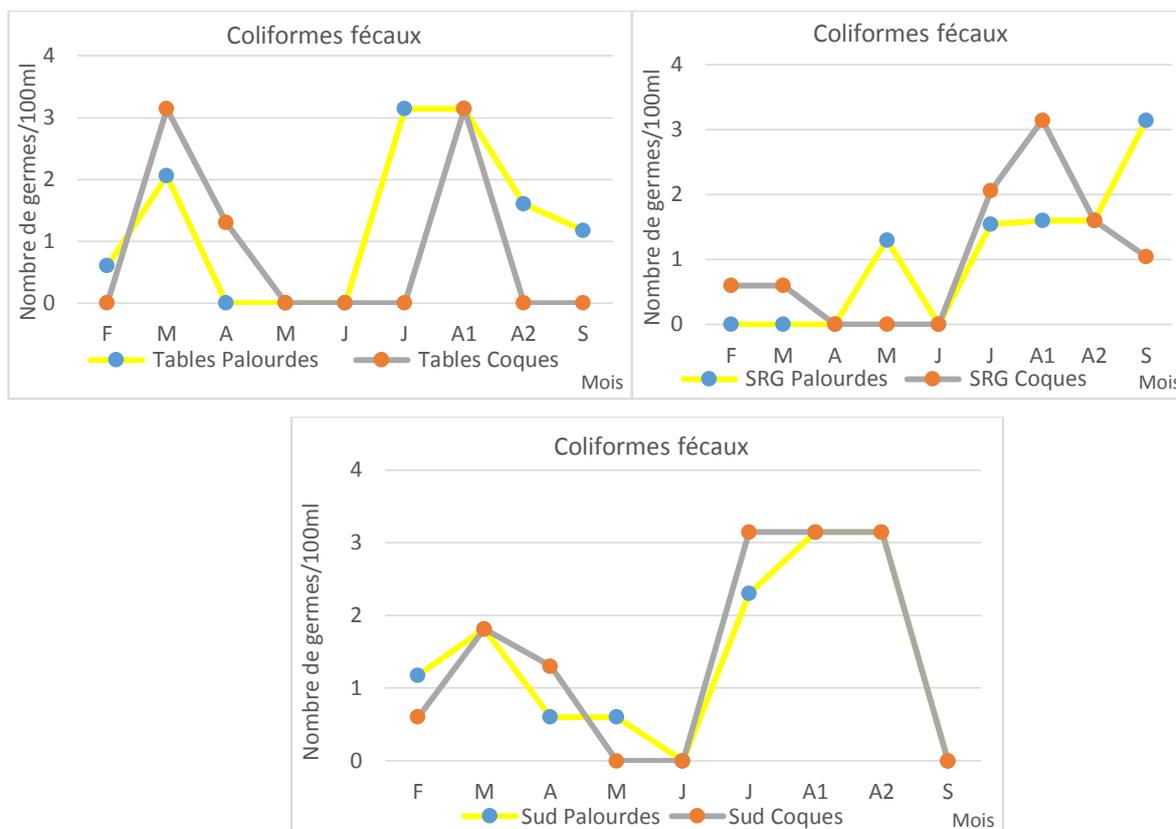


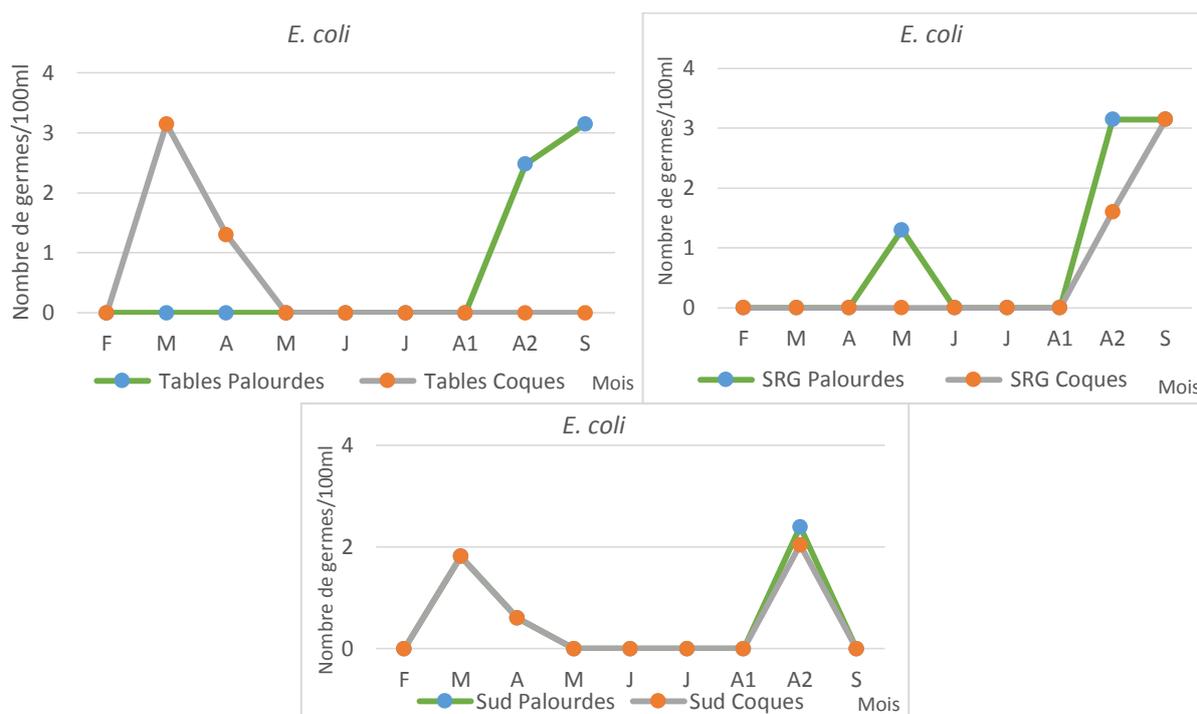
Figure 57 : Variations mensuelles des teneurs en coliformes fécaux enregistrées chez *R. decussatus* et *C. glaucum* .

### 3.9.3- Concentration de *E. coli* dans les bivalves

Dans la partie Nord de la lagune, à l'exception des pics relevés durant la deuxième quinzaine d'août et en septembre (respectivement 30 000 et 1500 Ec/100ml), les palourdes prélevées sont indemnes de contamination par *E.coli*. En ce qui concerne les trois échantillons de coque récoltée dans ce site, seul celui de la première quinzaine d'août est indemne de contamination par *E.coli* ; les échantillons de coques de mars et avril hébergent de fortes teneurs en *E.coli* (140 000 et 2000 Ec/100ml respectivement).

A l'embouchure de l'Oued Soug R'Guibet, les 2 espèces de bivalves montrent de fortes contaminations par *E.coli* en août et septembre. La palourde récoltée dans ce site montre trois pics de 2000, 140 000 et 140 000 Ec/100ml respectivement en mai, août et septembre. Dans ce site, la coque est indemne de contamination de février à la première quinzaine d'août ; seuls les échantillons de la deuxième quinzaine d'août et de septembre sont contaminés (4000 et 1100 Ec/100ml respectivement) (Fig.58).

Dans la partie Sud de la lagune, sur les huit échantillons de palourdes récoltées seuls trois sont contaminés par *E.coli* à des teneurs de 6 500, 400 et 25 000 Ec/100ml respectivement en mars, avril et la deuxième quinzaine d'août. La contamination de la coque par *E.coli* est similaire à celle observée chez la palourde ; nous notons, en effet, trois pics de 6500, 400 et 11 000 Ec/100ml respectivement en mars, avril et la deuxième quinzaine d'août.



**Figure 58 :** Variations mensuelles des concentrations d'*E. coli* enregistrées chez *R. decussatus* et *C. glaucum*.

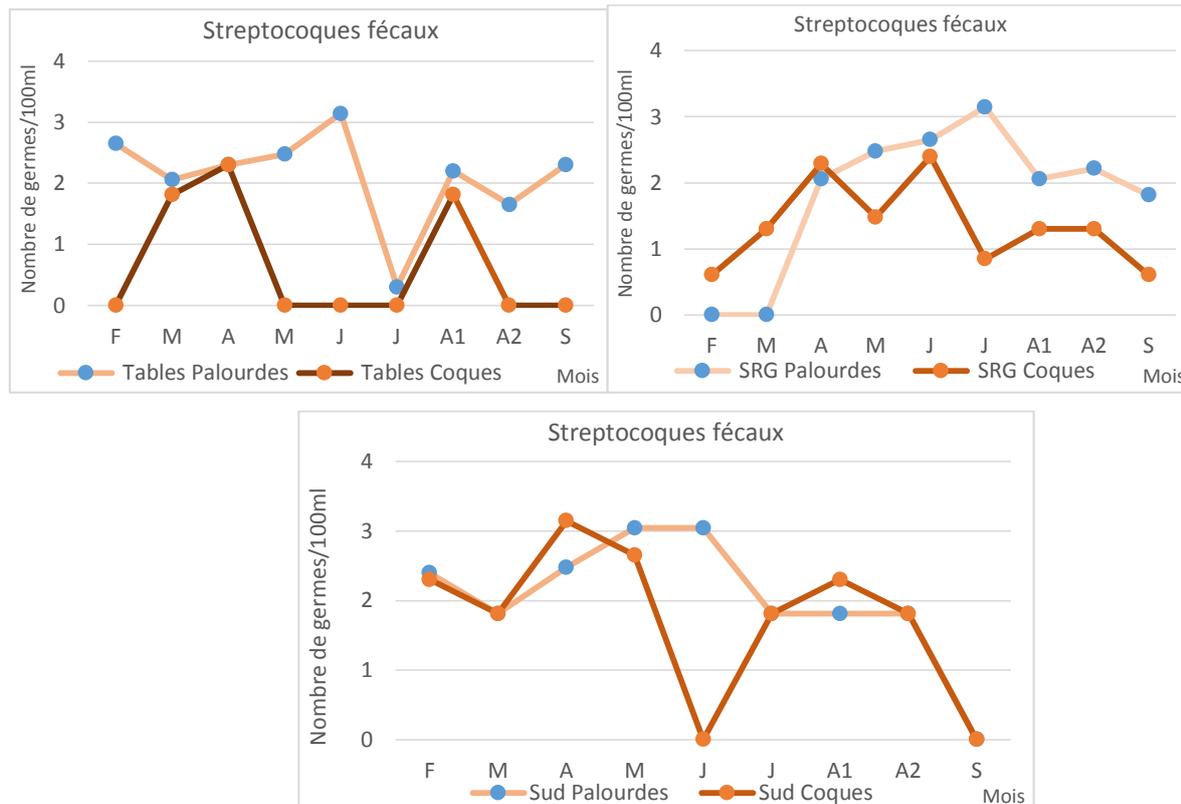
### 3.9.4- Concentration des streptocoques totaux dans les bivalves :

Les streptocoques totaux sont rencontrés dans l'ensemble des échantillons récoltés ceci aussi bien chez la palourde que chez la coque.

Dans la partie Nord de la lagune, les teneurs en streptocoques totaux relevées chez la presque la totalité des échantillons de palourdes sont comprises entre 4500 et 140 000 ST/100ml ; une teneur de 200 ST/100ml est notée en juillet. Les trois échantillons de coques récoltés au Nord de la lagune sont contaminés; ils abritent de 6500 à 20 000 ST/100 ml (Fig.59).

A l'embouchure de l'Oued Soug R'Guibet, la palourde montre de fortes contaminations par les ST d'avril à juillet (de 11 500 à 140 000 ST/100ml) ; c'est en août (1 et 2) et en septembre que des teneurs variant de 65 à 165 ST/100ml sont notées. La coque semble être moins contaminée par les ST du fait que les huit échantillons de coques récoltées dans cette partie de la lagune montrent des teneurs variant de 4 à 195 ST/100ml (Fig.59).

Dans la partie Sud de la lagune, à l'exception des faibles teneurs enregistrées en février et en mars par les palourdes (250 et 65 ST/100ml) nous notons, dans l'ensemble des échantillons des deux espèces de bivalves des concentrations en ST variant de 6 500 à 140 000 ST/100 ml (fig.59).



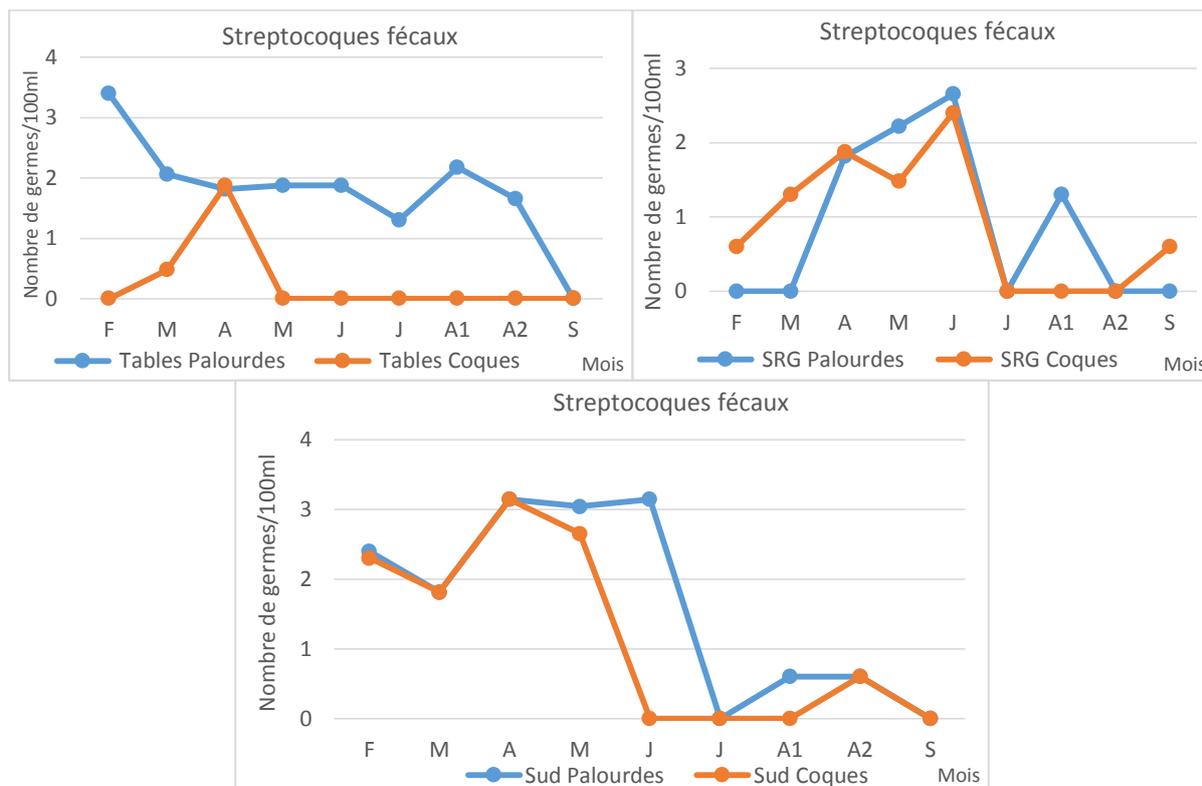
**Figure 59 :** Variations mensuelles des teneurs en streptocoques totaux enregistrées chez *R. decussatus* et *C. glaucum*.

### 3.9.5- Concentration des streptocoques fécaux dans les bivalves :

Dans la partie Nord de la lagune, à l'exception de l'échantillon de palourde récolté en septembre ou nous notons l'absence de streptocoques fécaux, les autres échantillons sont fortement contaminés par ce germe (de 2000 à 25 000 SF/100ml). Les trois échantillons de coques récoltés dans cette partie de la lagune semblent abrités moins de streptocoques fécaux car seuls ceux de mars et avril montrent 300 et 7 500 SF/100 ml (fig.60).

A Soug R'Guibet sur les sept échantillons de palourdes récoltés seuls ceux de juillet, fin août et septembre sont indemnes de contamination par les streptocoques fécaux ; les teneurs en SF relevées varient de 2000 à 45 000 SF/100 ml chez les 4 autres échantillons de palourdes. Les échantillons de coques de Soug R'Guibet hébergent de 2000 à 25 000 SF/100ml de mars à juin, 400 SF/100ml en février et septembre et sont indemnes de contamination par les SF en juillet et en août (1 et 2).

Dans la partie Sud de la lagune, c'est en juillet et août que les deux espèces de bivalves concentrent le moins de SF ; nous notons, en effet, que les coques sont indemnes de contaminations mais les palourdes montrent des teneurs de 400 SF/100 ml en août (1 et 2). Les teneurs en SF relevées dans les autres échantillons de bivalves récoltés dans le Sud de la lagune varient de 6500 à 140 000 SF/100 ml (fig.60).



**Figure 60 :** Variations mensuelles des teneurs en streptocoques fécaux chez *R. decussatus* et *C. glaucum*.

### 3.10- Origine de la source probable de la contamination

#### Eau de la lagune :

Il ressort du tableau 11 que :

- Le site 1 « table » aurait le plus souvent pour source probable de contamination une origine humaine ; elle est exclusivement humaine en octobre et novembre, mixte à prédominance humaine en décembre, février, mai et incertaine en septembre.
- Le site 2 « Soug R'Guibet » aurait pour source probable de contamination une origine le plus souvent mixte à prédominance animale et principalement animale ; sauf en août 2 ou l'origine serait mixte à prédominance humaine.
- Le site 3 « centre » aurait pour source probable de contamination une origine mixte à prédominance humaine en décembre.
- Le site 4 « Sud » aurait pour source probable de contamination une origine mixte à prédominance animale ou animale, sauf en décembre ou l'origine serait d'origine mixte à prédominance humaine.
- Le site 5 «chenal » aurait pour source probable de contamination une origine mixte à prédominance animale ou animale, sauf en mai ou l'origine serait d'origine incertaine.

**Tableau 11** : Source probable de contamination de l'eau de chaque site (Rapport CF/SF).

Mois	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A1	A2	S
Site1	5,25	13,29	2,87	1	4	1	0	3,75	0	0	0	0	1,36
Site 2	1	0,64	1	1	1	0	0,22	0,47	0,07	0,36	0	2,55	0,24
Site 3	0	0	2,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Site 4	0	0	1	0,54	0	0	1	0,57	0	0	0	2,15	0
Site 5	0	1	0	1	0	0,57	0	1,75	0	0	0	0,65	0

Sites : 1 « Table », 2 «SougR'Guibet », 3 « Centre », 4 « Sud », 5 «Chenal».

CF : coliformes fécaux ; SF : streptocoques fécaux.

R>4 : origine exclusivement humaine ; 4>R>2 : origine mixte à prédominance humaine ;  
 2>R>1 : origine incertaine ; 1>R>0.7 : origine mixte à prédominance animale ; 0.7>R :  
 origine principalement animale

**Bivalves de la lagune**

- Dans la partie Nord de la lagune, la source probable de contamination des bivalves aurait une origine humaine en juillet-août (pour les palourdes et en mars pour la coque) et mixte à prédominance animale (août2 et mars pour les palourdes) ou animale (février pour les palourdes et avril pour la coque).

- A Soug R'Guibet, la source de contamination des palourdes serait d'origine animale (en mai) et incertaine (en août) ; en ce qui concerne la coque la source serait animale (février-mars) et mixte à prédominance humaine (en septembre).

- Dans le Sud de la lagune la source de contamination des palourdes serait d'origine exclusivement humaine (en août) et animale en hiver et au printemps ; quant à la coque, la source de contamination serait mixte à prédominance animale à animale (Tab.12).

**Tableau 12 :** Source probable de contamination des bivalves de chaque site (Rapport CF/SF).

Mois	F	M	A	M	J	J	A1	A2	S
sites	<b>Palourde</b>								
Nord	0,0016	1	0	0	0	70	9,33	0,9	0
SRG	ABS	ABS	0	0,12	0	0	2	0	0
Sud	0,06	1	0,0029	0,0037	0	0	350	350	ABS
	<b>Coque</b>								
Nord	ABS	38,33	0,27	-	ABS	ABS	0	ABS	ABS
SRG	1	0,2	0	0	ABS	0	0	0	2,75
Sud	0,02	1	0,015	ABS	0	0	0	0	ABS

Sites : « Nord », SRG «Soug R' Guibet », « Sud » ; CF : coliformes fécaux ;

SF : streptocoques fécaux. ABS : absence.

R>4 : origine exclusivement humaine ;4>R>2 : origine mixte à prédominance humaine ;  
2>R>1 : origine incertaine ;1>R>0.7 : origine mixte à prédominance animale ; 0.7>R :  
origine principalement animale

### 3.11-Résultats de l'analyse statistique :

#### 3.11.1- Analyse univariée

##### Comparaison entre sites :

L'utilisation du test d'analyse de la variance à 1 critère de classification, modèle aléatoire appliqué sur les variables ou descripteurs (T°C, Salinité, pH et O<sub>2</sub>, coliformes totaux, coliformes fécaux, *E.coli*, streptocoques totaux, streptocoques fécaux), montre l'absence de différences significatives entre les différents sites étudiés (Tab.13).

**Tableau 13** : Résultats de l'analyse de la variance à un critère de classification relatif à la comparaison des différentes variables étudiées dans chaque site

Paramètres	Probabilité « P »			$\alpha$	Variations entre sites
	eau	palourde	coque		
T°	0,974			0,05	Non significatives
Salinité	0,383			0,05	
Oxygène dissous	0,999			0,05	
pH	0,071			0,05	
Coliformes totaux	0,240	0,395	0,783	0,05	
Coliformes fécaux	-	0,643	0,296	0,05	
E.coli	0,166	0,704	0,233	0,05	
Streptocoques totaux	0,339	0,263	0,185	0,05	
Streptocoques fécaux	0,068	0,319	0,203	0,05	

##### Comparaison entre mois :

L'application du test de l'analyse de la variance appliqué aux variables physico chimiques mesurées chaque mois (**Tab.14**) révèle :

- ✓ l'existence de différences très hautement significatives entre les paramètres physico chimiques relevés chaque mois;
- ✓ L'absence de différences significatives entre les mois en ce qui concerne les teneurs en coliformes totaux, en *E. coli* et en streptocoques fécaux enregistrées chaque mois ;
- ✓ L'existence de différences significatives entre les mois en ce qui concerne les streptocoques totaux ;

NB : Il y a donc un effet mois en ce qui concerne les paramètres physico-chimiques et les streptocoques totaux.

**Tableau 14** : Résultats de l'analyse de la variance à un critère de classification relative à la comparaison des différentes variables étudiées chaque mois

Paramètres	Probabilité « P »	$\alpha$	Variations entre mois
T°	0,000	0,001	(***) très hautement significatives
Salinité	0,000	0,001	
Oxygène dissous	0,000	0,001	
pH	0,000	0,001	
Coliformes totaux	0,172	0,05	Non significatives
E.coli	0,536	0,05	
Streptocoques fécaux	0,301	0,05	
Streptocoques totaux	0,040	0,05	(*) significatives

➤ Chez la palourde l'application du test d'analyse de la variance à 1 critère de classification (**Tab.15**) relatif à la comparaison des teneurs mensuelles des contaminants fait apparaitre :

- l'absence de différences significatives en ce qui concerne les teneurs des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux.
- L'existence de différences très hautement significatives concernant la concentration des coliformes totaux et *E. coli*.

**Tableau 15** : Résultats de l'analyse de la variance à un critère de classification pour comparer les différentes variables étudiées chaque mois (palourde)

Paramètres	Probabilité « P »	$\alpha$	Variations entre mois
Coliformes totaux	0,001	0,001	(***) très hautement significatives
Coliformes fécaux	0,225	0,05	Non significatives
E. coli	0,000	0,001	(***) très hautement significatives
Streptocoques fécaux	0,170	0,05	Non significatives
Streptocoques totaux	-	-	-

NB : Chez la coque, l'analyse statistique n'a pas donné de résultats à cause du manque de données nécessaires à la réalisation du test.

**✚ Comparaison des teneurs en BICF entre l'eau et les bivalves au sein du même site :**

Cette étude concerne seulement les sites du Sud et de Soug R'Guibet au niveau desquels des données suffisantes, sur l'eau et les bivalves, ont été collectées.

L'application de l'analyse de la variance à un critère de classification relatif aux à la comparaison des teneurs en coliformes totaux, *E. coli*, streptocoques totaux et streptocoques fécaux contenues dans l'eau, la coque et la palourde au niveau d'un même site a révélé (Tab.18) :

✓ l'existence, à Soug R'Guibet, de différences significatives entre CT, *E.coli* et ST de chaque compartiment (eau, palourde, coque) et l'absence de différences significatives d'un compartiment à l'autre en ce qui concerne les SF ;

✓ En revanche, dans la partie Sud de la lagune, seuls les streptocoques fécaux présentent des différences significatives (Tab.18).

**Tableau 16 :** Résultats de l'analyse de la variance à un critère de classification relative à la comparaison des différentes variables étudiées dans les 3 niveaux (eau, palourde et coque)

Paramètres	Probabilité « P »	$\alpha$	Variations entre mois
Soug R'Guibet			
Coliformes totaux	0,056	0,01	(*) significatives
<i>E. coli</i>	0,028	0,01	(*) significatives
Streptocoques fécaux	0,021	0,01	(*) significatives
Streptocoques totaux	0,085	0,05	Non significatives
Sud			
Coliformes totaux	0,066	0,05	Non significatives
<i>E. coli</i>	0,157	0,05	Non significatives
Streptocoques fécaux	0,08	0,05	Non significatives
Streptocoques totaux	0,037	0,05	(*) significatives

### 3.11.2- Analyse bivariée

✚ *La recherche de corrélation entre les paramètres mesurés dans l'eau par l'application de l'analyse bivariée montre :*

- Au niveau du chenal :
  - ✓ l'existence d'une corrélation hautement significative (\*\*) entre streptocoques totaux et *E. coli* ( $r=0,749$ ) et streptocoques fécaux et *E.coli* ( $r = 0,719$ ) ;
  - ✓ l'existence d'une corrélation très hautement significative (\*\*\*) entre streptocoques totaux et fécaux ( $r = 0,851$ ).
  
- Au niveau des tables :
  - ✓ l'existence de seulement une corrélation significative (\*) entre *E. coli* et les coliformes totaux ( $r=0,616$ ).
  
- Au niveau de Soug R'Guibet :
  - ✓ l'existence d'une corrélation significative (\*) entre les coliformes totaux et le pH ( $r = 0,571$ ) ;
  - ✓ l'existence d'une corrélation très hautement significative (\*\*\*) entre streptocoques totaux et fécaux ( $r = 0,853$ ).
  
- Au niveau du centre de la lagune :
  - ✓ l'absence de corrélation.
  
- Au Sud de la lagune :
  - ✓ l'existence d'une corrélation significative (\*) entre coliformes totaux et *E.coli* ( $r = 0,657$ ) et entre *E.coli* et les streptocoques fécaux ( $r= 0,675$ ).
  - ✓ l'existence d'une corrélation hautement significative (\*\*) entre coliformes totaux et streptocoques fécaux ( $r = 0,694$ ) ;
  - ✓ l'existence d'une corrélation très hautement significative (\*\*\*) entre *E. coli* et streptocoques totaux ( $r= 0,839$ ).

✚ *La recherche de corrélation entre les paramètres physico chimiques de l'eau et les teneurs des GICF relevées dans les bivalves par l'application de l'analyse bivariée montre :*

- Chez la palourde du Nord de la lagune :
  - ✓ l'existence d'une corrélation négative très hautement significative (\*\*\*) entre le pH et les streptocoques fécaux ( $r = 0,814$ ). Ce qui signifie que les streptocoques fécaux sont sensibles aux pH alcalins et prolifèrent mieux à des pH bas.
- Chez la coque peuplant le Nord de la lagune :
  - ✓ l'existence de corrélations négatives très hautement significatives (\*\*\*) entre Streptocoques totaux et coliformes totaux ( $r = -1$ );
  - ✓ l'existence de corrélations négatives très hautement significatives (\*\*\*) entre Streptocoques totaux et coliformes fécaux ( $r = -1$ );
  - ✓ l'existence de corrélations négatives significatives (\*) entre Streptocoques fécaux et coliformes totaux ( $r = -0,999$ ) ;
  - ✓ l'existence de corrélations négatives significatives (\*) entre Streptocoques fécaux et coliformes fécaux ( $r = -0,999$ ).

Ceci suggérerait que la concentration en streptocoques totaux ou fécaux et celle des coliformes totaux ou fécaux sont inversement proportionnelles, donc quand la teneur en streptocoques augmente celle des coliformes diminue et inversement.

- Chez la coque peuplant Soug R'Guibet :
  - ✓ l'existence de corrélations positives significatives (\*) entre Coliformes totaux et température ( $r = 0,741$ ) ;
  - ✓ l'existence de corrélations très hautement significatives entre Coliformes totaux et salinité ( $r = 0,941$ ).
- chez la coque peuplant le Sud de la lagune
  - ✓ l'existence de corrélations positives significatives (\*) entre Coliformes totaux et température ( $r = 0,849$ ) ;
  - ✓ l'existence de corrélations positives très hautement significatives (\*\*\*) entre Coliformes totaux et salinité ( $r = 0,985$ ) ;

✓ l'existence de corrélations positives (\*) entre Coliformes totaux et pH ( $r = 0,753$ );

✓ l'existence de corrélations positives hautement significatives (\*\*) entre Coliformes fécaux et température ( $r = 0,885$ );

✓ l'existence de corrélations positives très hautement significatives (\*\*\*) entre Coliformes fécaux et salinité ( $r = 0,988$ );

✓ l'existence de corrélations positives significatives (\*) entre Coliformes fécaux et pH ( $r = 0,8079$ ).

Ces résultats suggèrent que chez les bivalves peuplant l'embouchure de l'oued Soug R'Guibet et le Sud de la lagune, les coliformes sont plus vulnérables aux fluctuations des paramètres physico-chimiques (T°C, salinité et pH) que les streptocoques.

# *Discussion*

#### **4- Discussion :**

Notre étude nous a permis d'évaluer la qualité du milieu marin le long du littoral Nord-Est algérien, par la caractérisation des propriétés physico-chimiques et bactériologiques de ses eaux superficielles et la mise en évidence de l'action anthropique.

##### **4.1-Paramètres physico-chimiques des eaux du littoral Nord Est Algerien.**

La mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau, montre que la température, la salinité, l'oxygène dissous, le pH et les matières en suspensions présentent des fluctuations saisonnières. Les valeurs thermiques des eaux affichent des variations similaires dans l'ensemble des sites de prélèvement et montrent l'existence d'un cycle saisonnier. La température maximale rencontrée est de 28 °C en juillet et Août 2008, au niveau du Cap de Garde et Sidi Salem, alors que la plus basse, 12,5 °C, est relevée en février dans les eaux du Cap de Garde et Rezgui Rachid ; l'écart de température est de l'ordre de 16°C. Dans le Golfe d'Annaba, Frehi (1995) rapporte un écart de température de 12,8°C. Les fluctuations de ce paramètre abiotique sont en relation avec les conditions climatiques locales et plus particulièrement avec la température de l'air.

En ce qui concerne la salinité de l'eau du littoral Est l'écart relevé entre la valeur minimale et maximale est de l'ordre de 5g/l. Il ressort des valeurs obtenues que les eaux côtières sont moins salées en période hivernale du fait des fortes précipitations et des apports importants en eau douce que les oueds en crue charrient à cette période de l'année. L'augmentation de la salinité notée en été serait en relation avec la forte évaporation des eaux qu'engendrent les fortes températures estivales.

Les relevés des teneurs en oxygène dissous mettent en évidence l'existence de valeurs élevées en période hivernale et printanière et basses en période estivale. Ces variations seraient directement liées aux variations saisonnières de la température de l'eau qui conditionnent le processus de solubilité de l'oxygène. L'augmentation du taux d'oxygène dissous de l'eau, en période hivernale et printanière, résulte de la baisse de la température et de la salinité de l'eau, ainsi que les facteurs mécaniques (agitation par le vent) qui représentent le principal facteur de brassage des eaux (Millet, 1989 ; Belaud, 1996 ; Schlumberger, 2002). La confirmation est apportée par Bricker *et al* (1999), qui conclut que la baisse de la température

de l'eau, l'augmentation de l'interface air- eau et le brassage engendré par l'hydrodynamisme important en période hivernale, sont à l'origine d'une meilleure oxygénation de l'eau.

La baisse du taux d'oxygène dissous relevées en période estivale serait, en revanche, liée non seulement à la forte élévation de la température et la salinité mais aussi à la respiration des organismes aquatiques vivants (faune, flore immergée) et au calme hydrodynamique, qui empêche le brassage de l'eau (Lacaze, 1996). A cela s'ajoute la dégradation bactérienne des détritiques qui consomment énormément d'oxygène ; une consommation qui s'élèverait à 1 g d'O<sub>2</sub>/Kg de matière sèche selon Belaud, (1996).

Dans les estuaires bretons, Beaupoil et Bornes (1997) ont fixés, après une étude concernant l'effet des hypoxies sur la faune, les seuils en oxygène dissous suivant: supérieurs à 5mg/l (qualité excellente à acceptable), de 3 à 5 mg/l (qualité moyenne à médiocre), de 2 à 3mg/l (qualité mauvaise à très mauvaise), de 1 à 2 mg/l (hors classe niveau 1), inférieur à 1 mg/l (hors classe niveau 2). Ce qui nous permet de dire que, durant la période d'étude, les eaux du littoral Nord-Est algérien, présentent une qualité excellente à acceptable du fait que les teneurs en oxygène dissous relevées dépassent le plus souvent 5 mg/l (sauf en été où une valeur de moins de 5 mg/l est enregistrée).

Le pH des eaux du littoral est alcalin car il oscille entre 7,6 et 8,75. Selon Barnabé (1991), les eaux côtières méditerranéennes ont un pH qui varie entre 7.9 et 8.3. La tendance basique du pH est rencontrée dans toutes les eaux ; Les fluctuations de ce paramètre pourraient s'expliquer par les composés contenus dans les rejets industriels, les rejets urbains et les apports des Oueds Bedjimâa et Seybouse.

Quant aux matières en suspensions (MES), les valeurs les plus basses sont enregistrées en juin avec 0,151mg/l à Rezgui Rachid et 0,153mg/l à Sidi Salem. Les valeurs les plus élevées, sont observées en automne et au début de l'hiver, avec 0.323 mg/l à Rezgui Rachid et 0.329 mg/l à Lahnaya. Comme l'a signalé Dakki (2003), les fluctuations des teneurs en MES semblent être en relation avec les conditions climatiques et plus particulièrement l'abondance des précipitations à cette période de l'année qui sont à l'origine de lessivage des sols et d'importants apports allochtones.

#### 4.2-Qualité bactériologique des eaux du littoral Nord Est algérien.

Les analyses bactériologiques des eaux du littoral Nord-Est algérien ont révélés, l'existence de pollution en rapport avec les sources de contaminations et les saisons dans l'ensemble des sites. Selon Dawe et Pentose, (1978), Gauthier et Pietri, (1989), la survie de ces microorganismes varie d'un site à l'autre et d'une saison à l'autre ; de ce fait, la qualité intrinsèque du milieu récepteur joue un rôle important vis-à-vis du devenir des germes fécaux dans le milieu naturel. Ces derniers ont démontré qu'un prélèvement réalisé au niveau du sédiment après une crue, révèle une charge bactérienne plus importante (de l'ordre de  $10^4$  *E.coli* /ml ou par gramme). Il est apporté aussi que la bactérie *Escherichia coli* a une bonne croissance à un pH proche de la neutralité, entre pH 6 et 8 et elle est capable de résister à des températures extrêmes allant de 8°C à 48°C (Nerdhardt *et al.*, 1994).

Les résultats de cette étude montrent que la fréquence des coliformes totaux et Coliformes fécaux « thermotolérants » est moindre dans les eaux des sites S1, S4 et S5 par rapport à celle notée dans les eaux des sites S2 et S3. La présence de *E. coli* prouve que la contamination est d'origine fécale et en plus elle est récente car selon Edberg *et al.*, (2000), *E. coli* est considéré comme le meilleur indicateur d'une contamination récente du milieu aquatique par des matières fécales humaines ou d'animaux à sang chaud.

Les streptocoques sont présents durant toute l'année du fait de leur grande résistance aux conditions environnementales difficiles et persistent plus longtemps dans l'eau que les Coliformes (Evison, 1989; Gleeson et Gray, 1997). Selon Bordalo *et al.* (2002), cette caractéristique des SF les rendrait meilleurs indicateurs sanitaires que les CF dans l'évaluation de la pollution fécale du fait que leur nombre baisse selon un faible gradient ce qui donnerait une indication plus satisfaisante sur le potentiel pathogène de l'eau. D'après de nombreux auteurs, les Streptocoques du groupe D susceptibles de contaminer les eaux sont typiques des déjections animales (*S. bovis* et *S. equinus*) (Bitton, 1999 ; Clausen *et al.*, 1977 ; Farrow *et al.*, 1984); Ces espèces colonisent le bétail, les chevaux et les volailles bien qu'elles peuvent, parfois, être présentes chez l'humain (Devriese *et al.* , 1998; Ruoff *et al.*, 1989).

Cette forte présence de germes indicateurs de contamination fécale dans le site S3 s'expliquerait par d'importants apports ponctuels (oued Bedjima, oued Seybouse, effluents de FERTIAL) auxquels s'ajoutent des apports diffus d'agglomérations situées à proximité et

d'importantes colonies d'oiseaux marins (Telailia, 2014). La relative contamination fécale du site S4 aurait pour origine une source diffuse en relation avec la fréquentation de ce lieu par les pêcheurs et les estivants ainsi que le ruissellement des eaux sur le bassin versant que des animaux domestique et sauvage fréquentent.

Dans le site S2, bien que situé en zone périurbaine, la contamination fécale est moindre par rapport à celle notée dans le site S3. Les plus faibles teneurs en indicateurs de pollution fécale sont notées dans les sites S1 et S5 du fait que la seule source probable de leur contamination est diffuse ; ces sites sont, par ailleurs, soumis à un hydrodynamisme particulier à l'origine de la dispersion des microorganismes dans la colonne d'eau.

Les résultats de l'ACP montrent que le premier axe a clairement mis en évidence un effet plus ou moins notable de la variable T sur les germes ST dans les sites 1 et 2, et un effet de la variable MES sur les germes CF dans les sites 5 et 4. En d'autres termes, une température élevée favoriserait l'apparition de fortes charges de ST et à un degré moindre de SF. L'influence de la T° sur ces germes est illustrée dans le cadre de cette étude par leur présence marquée dans l'ensemble des sites en octobre et en novembre.

La corrélation négative de la température avec les CF est rapportée par de nombreux auteurs qui signalent l'inactivation des contaminants fécaux suite à l'augmentation de la température (Bennani *et al.*, 2012; Ben Omrane *et al.*, 2009; Aslan-Yilmaz *et al.*, 2004; Chandran et Hatha, 2005 ; Vasconcelos et Swartz (1976). Craig *et al.*, (2004) ont montré que la survie d'*E. coli* diminue avec l'augmentation de la température ceci aussi bien dans l'eau que dans le sédiment ; ils notent que la disparition de ce germe est plus rapide dans l'eau que dans le sédiment et que les petites particules et l'importante en matière organique contenu dans le sédiment côtier augmenteraient la survie de *E. coli*.

D'autres travaux montrent que la baisse de la charge bactérienne est sous l'effet de la prédation provoquée par l'augmentation de la température de l'eau qui engendre la prolifération des protozoaires (Menon *et al.*, 2003). Des eaux riches en MES contiendraient des charges importantes de CF; Il est, en effet, rapporté que les MES jouent un rôle protecteur des germes indicateurs de contamination fécale contre les UV et les prédateurs; selon Yukselen *et al.*, (2003) les UV représentent les facteurs qui influent le plus sur la survie des coliformes. De nombreux auteurs considèrent la prédation comme un facteur écologique qui

contribue à la suppression de bactéries non indigènes de l'environnement (Enziger et Cooper, 1976 ; Scheuerman *et al.*, 1988; Gonzales *et al.*, 1990; Davies *et al.*, 1995).

L'axe 2 montre l'effet négatif de la salinité et du pH sur les charges en CT dans le site 1 et à un degré moindre dans les sites 2 et 5. La relative basse salinité relevée dans les sites 3 et 4 expliquerait l'abondance des coliformes totaux à leur niveau ; Nos résultats sont en accord avec les observations de Bordalo *et al.*, (2002) qui notent, lors de basses salinités de l'eau, une survie plus importante des germes indicateurs de contamination fécale. Selon Mill *et al.*, (2006) la salinité aurait une influence aussi importante que la température sur les teneurs en indicateurs de contamination fécale dans les eaux marines peu profondes.

D'autres auteurs rapportent que l'augmentation de la T° et de la salinité seraient plus néfastes à la survie des CF en présence d'ensoleillement (Solic et Krstulovic, 1992). Bennani *et al.*, (2012), Chigbu *et al.*, (2005), Garrido-Perrez *et al.*, (2008) rapportent que les teneurs des streptocoques fécaux seraient faiblement influencées par les variations de pH et la salinité. Ces résultats sont en accord avec ceux de Mayo, (1995) qui montrent que l'augmentation du pH affecte l'abondance des coliformes fécaux c'est-à-dire les pH basiques entraînent une nette diminution de la survie des coliformes fécaux. D'après Bordallo *et al.*, (2002) les streptocoques fécaux auraient une forte tolérance aux fortes salinités de la mer ; ceci plaiderait pour leur utilisation comme indicateur de pollution fécale en milieu marin.

Les résultats de l'analyse de classification hiérarchique font apparaître l'existence de dissimilarités entre les 5 sites par rapport à la variation des paramètres environnementaux mesurés. Le groupe 1 comprend les sites 4 et 5 localisés en zone rurale ; ces sites sont plus ou moins homogènes sur le plan factoriel d'ACP (1,2); leur source de contamination est diffuse car elle est engendrée par les eaux de ruissellement des eaux sur des bassins versants faisant partie intégrante du Parc National d'El Kala qui héberge forêt, parcours pastorale et animaux sauvages.

Les sites 1 et 2 forment le groupe 2; ils se trouvent en zone périurbaine et reçoivent les rejets domestiques des habitations situées à proximité. Le troisième groupe comprend le site 3, localisé en zone périurbaine. Ce site se singularise par le fait qu'il sert de réceptacle à 3 importantes sources ponctuelles représentées par l'effluent de l'usine de fabrication d'engrais

(FERTIAL), par l'oued Bedjima qui collecte les rejets urbains, sans traitement préalable, d'une grande partie de la ville d'Annaba et par l'oued Seybouse qui draine un important bassin versant sur lequel sont présentes agglomérations, industries et agriculture. Ce site est aussi contaminé par des sources diffuses représentées par les rejets domestiques des agglomérations de « joanville » et « Sidi Salem » et l'importante colonie d'oiseaux marins présente sur les plages environnantes (Telailia, 2014).

En référence aux normes de la qualité de l'eau édictées par la directive européenne (Voir Tab. 2 et Tab.3) qui limite les seuils à  $10^2$  E. coli /100ml pour les eaux de baignade et  $2.3 \cdot 10^2$  E.coli /100ml pour les eaux conchylicoles ; il s'avère que les eaux du Cap de Garde et Rezgui Rachid sont de bonne qualité bactériologique et celles de Lahnaya et Laouinet, de qualité bactériologique acceptable. En ce qui concerne la baignade, elle peut être autorisée dans les eaux des 4 sites (S1, S2, S4, S5). En ce qui concerne les eaux de Sidi Salem, elles se situent dans la catégorie D et sont de ce fait considérées de mauvaises qualités car elles sont très fréquemment polluées. Nous remarquons, par ailleurs que selon les mêmes normes, les eaux du Cap de Garde constituent le meilleur site d'activité conchylicole, en raison de l'absence de contamination bactériologique de ses eaux en rapport avec son éloignement des principales sources de contaminations.

**Tableau 17 :** Normes de la qualité requise des eaux de baignades (directive européenne du 8 décembre 1975, reprise par le décret exécutif N°91-980 du 20 septembre 1991. J.Off.Comm.Europ.et par le décret exécutif N°93-164 du 10 juillet 1993. JORA N° 46.

Paramètres bactériologiques	Valeur guide	Nombre impératif
Coliformes totaux/100ml	500	10000
Coliformes thermotolérants/100ml	100	2000
Streptocoques fécaux/100ml	100	-
Salmonelle	absence	absence

La directive européenne du 8 décembre 1975, reprise par le décret n° 91-980 du 20 septembre 1991, a établi les normes de qualité des eaux de baignade et les a classées en quatre catégories :

- Catégorie A : bonne qualité, respect des valeurs guides et impératives de la directive.
- Catégorie B : qualité moyenne, respect des normes impératives.
- Catégorie C : pouvant momentanément être polluée (entre 5 et 33 % d'échantillons non conformes aux valeurs impératives).
- Catégorie D : mauvaise qualité, trop fréquemment polluée (plus de 33 % d'échantillons non conformes aux normes impératives).

Ce classement attribué en fin de saison, partage d'une part, les eaux conformes (A et B) et d'autre part les eaux non conformes (C et D).

D'après le calcul de l'indice de Bourgeois (1980), basé sur le rapport Coliformes fécaux/Streptocoques fécaux (CF/SF), la source probable de la contamination de l'eau est principalement d'origine animale ; en effet, ces zones sont régulièrement fréquentées par les animaux domestiques et sauvages, surtout au niveau de la région de Lahnaya et Laouinet ; au niveau de Sidi Salem, les rejets émanant des abattoirs situés à proximité de la plage, expliqueraient aussi ces résultats. D'après Bitton, 1999 ; Clausen *et al.*, 1977; Farow *et al.*, 1984), les Streptocoques du groupe D susceptibles de contaminer les eaux sont typiques des déjections animales (*S.bovis* ; *S. equinus*) ; Ces espèces colonisent le bétail, les chevaux et les volailles bien qu'elles peuvent, parfois, être présentes chez l'humain (Devriese *et al.*, 1998 ; Ruoff *et al.*, 1989). Les contaminations humaine et mixte décelées à Rezgui Rachid, Laouinet et Lahnaya, auraient pour origine, les rejets domestiques des riverains et des estivants en été ; en ce qui concerne Sidi Salem, les contaminations humaine et mixte s'expliqueraient par la proximité de cette zone aux agglomérations de « joanville » et « Sidi Salem » et la présence d'une importante colonie d'oiseaux marins sur les plages environnantes et les divers rejets charriés par les Oueds Bedjimâa et Seybouse.

### **4.3-Qualité bactériologiques des moules.**

Les analyses bactériologiques des moules peuplant les sites d'étude, font apparaître des contaminations importantes par les Coliformes totaux avec des teneurs maximales pouvant atteindre 140 000 germes/100ml de broyats.

En ce qui concerne les Coliformes thermotolérants (*E. coli*), les pics de contamination de l'eau relevés sont de moindre intensité par rapport à ceux relevés au niveau des bivalves ; ceci peut s'expliquer par la fragilité de ces germes et leur brève durée de vie dans l'eau de mer d'une part (Rodier, 2005; CCME ,2006) et le pouvoir bio-accumulateur des bivalves d'autre part.

Quant aux Streptocoques (totaux et fécaux), leur présence de façon continue à des taux très élevés, dépassant le seuil toléré, peut s'expliquer par la résistance de ces indicateurs de pollution (Gleeson et Gray, 1997). Et témoignerait aussi de possibles contaminations anciennes (Rodier, 2005). Par ailleurs, on ne signale aucune présence de germes pathogènes.

En référence aux normes de salubrité des fruits de mer, édictées par la communauté européenne en 1991 (Tab.12) les bivalves peuplant les sites d'études, seraient impropres à la consommation directe, du fait que les taux de contamination mesurés sont nettement supérieurs aux valeurs européennes, préconisant moins de 230 *E.coli*/100g de chair et de liquide intervalvaire).

Nous notons toutefois, qu'en fonction de la période de récolte chaque site présente des teneurs en bactéries différentes ; de ce fait, nous pouvons classer le Cap de Garde et Laouinet comme zones de productions de la classe B, Lahmaya et Rezgui Rachid comme zone de production de classe C et Sidi Salem comme zone de production de la classe D.

**Tableau 18 :** Critères microbiologiques pour les mollusques bivalves et niveau de salubrité des zones de production (Communauté Européenne, 1991).

<i>E.coli</i> (E.C)/ 100g de chair et de liquide intervalvaire	Zones	Exploitation	Exploitation
Seuils microbiologiques	Classement	Elevage	Pêche professionnelle, gisement naturel
Au moins 90% des résultats <230 E.C. Aucun >1000 E.C.	A	Autorisé pour une consommation directe	Autorisé pour une consommation directe
Au moins 90% des résultats <4600 E.C. Aucun >4600 E.C.	B	Autorisé à être consommé après reparcage ou purification.	Autorisé mais après reparcage ou purification nécessaire avant commercialisation
Au moins 90% des résultats <46000 E.C. Aucun >46000 E.C.	C	Autorisé à la consommation après reparcage (sur une longue période) ou après purification intensive.	Autorisé à la consommation après reparcage (sur une longue période) ou après purification intensive
Au moins 90% des résultats >46000 E.C.	D	Impossible de récolter des coquillages pour la consommation humaine.	Impossible de récolter des coquillages pour la consommation humaine.

Les Résultats de l'analyse statistique, révèlent l'existence d'une variation entre les différents sites, dans la distribution des contaminants, d'un mois à l'autre ; en effet, une différence très hautement significative est observée dans la distribution d'*E. coli* chez les moules, en contrepartie, elle est significative dans la distribution des coliformes dans les eaux.

Par ailleurs, parmi les germes recherchés, nous notons que les coliformes sont relativement plus sensibles aux paramètres environnementaux que les Streptocoques,

principalement au pH qui est le facteur le plus influant, surtout au niveau de Sidi Salem. Ceci s'expliquerait par la proximité de ce site aux différents rejets industriels, urbains et des apports des Oueds Bedjimâa et Seybouse ; le calcul de l'intervalle de confiance et l'analyse en composantes principales, confirment une fois de plus que Sidi Salem reste le plus contaminé des 5 sites.

#### **4.4- Caractéristiques physico chimiques de l'eau de la lagune El Mellah**

La mesure des paramètres physico-chimique de l'eau de la lagune montre que certains paramètres abiotiques tels que la température, l'oxygène dissous, le pH et la salinité présentent des fluctuations saisonnières.

Les valeurs de la température de l'eau de la lagune présentent des variations similaires au niveau des sites de prélèvement et montre l'existence de deux périodes bien distinctes : l'une froide, allant d'octobre à mars avec un minimum enregistré en janvier (11,8° C) et l'autre, chaude, s'étalant d'avril à septembre durant laquelle un maximum est enregistré en août (32,6°C). La différence de température entre le mois le plus chaud (août) et le mois le plus froid (janvier) est de 20°C ; ceci est le reflet du caractère méditerranéen de la région où les contrastes entre la saison chaude et la saison froide sont très sévères.

Les conditions climatiques locales, la température de l'air et les phénomènes d'évaporation de l'eau dus à l'augmentation de cette dernière sont en relation directe avec les fluctuations de la température de l'eau. Semroud (1983) ; De Casabianca-Chassany *et al.* (1991); Grimes (1994) ont rapportés des résultats similaires relevés sur cette lagune montrant l'existence de deux périodes chaude et froide. Cette caractéristique est, comme l'a souligné Semroud (1983), liée à la faible profondeur de la masse d'eau ; elle est, de ce fait, commune à plusieurs milieux lagunaires méditerranéens. La forte influence de température de l'air sur celle de l'eau d'une lagune tunisienne a aussi été rapportée par Vincke (1982).

Tout comme la température, la salinité de l'eau de la lagune présente des fluctuations saisonnières. Nous enregistrons, en effet, de faibles salinités en période hivernale comprise entre 22,5g/l et 26,5g/l avec un minimum en janvier dans l'ensemble des stations ; ceci s'expliquerait par la forte dilution des eaux de la lagune engendrée par les apports élevés en eau douce ayant pour origine les fortes précipitations et la faible évaporation de l'eau.

En revanche, les fortes salinités sont enregistrées en période estivale (34,9g/l en juillet, 33,5g/l en août et 32,3 en septembre), du fait de l'action conjuguée des fortes températures engendrant de fortes évaporations et la baisse des précipitations à l'origine de la baisse des apports en eau douce. Les échanges mer-lagune par le biais du chenal ont une influence sur le degré de salinité de l'eau ; ainsi Bakalem *et al.* (1981), rapporte que suite à l'aménagement du chenal en 1988 une forte salinité est enregistrée en avril par rapport à celle relevée en mai ; ces auteurs expliquent cela par l'importance des échanges qui ont eu lieu à cette période dans le sens mer-lagune.

Des résultats similaires, concernant cette lagune ont été évoqués par Semroud (1983) ; De Casabianca-Chassany *et al.*, (1991) ; ces derniers pensent qu'étant donné le volume important des arrivés d'eau au lac, le régime de la salinité est régi par celui des précipitations ; c'est l'importance de ces dernières qui engendre l'excédent ou le déficit et déterminent ainsi le sens des échanges avec la mer et de ce fait la salinité.

Les relevés des teneurs en O<sub>2</sub> dissous de la lagune mettent en évidence l'existence de fortes teneurs en O<sub>2</sub> en période hivernale et printanière (13,55mg/l et 12,85mg/l) et des teneurs basses en période automnale (3,8mg/l). Les variations des teneurs de l'O<sub>2</sub> dissous sont directement liées aux variations saisonnières de la température et la salinité de l'eau du fait que ces deux facteurs abiotiques conditionnent le processus de solubilité de l'O<sub>2</sub>.

La baisse de la température et celle de la salinité de l'eau sont à l'origine d'une meilleure oxygénation de l'eau en période hivernale et printanière, ainsi que l'augmentation de l'interface air-eau et du brassage de ce dernier engendré par l'augmentation des échanges Oueds-lagune-chenal. Alors que la baisse de l'oxygénation enregistrée en automne, elle serait non seulement liée à l'élévation de la température qui limite la solubilité de l'oxygène, mais aussi au calme hydrodynamique qui empêche le brassage de l'eau.

En conclusion, la dissolution de l'oxygène dans l'eau du lac dépend non seulement de la température et la salinité mais aussi de l'action des vents qui favorise le brassage de l'eau, des échanges avec la mer, de la décomposition de la matière organique au niveau du fond (phénomène à l'origine d'une forte consommation en O<sub>2</sub>), des apports en eau douce.

Bricker *et al.*, (1999) prennent en compte, parmi plusieurs critères, les concentrations en O<sub>2</sub> dissous, et font référence aux niveaux suivants : 2 à 5mg/l (domaine de stress biologique), 0 à 2mg/l (domaine hypoxique) et 0mg/l (domaine anoxique).

En France, Beaupoil et Bornes (1997) fixent, dans les estuaires bretons, les seuils en O<sub>2</sub> dissous suivants : supérieur à 5mg/l (qualité excellente à acceptable), de 3 à 5 mg/l (qualité moyenne à médiocre), de 2 à 3mg/l (qualité mauvaise à très mauvaise), de 1 à 2 mg/l (hors classe niveau 1), inférieur à 1 mg/l (hors classe niveau 2). Ce qui nous permet de dire que, durant la période d'étude, les eaux de la lagune El-Mellah présentent une qualité excellente à acceptable (les teneurs en oxygène dissous dépassant 5 mg/l) sauf en automne où une baisse de la teneur (en dessous de 5 mg/l en novembre) est enregistrée dans la lagune.

Le pH de l'eau de la lagune est légèrement alcalin (valeurs comprise entre 7 et 8,92) et les écarts entre sites ne sont pas très élevés. Des résultats similaires sont rapportées par de nombreux auteurs (Semroud, 1983 ; Backalem *et al.*, 1981 ; Gibout, 1987 ; Guelorget *et al.*, 1989 ; Draredja, 1992 ) qui rapportent, en effet, des valeurs comprises entre 7 à 9.

Cette alcalinité s'explique par la ventilation du milieu. Les fortes baisses du pH enregistrées en février, auraient pour origine des apports de substances acides charriées par les oueds ou le chenal, ou bien des pluies acides ayant pour origine les rejets d'Asmidal.

L'homogénéité des différents paramètres physico-chimiques de l'eau de la lagune est appuyée par l'analyse statistique qui montre qu'il n'existe pas de différences significatives entre les différents sites, mais en revanche il y'a un effet mois, en rapport avec les variations saisonnières.

Il est rapporté qu'*E. coli* vit dans des eaux neutrophiles dont le pH est égal à 7,6 et résiste à des températures extrêmes allant de 8° C à 48° C (Herenden *et al.*, 1979). De ce fait les eaux de la lagune semblent offrir un milieu propice au développement de ces germes fécaux ; les valeurs des paramètres mesurées (température, salinité, pH et O<sub>2</sub> dissous) ne constituent pas un frein au développement et la croissance de ces germes durant la période d'étude.

#### 4.5-Qualité bactériologique de l'eau de la lagune El Mellah

L'analyse bactériologique de l'eau de la lagune révèle l'existence de variations saisonnières des teneurs en germes dans l'ensemble des stations. En ce qui concerne les coliformes totaux, 4 pics de 93 germes/100ml sont enregistrés en novembre et avril respectivement dans les tables et le Sud du lac, et à l'embouchure de l'Oued Souk R'Guibet en mars et juillet ; en revanche, les concentrations en *E. coli* sont relativement faibles, n'excédant pas 50 germes/100ml. Les concentrations élevées de coliformes totaux s'expliqueraient par le lessivage des sols par les pluies. Quand aux concentrations maximales d'*E. coli* enregistrés en août au Sud de la lagune, à l'embouchure de l'oued Souk R'Guibet et le chenal (45 germes/100g); Ces teneurs trouveraient une explication d'une part dans l'importante activité touristique que connaît cette région à cette période de l'année et d'autre part à la présence d'animaux.

Selon Dawe et Pentose, (1978), Gauthier et Pietri, (1989), la survie de ces microorganismes varie d'un site à l'autre et d'une saison à l'autre ; de ce fait, la qualité intrinsèque du milieu récepteur joue un rôle important vis-à-vis du devenir des germes fécaux dans le milieu naturel. Ces derniers ont démontré qu'un prélèvement réalisé au niveau du sédiment après une crue montre une charge bactérienne plus importante (de l'ordre de  $10^4$  *E.coli* /ml ou par gramme). Corre *et al.*, (1998) mettent en évidence la variabilité de la charge bactérienne véhiculée par les eaux d'une rivière. Partant d'une contamination de base de 100 *E. coli*/ 100ml hors période de crue, les densités peuvent atteindre  $10^6$  *E. coli*/ 100ml après une averse orageuse passant par des valeurs généralement comprises entre  $10^4$  et  $10^5$  *E. coli*/ 100ml en période de crue.

Des études réalisées au niveau de la lagune Moulay Bousselham au Maroc, rapportent des valeurs comprise entre  $10^2$  et  $10^4$  coliformes totaux/100ml et un maximum de coliformes fécaux enregistré en juillet proche de 700 germes/100ml d'eau (Galaf et Ghannam, 2003).

Les résultats de la teneur et le dénombrement des streptocoques montrent que les teneurs en streptocoques totaux et fécaux sont maximales en période estivale dans l'ensemble des sites prospectés. En ce qui concerne les streptocoques fécaux les concentrations les plus élevées sont enregistrées en période hivernale au niveau des tables et au Sud de la lagune.

Galaf et Ghannam (2003) montrent qu'au niveau de la lagune Moulay Bouselham, l'existence de deux périodes bien distinctes pour les streptocoques fécaux l'une de faible contamination et l'autre de contamination plus importante durant les mois d'avril, mai, juin, et juillet, Ces deux derniers mois enregistrent les contaminations les plus importantes en raison de l'arrivée massive des estivants et l'activité de pêche.

En référence aux normes de qualité de l'eau édictées par la directive européenne (1991) qui limite les valeurs guide à 2000 *E. coli* pour les eaux de baignade et 300 *E. coli* pour les eaux conchylicoles, il s'avère que les eaux de la lagune sont de bonne qualité bactériologique et peuvent être le support d'activités conchylicoles et de baignade. Nous remarquons par ailleurs que selon les mêmes normes, les eaux des tables et du centre du lac sont de très bonne qualité du fait qu'ils soient loin de tout apport tellurique en bactéries.

#### **4.6-Qualité bactériologique des bivalves peuplant la lagune El Mellah**

Les résultats de l'analyse bactériologique des bivalves peuplant la lagune montrent que c'est en période estivale que d'importantes charges bactériennes en coliformes totaux, coliformes fécaux et *E.coli* (dépassant  $100 \cdot 10^3$  germes/100ml de broyat) sont enregistrées. En ce qui concerne les streptocoques totaux et streptocoques fécaux les teneurs maximales sont relevées en période printanière.

Les analyses de fruits de mer réalisées dans la lagune de Moulay Bouselham du Maroc par Galaf et Ghannam (2003) montrent que les teneurs en coliformes totaux varient de  $7 \cdot 10^5$  à  $7 \cdot 10^6$  germes/100ml de broyats de palourdes et de  $6 \cdot 10^3$  à  $1,1 \cdot 10^5$  germes/100ml de broyat d'huîtres ; ces auteurs expliquent ces différences par le fait que les palourdes filtrent 9 fois plus d'eau que les huîtres. Ces mêmes auteurs rapportent des teneurs en streptocoques fécaux variant de  $2 \cdot 10^3$  à  $3 \cdot 10^5$  germes/100g de broyat d'huîtres, quand aux palourdes, les teneurs en streptocoques varient entre  $1,1 \cdot 10^5$  à  $1,4 \cdot 10^6$  germes /100g de broyat. Ceci les a amenés à conclure que les palourdes montrent une contamination nettement plus importante que celle des huîtres aussi bien en coliformes qu'en streptocoques.

Les bivalves récoltés à partir des 3 sites ne présentent pas de teneurs en germes différentes ; nous notons toutefois chez la palourde, des différences hautement significatives des teneurs en coliformes totaux et *E.coli* d'un mois à l'autre.

Par ailleurs, en ce qui concerne la coque le nombre de coliformes et streptocoques est inversement proportionnelle ; ceci est mis en évidence par des valeurs négatives du coefficient de corrélation «  $r$  » où nous notons la dominance des coliformes totaux illustrée par des teneurs proches de 140 000 coliformes totaux/100g de broyat contre seulement 6500 streptocoques totaux /100g de broyat en mars quand la température de l'eau a atteint 12°C. En avril, quand la température atteint 18°C, des teneurs proches de 20 000 germes /100g de broyat sont relevées aussi bien pour les coliformes totaux que pour les streptocoques totaux. Quand la température atteint 29°C (en août), les teneurs enregistrées atteignent 140 000 coliformes totaux/100g et 6500 streptocoques totaux /100g de broyat.

Les résultats de l'analyse statistique montrent chez les bivalves récoltés dans la lagune El-Mellah un effet mois en ce qui concerne les teneurs en coliformes totaux et *E. coli*. Par ailleurs, parmi les germes recherchés nous notons que les coliformes sont relativement plus sensibles aux paramètres environnementaux que les streptocoques.

En référence aux normes de salubrité des fruits de mer édictées par la Communauté européenne en 1991 (< 300 coliformes fécaux/100g de chair et < 230 d'*E. coli* /100g de chair) ; les bivalves peuplant la lagune El-Mellah seraient impropres à la consommation directe en fonction des périodes mais aussi des stations de récolte.

Nous notons, en effet, qu'en fonction de la période et dans un même site chaque espèce de bivalves présente des teneurs en bactéries différentes. De ce fait la lagune El-Mellah présenterait des niveaux de salubrité différents en fonction des saisons et aussi de la zone de récolte des bivalves.

En référence aux critères retenus par la Communauté européenne en 1991 et consignés dans le **tableau 18**, nous pouvons classer la partie Nord de la lagune comme zone de production de la classe « B » ; de ce fait, les bivalves récoltés ne pourront être consommés qu'après reparcage et purification.

En ce qui concerne la zone de Souk R'Guibet et la partie Sud de la lagune, de part les teneurs en bactéries que présentent les bivalves qui y vivent, nous les classons en zone « C ». Ceci nous amène à autoriser ces mollusques à la consommation mais après reparcage sur une longue durée ou après purification intensive.

On constate que durant la période d'étude, la source probable de la contamination des eaux à l'embouchure de l'Oued Souk R'Guibet est animale en période printanière ; plutôt mixte au niveau du chenal ; mixte et parfois animale au Sud de la lagune. L'origine mixte et animale est essentiellement due aux animaux de pâturages et aux agglomérations qui sont aux alentours du lac.

La source probable de la contamination de la palourde de la partie Nord de la lagune serait mixte ou animale au printemps, humaine en été. Alors que la source probable de la contamination de la coque à ce niveau est d'origine humaine en mars, animale en avril. A l'embouchure de l'Oued Soug R'Guibet, la contamination serait plutôt d'origine mixte ou animale pour les deux espèces étudiées. Enfin au Sud de la lagune, l'origine animale est prédominante au printemps mais serait plutôt humaine en août pour les deux mollusques bivalves.

*Conclusion*

## 5- Conclusion générale

Il ressort de cette étude que :

✓ Les eaux du littoral Nord-Est algérien et celles de la lagune El Mellah, semblent profiter d'une meilleure oxygénation en période hivernale et printanière.

✓ Les températures les plus élevées sont enregistrées en période estivale dans l'ensemble des stations. Du fait de la faible masse d'eau de la lagune un écart de températures de 20° C est enregistré dans ce plan d'eau.

✓ Le pH est alcalin et les écarts entre stations ne sont pas très élevés.

✓ La salinité est importante en période estivale et automnale ; les eaux de la lagune montrent un écart important de la salinité (13g/l) en relation avec l'ouverture de ce plan d'eau avec la mer.

✓ Le site Sidi Salem, représente la partie du Golfe la plus contaminée, du fait de sa proximité de divers effluents tels que l'oued Bedjimâa, l'oued Seybouse et autres rejets urbains. L'impact de cette forte anthropisation classe les eaux et les zones de ramassage des bivalves respectivement dans la catégorie D (eau de mauvaise qualité et fréquemment polluée) et dans la zone D (coquillages interdits à la consommation humaine).

✓ La récolte des bivalves dans la lagune présentent des teneurs en germes variables en fonction du site et de la saison rendant leur consommation tributaire de certaines mesures préalables telles que le reparcage et l'épuration naturelle plus ou moins prolongée.

**En perspectives**, il serait intéressant :

▪ D'augmenter la fréquence des analyses des paramètres biotiques et abiotiques dans l'optique de l'utilisation de l'outil statistique, seule méthode qui apporte des réponses claires et pertinentes à toutes corrélations existantes entre ces paramètres.

▪ D'étendre les analyses bactériologiques de l'eau et des bivalves aux sédiments. On obtiendrait ainsi des données essentielles pour la conception de nouvelles stations

d'épuration et de nouveaux émissaires à ces emplacements et aussi pour apporter d'éventuelles modifications aux installations existantes.

- De réhabiliter les zones de baignade et de conchyliculture actuellement soumises à une pollution par les eaux usées par l'aménagement de stations d'épuration et d'émissaires sous-marins ;

- De réaliser des études microbiologiques pour établir une liste plus complète des microorganismes dont il convient de déterminer la présence et la concentration dans les zones marines (à usage récréatif et conchylicole) connues pour être affectées par des effluents urbains et où l'on s'emploiera à interpréter l'importance pathogène réelle d'agents tels que les salmonelles dans l'eau de mer.

- D'introduire comme paramètre de risque principal dans les eaux de baignade l'étude des entérovirus en raison de leur faible dose infectante et du fait que le choléra est l'une des principales maladies associées à la consommation de coquillages contaminés par des eaux usées. C'est le cas de *Vibrio parahaemolyticus*, espèce de vibriion très répandue en Méditerranée et dont la présence est considéré comme naturelle dans le milieu marin.

- De réaliser des études épidémiologiques afin d'établir une corrélation entre les zones de baignade et de ramassage de coquillages et l'éventuelle déclaration de maladies et de troubles donnés.

*Références*  
*Bibliographiques*

## Références bibliographiques

---

### A

**ACIA., 2004.** Manuel des opérations de contrôle de solubilité des mollusques.

**Aminot A. et Chaussepied M., 1983.** Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO. Brest, pp:395

**Anderson K.L., Whitlock J.E., Harwood V., 2005.** Persistence and differential survival of fecal indicator bacteria in subtropical waters and sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 71: 3041-3048.

**Anonyme, 1976.** Extension du port d'Annaba. Etude générale des conditions naturelles dans le golfe (Synthèse finale du LCHF). 41 p.

**Anonyme 1987.** Note du secrétariat générale, conseil de l'Europe. Convention relative à la conservation de la de la vie sauvage et du milieu naturel de l'europe. Stras-bourg. 1-2 Septembre 1987.

**Anonyme, 2005.** Thèse de modélisation de la bioaccumulation de métaux lourds chez la moule en milieu méditerranéen, Toulon, 46 p.

**Arrignon J., 1991.** Aménagement piscicole des eaux douces. 4<sup>ème</sup> édition. Pp 34, 35, 36, 49, 348.

**Aslan-Yilmaz A., E. Okus, S. Övez, 2004.** Bacteriological indicators of anthropogenic impact prior to and during the recovery of water quality in an extremely polluted estuary, Golden Horn, Turkey. *Mar. Pollut. Bull.* 49: 951-958.

**Augelmann A. 1996.** Etude de la pollution microbiologique par temps de pluie ; De l'impact sur les usages du littoral ; Des exemples de solutions en France et l'étranger. *Agence de l'Eau Seine –Normandie.*

### B

**Backalem A., Romano J. C. et Semroud R., 1981.** Contribution à l'étude des milieux saumâtre en Algérie, les peuplements benthiques du lac Mellah. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, 27(4) : 135-136.

**Badgley, B.D., F.I. Thomas, V.J. Harwood, 2011.** Quantifying environmental reservoirs of fecal indicator bacteria associated with sediment and submerged aquatic vegetation. *Environ. Microbiol.*, 13: 932–942.

## Références bibliographiques

---

**Baggi F., Demarta A., Peduzzi R., 2001** . Persistence of viral pathogens and bacteriophages during sewage treatment: lack of correlation with indicator bacteria. *Research in Microbiology*;152 (8):743-51.

**Barthe C., Perron I. et Perron I.M.R., 1998**. *Guide d'interprétation des paramètres microbiologiques d'intérêt dans le domaine de l'eau potable. Document de travail* (Version préliminaire). Ministère de l'environnement du Québec, 155p.

**Beupoil C., Bornens P., 1997-** Oxygène dissous et toxicité de l'ammoniaque en zones estuariennes : seuils d'acceptabilité. *Station de Biol. Mar. (Concarneau)*. Ed. Agence de l'Eau Loire-Bretagne. 48 p.

**Belaud A., 1996**. Oxygénation de l'eau en aquaculture intensive. Cepadues-Ed, collection Polytech., 207p.

**Bellon-Humbert C., 1962**. Les mollusques marins testacés du Maroc. II- Lamellibranches et Scaphopodes. *Travaux de l'institut scientifique Chérifien Série Zoologique Rabat.*, 28 : 184 p.

**Bennani M., Amarouch H., Boukanjer A., Nadre H., Lalaoui M., Allali M. et Cohen N., 2012**. Influence des facteurs environnementaux sur les charges des bactéries dans le littoral méditerranéen du Maroc. *European Journal of Scientific Research*, vol. 71 N°1 (2012), pp. 24-35

**Bernabe G., 1991**. Bases biologiques et écologiques de l'aquaculture. Edition Lavoisier. Paris. 500p.

**Berry, P.F.1978**. Reproduction, croissance, et production de la moule *Perna perna*, sur la côte Est de l'Afrique du Sud. Rapport d'investigation de l'Institut de Recherche d'Océanographie, Durban 48 :1 -28.

**Biomerieux., 2006**. Système d'identification des Entérobacteriaceae et autres bacillus à Gram négatif non fastidieux, réf. 20100/20 160.

**Bitton G., 1999**. Wastewater Microbiologie. John Wiley et Sons, 578p.

**Blaustein, R.A., Y. Pachepsky, R.L. Hill, D.R. Shelton, G. Whelan, 2013**. *Escherichia coli* survival in waters: temperature dependence. *Water Res.*, 47:569–578. doi: 10.1016/j.watres.2012.10.027

**Bogosian G., Morris P.J.L., O'Neil J.P., 1998**. A mixed culture recovery method indicates that enteric bacteria do not enter the viable but non culturable state. *Microbiology*; 64(5):1736-42.

**Bonde G.J. 1966**. "Sacteriological methods for estimation of water pollution" *Health Lab. Sei.*, 3: 124.

## Références bibliographiques

---

**Bonilla, T.D., K. Nowosielski, M. Cuvelier, A. Hartz, M. Green, N. Esiobu, D.S. Mc Corquodale, S. Nwadiuto-Esiobu-Donald, M. Mc Corquodale-Jay, A. Fleisher Rogerson, 2007.** Prevalence and distribution of fecal indicator organisms in South Florida beach sand and preliminary assessment of health effects associated with beach sand exposure. *Marine Pollution Bulletin* 54: 1472-1482.

**Bordalo A.A., Onrassami R. and Dechsakulwatana C., 2002.** Survival of faecal indicator bacteria in tropical estuarine waters (Bangpakong River, Thailand). *Journal of Applied Microbiology* 93: 864-871

**Borrego A.F. et Romero P., 1982.** Study of the microbiological pollution of a Malaga littoral area II. Relationship between faecal coliforms and faecal streptococci. VI<sup>ème</sup> journée Etude. *Pollutions Cannes* (2-4 décembre): 561-569.

**Ben Omrane –Boukef I., El Bour M., Elmejri S., Bejaoui B., Mraouna R., Harzallah, A., Boudabous A., 2009.** Étude de l'influence des facteurs environnementaux sur la distribution de différentes populations bactériennes dans une station mytilicole de la lagune de Bizerte (Nord-Tunisie). *Rev. Sci. Eau*, 22, (1), p. 79-91

**Ben Omrane -Boukef, I., S. Trabelsi, R. Mraouna, M. El Bour, 2013.** Etude comparative de la survie en eau de mer de *Vibrio parahaemolyticus* avec *Escherichia coli* et *Salmonella typhimurium*. *Archives de l'Institut Pasteur de Tunis*.

**Bourgeois C.M., Mexels J.F. et Zuccas J., 1980.** Aspect microbiologique de la sécurité de la qualité alimentaire. pp 3-51.

**Boyer A., 1986.** Les coquillages comestibles. Edition que sais-je ? n°416. *Presse Université de France*. 125p.

**Bricker S.B., Clement C.G., Pirhalla D.E., Orlando S.P. et Farrow R.G., 1999.** National Estuarine Eutrophication Assessment. Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science. Silver Spring, MD., 71 p.

**Brissou J.F. et Denis F.A., 1980.** Techniques de surveillance de l'environnement maritime. Edition Masson, Paris.

**Bunel ,1995.** Les parasites Giardia – Cryptosporidium Approche du risque sanitaire Mémoires DESS Environnement.

### C

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

**Carrillo M., Estrada E., Hazen T.C. 1985,** Survival and enumeration of the fecal indicators *Bifidobacterium adolescentis* and *Escherichia coli* in a tropical rain forest watershed. *Applied Environmental Microbiology*;50(2):468-76.

**Castenada Chavez M., Sedas V.P., Borunda E.O. et Reynoso F.L., 2005.** Influence of water temperature and salinity on seasonal occurrences of *Vibrio cholera* and enteric bacteria in oyster-producing areas of Veracruz, Mexico. *Mar. Pollut. Bull.*, 50, 1641-1648.

**CEAEQ., 2000.** Recherche et dénombrement des coliformes fécaux ; méthode par filtration sur membrane. Centre d'expertise en analyse environnementale, Gouvernement du Québec, 24p

**C.C.M.E. 2006.** A Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Draft April 20, 2006.

**Chaïbi R., 2004.** Caractéristiques physico-chimiques et évaluation du niveau trophique d'un écosystème lagunaire (la lagune El Mellah). Magister en Sciences de la Mer-Université d'Annaba. pp.50-51-52-53.

**Chandran A., M. Hatha, 2005.** Relative survival of *Escherichia coli* and *Salmonella typhimurium* in tropical estuary. *Water Res.* 39: 1397-1403.

**Chedad K., Assobhei O., 2007.** Etude de la survie des bactéries de contamination fécale (coliformes fécaux) dans les eaux de la zone ostréicole de la lagune de Oualidia (Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie* ; 29:71-9.

**Chigbu P., Gordon S., & Strange T.R., 2005.** Fecal coliform bacteria disappearance rates in a north-central Gulf of Mexico estuary *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65 (1-2): 309-318.

**Clausen E.M., Green B.L. et Litsky W., 1977.** Faecal Streptococci Indicators of pollution. In Hoadley A.W. , Dutka BG, edit., *Bacterials indicators /Health hazards associated of water.* American Society for Testing of Materials, ASTM STP 635, pp: 247-264.

**Colford, J.M., Kenneth Jr, C. Schiff , J.F. Griffith, V. Yau, B.F. Arnold, C.C. Wright, J.S. Gruber, T.J. Wade, S. Burns, J. Hayes, C. McGee, M. Gold, Y. Cao, R.T. Noble, R. Haugland and S.B. Weisberg, 2012.** Using Rapid Indicators for *Enterococcus* to Assess the Risk of Illness after Exposure to Urban Runoff Contaminated Marine Water. *Water Res.*, 46(7): 2176–2186.

## Références bibliographiques

---

**Communauté européenne, 1991.** Directive du conseil européen, fixant les règles régissant la production et la mise sur marché de mollusques bivalves vivants (91/492/CEE) du 15 juillet 1991, modifié par l'arrêté du 21 juillet 1995. J. Off. Comm. Europ., 1-17.

**Cormier M. 1994.** Rejets urbains et contamination fécale. *Oceanologica acta. Proceedings of the international colloquium on the environment of epicontinental seas. 1991*; 11:321 – 7.

**Corre S., Jacq E. et Moullec B., 1998.** Quantification et survie des bactéries des eaux du Coët-Dan.

**Costaa, G., G. Caladob, F. Errab, M. Freitas, K. Krehla and M.A.A. Pinheiro de Carvalhoc, 2014.** Microbiology Water Quality of Three Coastal Beaches at Madeira Island, Atlantic Ocean. *Hydrol Current Res.*, 5:3<http://dx.doi.org/10.4172/2157-7587.1000175>.

**Craig, D.L., Fallowfield, H.J., & Cromar, N.J., 2004.** Use of macrocosms to determine persistence of *Escherichia coli* in recreational coastal water and sediment and validation with in situ measurements. *Journal of Applied Microbiology* 96 : 922–930.

**Cruvel, 1926.** Les pêches maritimes en Algérie Station d'aquaculture et de la pêche Castiglione. 2 : pp 94-135.

### D

**Dakii M., 2003.** Rapport : diagnostic pour l'aménagement des zones humides du nord-est du Maroc : 2. Sebkha Bou Âreg (lagune de Nador) *Institut Scientifique, Rabat*

**Dagnelie P., 2007.** *Statistique théorique et appliquée* : Tome 1, *Statistique descriptive et bases de l'inférence statistique*. Bruxelles, De Boeck; 2<sup>ème</sup> édition. 511 p.

**Dagnelie P., 2011.** *Statistique théorique et appliquée*. Tome 2. *Inférence statistique à une et à deux dimensions*. Bruxelles, De Boeck, 3<sup>ème</sup> édition. 736 p.

**Darakas E., Koumoulidou T. and Lazaridou D. 2011.** Fecal indicator bacteria declines via a dilution of wastewater in seawater. *Desalination*, 248, 1008-1015.

**Darigniac-Corbeil M.J., 1976.** La moule. *Rev Trav. Inst. Pêches maritimes* XL (2) : pp315-345

**Davies C.M., Long J.A.H., Donald M. and Ashbolt N.J., 1995.** Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 61, 1888–1896.

## Références bibliographiques

---

**Dawe L.L. et Pentose W.R., 1978.** "Bactericidal" property of seawater: death or debilitation, *Appl. Envir. Microbiol.*, 829-833.

**De Casabianca-Chassany M.L., Semroud R. et Samson-Kechacha F.L., 1991.** Etude spatio-temporelle des sels nutritifs et des principales variables hydrologiques dans une lagune méditerranéenne : Le lac Mellah (Algérie). *Mésogée*, 51 : 15 – 23.

**Delcenserie V., China B., Gavini F., Beerens H., Daube G., 2002.** Proposition pour un nouveau standard indicateur de la contamination d'origine fécale dans les aliments : le genre *Bifidobacterium*. *Ann. Méd. Vét.* ; 146:279-93.

**De Schaetzen M.A., Daube G., 2003.** Les mollusques bivalves, des aliments dangereux ? *Ann. Méd. Vét.*, 147 : 413-422. Université de Liège, Faculté de Médecine Vétérinaire, Laboratoire de microbiologie des denrées alimentaires. Belgique.

**Devriese L.A., Vandamme P., Pot B., Vanrobaeys M., Kersters K. & Haesebrouck F., 1998.** Differentiation between *Streptococcus gallolyticus* strains of human clinical and veterinary origins and *Streptococcus bovis* strains from the intestinal tracts of ruminants. *J. Clin. Microbiol.* 36, 3520-3523.

**Directive européenne, 1975.** Directive du conseil fixant les règles régissant les eaux de baignade, reprise par le décret exécutif N° 91-980 du 20 septembre 1991. *J. Off. Comm. Europ.*

**Dogan-Halkman H.B., Cakir I., Keven F., Worobo R.W., Halkman A.K., 2003.** Relationship among fecal coliforms and *Escherichia coli* in various foods. *European Food Research and Technology*; 216(4):331-4.

**Draredja B., 1992.-** Conditions hydrosédimentaires et structure de la macrofaune benthique en période printanière d'un écosystème lagunaire méditerranéen : lac Mellah (Algérie). *Thèse magister en océanographie biologique, ISMAL (Alger)* : 14.

**Ducrottoy J-P., El kaim B. 1992.** Spatio-temporal changes in the distribution of marobenthic communities in a megatidal estuary. *International council for the exploration of the sea, C.M.* 1992/L: 34, 8pp.

**Dupray E., Fach P. et Fredighi., 1999.** Bactéries et qualité sanitaire des coquillages de la Baie de la Fresnaye. *Ecole Nationale Vétérinaire de Nantes*.

### E

**Edberg S.C., Allen M.J., Smith D.B. 1991-** Defined Substrate Technology; Method for Rapid and Specific Simultaneous Enumeration of Total Coliforms and *Escherichia Coli* from

## Références bibliographiques

---

Water - Collaborative Study. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists* **1991**; 74 (3): 526 - 9.

**Edberg S.C., Rice E.W., Karlin R.J. et Allen M.J., 2000.** *Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public protection. *Journal of Applied Microbiology*, 64:3079-3083.

**El idrissi L., 1997.** Control hygienique des plages. Mer-pol 1995-1996 2<sup>ème</sup> édition.

**Elmund G.K., Allen M.J. et Rice E.W., 1999.** Comparison of *Escherichia coli*, total coliform and fecal coliform population as indicators of wastewater treatment efficiency. *Water environ.res.*71:332-339.

**Enziger R.M. and Cooper R.C., 1976.** Role of bacteria and protozoa in the removal of *Escherichia coli* from estuarine waters. *Applied and Environmental Microbiology* 31, 758–763.

**Evison L.M., 1989.** Comparative studies on the survival of indicator organisms and pathogens in fresh and seawater. *Water Research* 20, 309–315.

**Evdokimova N.V., Dorofeev A.G., Panikov N.S., 1994.** Dynamics of survival and transition to dormant state of nitrogen-starving bacteria *Pseudomonas fluorescens*. *Microbiology*; 63 (2): 99-104.

### F

**Farrow, J.A.E., 1984.** Taxonomic studies of *S. bovis* and *S. equinus*; description of *S. galactolyticus* sp. no. and *S. Saccharollyticus* sp. Nov. *Systematic and Applied Microbiology*, 5: 467-482.

**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.

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

**Fewtrell L, and Bartram J. 2001.** Water quality: guidelines, standards and health. World Health Organization Water Series IWA Publishing, London (UK)

**Figueras M. J., Polo F., Inza I., Gurro J., 1997.** Past, present and future perspectives of the EU bathing water directive, *Mar. Pollut. Bull.*, 34 : 148-156.

## Références bibliographiques

---

**Fiksdal L., Pommeupuy M., Caprais M.P., Midttun I., 1994.** Monitoring of fecal pollution in coastal waters by use of rapid enzymatic techniques. *Applied and Environmental Microbiology* ; 60(5):1581-4.

**Fisher W., Bauchot M.L. et Schneider M., 1987.** Fiche FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche en Méditerranée et en mer Noire. Zone de pêche 37. Vol.1. Végétaux et invertébrés. Publication FAO et commission de communautés européennes. Rome, FAO.vol.1.760p.

**Fisher-Piette, E. Metivier. B. 1971.** Révision des Tapetinae (Mollusques Bivalves). *Mem. Mus. Nat. Hist. Nat., nouv. série, A Zoologie*, 71: 1-106.

**Foulon G., Marin J., Nguyen NQ., Martin-Bouyer G. 1983.** Etude de la morbidité humaine en relation avec la pollution bactériologique des eaux de baignade en mer. *Sciences*, 2(2) : 127-143

**Franc A., 1960.** Classe des bivalves. in : *Traité de zoologie (GRASSE)* Paris, Masson Edit.,5(2) :pp1885-2133.

**Frehi H., 1995.** Etude de la structure et du fonctionnement du système phytoplanctonique dans un écosystème marin côtier. Eutrophisation de la baie d'Annaba. Mémoire de Magister. Université d'Annaba.

### G

**Galaf F. et Ghannam S., 2003.** Contribution à l'élaboration d'un site web sur la pollution du milieu marin (pollution biologique). Troisième cycle en agronomie. Option : Halieutique. Royaume du Maroc. pp 40.

**Gallagher, M.A., R. Karthikeyan, S. Mukhtar, 2012.** Growth Kinetics of Wildlife *E. coli* Isolates in Soil and Water. *Journal of Environmental Protection*, 3 : 838-846

**Gantzer C., Lucena F., Schwartzbrod L., Jofre J., 1998.** Indicateurs de contamination virale du milieu hydrique : mythe ou réalité ? *Virologie* ; 2:117-25.

**Ghaidalia ., Bourgeois., 1961.-** Influence de la température et de l'éclairement sur la distribution des crevettes de moyennes et de grandes profondeurs. *Edit, Rev. Gen. Fish. Med (Fra) n°1* : 16 : pp 53-58 p.

**Garcia Armisen T., Servais P., 2004.** Enumeration of viable *E. coli* in rivers and wastewaters by fluorescent in situ hybridization. *Journal of Microbiological Methods*; 58:269-79.

## Références bibliographiques

---

**Garrido-Perez M.C., Anfuso E., Acevedo A. & Perales-Vargas-Machuca, J.A., 2008.** Microbial indicators of faecal contamination in waters and sediments of beach bathing zones. *Int. J. Hyg. Environ. Health.* 211: 510-517.

**Gauthier M.J. et Pietri C., 1989.** Devenir des bactéries et virus entériques en mer. Chap. 12, 319- 339.

**George I., Petit M., Servais P., 2000.** Use of enzymatic methods for rapid enumeration of coliforms in freshwaters. *Journal of Applied Microbiology* **2000**; 88:404-13.

**George I., Anzil A., Servais P., 2004.** Quantification of fecal coliform inputs to aquatic systems through soil leaching. *Water Research* **2004**; 38(3):611-8.

**Gérard A. 1978a.** Recherche sur la variabilité de diverses populations de *Ruditapes decussatus* et *Ruditapes philippinarum* (Veneridae, Bivalvia). Thèse dr. 3<sup>e</sup> cycle. Univ. Bretagne Occidentale, Brest, France, 149 p.

**Gibout P., 1987.**-Atlas hydrologique de la Méditerranée. Ed. Ifremer-Shom (Paris), 150p.

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

**Gonzales J.M., Sherr E.B. and Sherr B.F., 1990.** Size-selective grazing on bacteria by natural assemblages of estuarine flagellates and ciliates. *Applied and Environmental Microbiology* 56, 583–589.

**Green, H.C., O.C. Shanks, M. Sivaganesan, R.A. Haugland, K.G. Field, 2011.** Differential decay of human faecal *Bacteroides* in marine and freshwater. *Environ. Microbiol.*, 13: 3235–3249.

**Grimes S., 1994.** Contribution à la connaissance des populations de *Cardium glaucum* (Bruguère, 1789), *Loripes lacteus* (Linnaeus, 1758) and *Brachydontes marioni* (Locard, 1889) du lac Mellah (El-Kala, Algérie) : 221p.

**Gruvel A., 1926.** Les pêches maritimes en Algérie. *Société d'Ed Challamel.* 162 p.

**Guallini P., 2008.** La Méditerranée menacée par la pollution. Article de la Provence presse. Octobre 2008

**Guelorget O., Frizoni G.F., Ximenes M.C., Perthuisot J.P., 1989.** Expressions biologiques du confinement dans une lagune méditerranéenne : lac El Mellah Algérie) : *Rev. Hydro. Trop.* 22 (2) : 87-99

**Guiraud P.J., 2003.** Microbiologie alimentaire. Dunod, Paris, pp 15.

### H

**Hancock, D.A., 1967.** Growth and mesh selection in the edible cockle (*Cardium edule* L.). *Journal of Applied Ecology*, **4**, 137-157.

**Hancock, D.A. & Franklin, A., 1972.** Seasonal changes in the condition of the edible cockle *Cardium edule* (L.). *Journal of Applied Ecology*, **9**, 567-579.

**Harwood V.J., Levine A.D., Scott T.M., Chivukula V., Lukasik J., Farrah S.R., 2005.** Validity of the indicator organism paradigm for pathogen reduction in reclaimed water and public health protection. *Applied and Environmental Microbiology*; 71 (6):3163-70.

**Hardalo C., Edberg SC.1997.** *Pseudomonas aeruginosa*: Assessment of risk from drinking-water. *Critical Reviews in Microbiology*, **23**:47–75.

**Havelaar A.H., Van Olphen M. and Drost Y.C. 1993.** F-Specific RNA Bacteriophages Are Adequate Model Organisms for Enteric Viruses in Fresh Water. *Applied and Environmental Microbiology*, sept. 1993, p. 2956-2962

**Herendeen S L , Van Bogelen R A , and Neidhardt F C. 1979.** Levels of major proteins of *Escherichia coli* during growth at different temperatures. *J Bacteriol.* 139(1): 185–194.

**Hughes K.A., 2003.** Influence of seasonal environmental variables on the distribution of presumptive fecal coliforms around an Antarctic research station. *Appl. Environ Microbiol.*; 69:4884-91.

**Huq A., Rivera I.N.G., and Colwell R.R., 2000.** Epidemiological significance of viable but non culturable microorganisms, p. 301-323. In *Non culturable microorganisms in the environment*. R. R. Colwell, and D. J. Grimes (ed.), ASM Press, Washington: 301-23.

### I

**Institut de Veille, 2001.** Rapport annuel 2001.

### J

**Jeng H.A.C., Englande A.J., Bakeer R.M., Bradford H.B. 2005.** Impact of urban storm water runoff on estuarine environmental quality. *Estuarine coastal and shelf science*, **63**, 513-526.

## Références bibliographiques

---

**Jensen, K.T., 1993.** Density dependant growth in cockles (*Cerastoderma edule*): evidence from interannual comparisons. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **73**, 333-342.

**Jin, G., A.J. Englande, H. Bradford, H. Jeng, 2004.** Comparison of *E. coli*, enterococci and fecal coliform as indicators for brackish water quality assessment. *Wat Environ Res.*, **76**: 245-255.

**J.O.R.A. 1993.** Journal officiel de la république algérienne, 46.

**Jorgensen C.B., 1960.** Efficiency of particle retention and rate of water transport in undisturbed lamellibranchs./ *Cons. Perm. Int. Expl. Mer.*, **29** : 96-116.

**Joux F. and Lebaron P. 1998.** Use of fluorescent probes to assess physiological functions of bacterial single-cell level. *Microbes and Infection* **2000** ; **2** (12):1523-35.

### K

**Kacemi M., 2006.** Protection du littoral en Algérie politiques et Pouvoirs locaux. *Vertigo-La revue en sciences de l'environnement*, Vol. 17 N°3.

**Keer J.T., Birch L., 2003.** Molecular methods for the assessment of bacterial viability. *Journal of Microbiological Methods*; **53**(2):175-83.

**Kell D.B., Kaprelyants A.S., Weichart D.H., Harwood C.R., Barer M.R. 1998.** Viability and activity in readily culturable bacteria: a review and discussion of the practical issues. *Anton in Van Leeuwenhoek; International Journal of viral and Molecular Microbiology*; **73** (2): 169-87.

**Kong I, Lee C. and Kwonn Y., 1998.** Heavy metal toxicity monitoring in sediment of Jinhae bay Korea. *Bul. Environ contram Toxicol* ; **61**(4):505-11.

**Korajkic, A., B.R. McMinn, V.J. Harwood, O.C. Shanks, G.S. Fout, N.J. Ashbolta, 2013.** Differential Decay of Enterococci and *Escherichia coli* Originating from Two Fecal Pollution Sources. *Applied and Environmental Microbiology*, 2488–2492: 79-7.

### L

**Lacaze J.C. 1996.** La dégradation de l'environnement côtier, conséquences écologiques. Edition Masson. Paris. p 129.

**Lacaze J.C. et Ramade F., 1993.** La dégradation de l'environnement côtier, conséquences écologiques. Edition Masson. Paris. p129.

## Références bibliographiques

---

**Lacombe H., 1990** - A model of the world ocean, water, salt, heat and wind in the Mediterranean. *Oceanus*, **33** : 26-36.

**Lebaron P., Henry A., Lepeuple A.S., Pena G., Servais P., 2005.** An operational method for the real-time monitoring of *E.coli* numbers in bathing waters. *Marine Pollution Bulletin*; 50(6):652-9.

**Leclerc H., 1978.** Le genre vibrio: Les vibrions cholériques. cours de microbiologie des denrées alimentaires. Inst. Pasteur-Lille.

**Lemarchand K., Masson L., Brousseau R., 2004.** Molecular biology and DNA microarray technology for microbial quality monitoring of water. *Critical Reviews in Microbiology*; 30(3):145-72.

**Lleo M.M., Bonato B., Tafi M.C., Signoretto C., Pruzzo C., Canepari P., 2005.** Molecular vs culture methods for the detection of bacterial faecal indicators in groundwater for human use. *Letters in Applied Microbiology*; 40(4):289-94.

**Lubet P., 1973.** Exposé synoptique des données biologiques sur la moule *M. galloprovincialis* (Lmk, 1919) Synop. F.A.O. Pêche 88.

**Lubet P. et Chappuis J.G., 1966.** Nutrition des Lamellibranches. *Océanis* 4(1), 23-24. Paris.158(II) : 2125-2128.

### M

**Maalej S., Gdoura R., Dukan S., Hammami A., Bouain A. 2004.** Maintenance of pathogenicity during entry into and resuscitation from viable but non culturable state in *Aeromonas hydrophila* exposed to natural seawater at low temperature. *Journal of Applied Microbiology*; 97(3):557-65.

**Manafi M., 2000.** New developments in chromogenic and fluorogenic culture media. *International Journal of Food Microbiology*; 60(2-3):205-18.

**Manzella G.M.R. et La violette P.E. 1995.** The seasonal variation of water mass content in the western Mediterranean and its relationship with the inflows through the straits of Gibraltar and Sicily. In the western Mediterranean circulation experiment (WMCE). *Journal Geophysical research*, 95(C2):1623-1626

**Marpol., 1985.** Convention Internationale pour la Prévention de la Pollution par les bateaux, 1973-1978-1985 ; règlement des rejets en mer.

**Mayo A.W. 1995.** Modelling coliform mortality in waste stabilization ponds. *J. Environ. Eng.* 121(2):140-152.

## Références bibliographiques

---

**McDougald D., Rice S.A., Weichart D., Kjelleberg S. 1998.** Nonculturability: adaptation or debilitation? *FEMS Microbiology Ecology*; 25(1):1-9.

**McLellan S.L., Daniels A.D., Salmore A.K., 2001.** Clonal populations of thermotolerant Enterobacteriaceae in recreational water and their potential interference with fecal *Escherichia coli* counts. *Applied and Environmental Microbiology*; 67:4934-8.

**MeHSIP., 2008.** Elaboration of a Mediterranean Hot Spot Investment Programme. Final report for contact reg/2006/02 fwc beneficiaries Europe aid/11860/c/multi lot n°2: transport and infrastructures; horizon.

**Menon P., Billen G. et Servais P., 2003.** Mortality rates of autochthonous and fecal bacteria in natural aquatic ecosystems. *Water Res.*, 37, 4151-4158.

**Messerer Y., 1999.** Etude morphométrique et hydrologique du complexe lacustre- Cas du lac EL-Melleh et du lac Oubeira. Mémoire de magister en Ecologie, Université d'Annaba.

**Mill, A., T. Schlacher, M. Katouli, 2006.** Tidal and longitudinal variation of fecal indicator bacteria in an estuarine creek in south-east Queensland, Australia. *Mar. Pollut. Bull.*, 52: 881-891.

**Millet B., 1989.** Fonctionnement hydrodynamique du bassin de Thau. Validation écologique d'un modèle numérique de circulation (programme Ecothau). *Oceanol. Acta* 12:37-46.

**Montaudouin de X., Bachelet G., 1996.** Experimental evidence of complex interactions between biotic and abiotic factors in the dynamics of an intertidal population of the bivalve *Cerastoderma edule*. *Oceanologica Acta*, 19, 449-463.

**Mouhoub N., 1981.** Pollution des plages de Rabat-sud et assainissement de Temara-plage. EMI Rabat 1981.

**MPRH, 2004 .** Rapport expertise sur les lacs du complexe des zones humides d'El Kala (PNEK)

**Munn, C.B., 2006.** Pathogens in the sea: an overview. *Ocean and Health, Pathogens in Marine Environments*. Springer Science, NY.

## Références bibliographiques

---

### N

**Nerdhardt F.C., Ingraham F.C., Schaechter M. 1994.** Physiologie de la cellule bactérienne (une approche moléculaire). pp209-227.

**Nezha L., 1999.** Faisabilité du volet sanitaire des études d'impact. Cas des dossiers de stations d'épuration : Intérêts et limites de la démarche d'évaluation des risques. *Mémoire ENSP IGS*

**Noble R.T., Fuhrman J.A. 2001.** Enteroviruses detected by reverse transcriptase polymerase chain reaction from the coastal waters of Santa Monica Bay, California: low correlation to bacterial indicator levels. *Hydrobiologia* ; 460:175-84.

**Noble, R.T., D.F. Moore, M.K. Leecaster, C.D. Mc Gee, S.B. Weisberg, 2003.** Comparison of total coliform, fecal coliform and enterococcus bacterial indicator response for ocean recreational water testing, *Wat. Res.*, 37: 1637-1643.

**Norme de l'Agence de Normalisation Française (AFNOR) NF EN ISO 6887-1.** Suspension mère et dilutions décimales ; 1.Règles générales.

**Norme de l'Agence de Normalisation Française (AFNOR) NF EN 12780.** Détection des *Pseudomonas aeruginosa*, dans les eaux destinée à la consommation humaine. Méthode par filtration.

**Norme de l'Agence de Normalisation Française (AFNOR) NF ISO 7218.** Règles générales pour les examens microbiologiques

**Norme de l'Agence de Normalisation Française (AFNOR) NF T90-413.** Recherche et dénombrement des coliformes thermo tolérants .Méthode générale par ensemencement en milieu liquide (NPP).

**Norme de l'Agence de Normalisation Française (AFNOR) NF T90- 411.** Recherche et dénombrement des streptocoques du groupe D. Méthode générale par ensemencement en milieu liquide.

**Norme de l'Agence de Normalisation Française (AFNOR) NF T90-415.** Recherche des spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices et de *Clostridium sulfito-réducteurs*. Méthode générale par incorporation en gélose en tubes profonds.

**Norme de l'Agence de Normalisation Française (AFNOR) NF T90-420.** Condition de conservation et de transport des échantillons destinés à être analysés dans les laboratoires.

## Références bibliographiques

---

**Norme de l'Agence de Normalisation Française (AFNOR) NF T90-421.** Recherche des Staphylocoques à coagulase positive dans les eaux destinées à la consommation humaine. Méthode par filtration.

**Norme de l'Agence de Normalisation Française (AFNOR) NF V 08-010.** Règles générales pour la préparation des dilutions en vue de l'examen microbiologique.

### O

**Odonkor, S.T., J.K. Ampofo, 2013.** *Escherichia coli* as an indicator of bacteriological quality of water: an overview. *Microbiology research* 4: e2. doi: 10.4081/mr.2013.e2

**Okabe, S., Y. Shimazu, 2007.** Persistence of host-specific Bacteroides-Prevotella 16S rRNA genetic markers in environmental waters: effects of temperature and salinity. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 76: 935–944.

**Oliver J.D., 2005.** The viable but nonculturable state in bacteria. *Journal of Microbiology* 2005; 43:93-100.

**O.M.S., 1983.** Détermination des coliformes fécaux dans les bivalves par le test des tubes multiples. N° 5. Rev.1.

**O.M.S., 2000.** Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères

### P

**Pallary P., 1921.** Histoire de la moule d'Afrique. *Bull. de la société d'histoire naturelle d'Afrique du Nord.* 5: pp105-115.

**Parache A., 1982.** La palourde. *La Pêche Maritime*, septembre 1982, p. 496 - 507.

**Picard J 1965.** Recherches qualitatives sur les Biocoenoses marines des substrats dragables de la région marseillaise. *Ibid*, (52) : 1-160, 10 fig.

**Pommepuy M., Guillaud J.F., Dupray E., Derrien A., Le Guyader F. and Cormier M. 1992.** Enteric bacteria survival factors. *Water Science and Technology* 25(12): 93-103.

**Pommepuy M., Dupray E., Guillaud J.F., Derrien A., L'Yavanc J., Cormier M. 1991.** Rejets urbains et contamination fécale. *Oceanologica acta. Proceedings of the international colloquium on the environment of epicontinental seas*; 11: 321 – 7.

## Références bibliographiques

---

**Pommepuy M., Guillaud J.F., Martin Y., Dupray E., Derrien A., L'yavanc et Cormier M. ; 1990.** Le devenir des bactéries en zone littorale. La Mer et les Rejets Urbains. *Bendor*, 13-15 juin IFREMER. Actes de Colloques 11. Pp 89 à 100

**Potassman I., Pax A., Odeh M. 2002.** Infectious outbreaks associated with bivalve shellfish consumption: a worldwide perspective. *Clinical Infectious Disease* 35: 921-928.

**Pruzzo C., Tarsi R., Lleo M.D., Signoretto C., Zampini M., Colwell R., and P. Canepari 2002.** In vitro adhesion to human cells by viable but nonculturable *Enterococcus faecalis*. *Current Microbiology*; 45(2):105-10.

### R

**Ramade F., 2005.** Eléments d'écologie. 6<sup>ème</sup> édition Dunod. Paris. Pp 294-301

**Ravel J., Knight I.T., Monahan C.E., Hill R.T, Colwell R.R. 1995.** Temperature induced recovery of *Vibrio-cholerae* from the viable but nonculturable state - Growth or resuscitation. *Microbiology-Uk* ;141:377-83.

**Retima A. 1999.** Incidence des échanges hydro biologiques, chimiques, biochimiques, phytoplanctoniques sur la fertilité de la lagune El Mallah et du littoral voisin (El Kala, Algérie). Thèse de magistère en écologie et environnement. Univ. Annaba.

**Rivera S.C., Hazen T.C., Toranzos G.A., 1988.** Isolation of fecal coliforms from pristine sites in a tropical rain forest. *Applied and Environmental Microbiology Applied and Environmental Microbiology*; 54(2):513-7.

**Rodier J., 2005.** L'Analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires et eaux de mer. 8ème édition. Paris. 1384 p.pp747.

**Romero S.M.B. et Moriera G.S., 1980.**The combined effect of salinity and temperature on the survival of embryos and veligeres larvae of *Perna perna* (Linneus 1758) (Mollusca, Bivalvia). *Bol. Fisiol. Anim (Sao Polo)* 5:45-58.

**Rompre A., Servais P., Baudart J., de-Roubin M.R., Laurent, P., 2002.** Detection and enumeration of coliforms in drinking water: current methods and emerging approaches. *Journal of Microbiological Methods*; 49(1):31-54.

**Rose J.B. et Gerba C.P., 1991;** Use of risk assessment for development of microbial standards *Wat. Sci. Tech. Vol. 24, NO 2, pp. 29-34*,

**Rose J.B., Farrah S.R., Harwood V.J., Levine A.D., Lukasik J., Menendez P., 2004.** Reduction of Pathogens, Indicators Bacteria and Alternative Indicators by Wastewater Treatment and Reclamation Processes. WERF final report IWA publishing London, UK.

## Références bibliographiques

---

**Roszak D.B., Colwell R.R., 1987.** Metabolic-activity of bacterial-cells enumerated by direct viable count. *Applied and Environmental Microbiology* ; 53(12):2889-83.

**Rozen Y., Belkin S., 2001.** Survival of enteric bacteria in seawater. *FEMS Microbiology Reviews*; 25 (5):513-29.

**Ruoff K.L., Miller S.I., Garner C.V., Ferraro M.J. & Calderwood S.B., 1989.** Bacteremia with *Streptococcus bovis* and *Streptococcus salivarius*: clinical correlates of more accurate identification of isolates. *J. Clin. Microbiol.* 27, 305-308.

### S

**Salamao L.C., Magalhaes A.R.M., Lunetta J.E.,1980.** Survival of *Perna perna* (Mollusca: Bivalvia) in different delimities. *Bol. Fisiol. Anim (Sao Polo)* 4:143-152.

**Scheuerman P.R., Schmidt J.P. and Alexander M. 1988.** Factors affecting the survival and growth of bacteria introduced into lake water. *Archives Microbiology* 150, 320–325.

**Schlumberger O. 2002.** Mémento de pisciculture d'étang. 4<sup>ème</sup> édition CEMAGREF, 237p.

**Schoen, M.E., J.A. Soller, N.J. Ashbolt, 2011.** Evaluating the importance of faecal sources in human- impacted waters. *Water Res.*, 45: 2670 –2680.

**Schurink, C. E., and C. L. Griffiths. 1991.** A Comparison Of Reproductive Cycles And Reproductive Output In Four Southern African Mussel Species. *Marine Ecology Progress Series.* 76: 123-134.

**Schwarzbrod J. and Schwarzbrod L. 1999.** Les agents biologiques d'intérêt sanitaire des boues d'épuration urbaines. *Document ADEME.*

**Schwarzbrod L., Jehl-Pietri C., Boher S., Hugues B., Albert M., Beril C., 1990.** La Mer et les Rejets Urbains. Bendor, 13-15 juin *IFREMER ; Actes de Colloques 11. Pp 101 à 114*

**Seed R., 1976.** Ecology of Marine mussels: Their ecology and physiology Edited B.L. Bayne, *International Biolog. Progr. , I.P.B,* 10: pp13-65.

**Semroud R., 1983.** Contribution à l'étude écologique des milieux saumâtres méditerranéens : le lac Mellah (El Kala, Algérie). Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle, USTHB. Alger/137p.

**Servais P. 2001.** Contaminations bactérienne et virale. IFREMER. Programme scientifique Seine - Aval

## Références bibliographiques

---

**Servais P., Garcia-Armisen T., Lepeuple A.S., Lebaron P., 2005.** An early warning method to detect fecal contamination of river waters. *Annals of Microbiology*; 55(2):67-72.

**Servais, P., Garcia-Armisen T., George I., Billen G., 2007a.** Fecal bacteria in the rivers of the Seine drainage network: source, fate and modeling. *Science of the Total Environment*, 375: 152-167.

**Servais P., Billen G., Garcia-Armisen T., George I., Goncalves A., Thibert S., 2009.** La contamination microbienne dans le bassin de la Seine. Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement de la Seine

**Siddall, S. E. 1978.** Le développement de Hingeline dans les larves tropicales de moule du genre *Perna*. Démarche de l'association nationale 68 :86 de mollusques ey crustacés.

**Siddall S.E., 1980.** A Clarification of the genus *Perna* (Mytilidae). *Bull. Mar. Sci.* 30 (4): p 858-870.

**Singleton P., 2005.** Bactériologie pour la médecine, la biologie et les biotechnologies. 6<sup>ème</sup> Edition. Dunod.Paris.pp310-312

**Sinton L.W., Davies-Colley R. J., Bell R., 1994.** Inactivation of enterococci and fecal coliforms from sewage and meat works effluents in sweater chambers, *Appl. Environ. Microbiol.* 60: 2040-2048.

**Sinton L.W., Finlay R., Lynch P., 1999.** Sunlight inactivation of fecal bacteriophages and bacteria in sewage-polluted seawater. *Appl. Environ. Microbiol.* 65: 3605-3613.

**Sinton L.W., C. Hall, P.A. Lynch, R.J. Davies-Colley, 2002.** Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline water. *Appl. Environ. Microbiol.* 68 : 1122-1131.

**Sinton, L., C. Hall, R. Braithwaite, 2007.** Sunlight inactivation of *Campylobacter jejuni* and *Salmonella enterica*, compared with *Escherichia coli*, in seawater and river water. *J. Water Health*, 5: 357–365.

**Smaal, A.C., Vonck, A.P.M.A. & Bakker, M., 1997.** Seasonal variation in physiological energetics of *Mytilus edulis* and *Cerastoderma edule* of different size classes. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 77, 817-838.

**Smith G.R. and Oliphant J.C., 1982.** *Clostridium botulinum* type C in the Mersey estuary. *J. Hyg.* 89: 507-511

**Smith De Waal C., Barbon K., Alderton L. et Jacobson M.F., 2001.** Outbreak alert: Center for Sciences in Public Interest (CSPI)/Washington, pp 48.

## Références bibliographiques

---

**Solic M., Krstulovic N., 1992.** Separate and combined effects of solar radiation, temperature salinity and pH on the survival of fecal coliforms in seawater. *Mar. Pollut. Bull.* 24: 411-416.

**Soller, J.A., M.E. Schoen, T. Bartrand, J.E. Ravenscroft, N.J. Ashbolt, 2011.** Estimated human health risks from exposure to recreational waters impacted by human and non-human sources of faecal contamination. *Water Res.*, 44: 4674–4691.

**Soyeux, E., F. Blanchet and B. Tisserand, 2007.** Stormwater overflow impacts on the sanitary quality of bathing waters. *Water Science and Technology*, 56(11): 43-50.

**Stablo C., 1998.** Conséquence 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.

**Stewart, J.R., R.J. Gast, R.S. Fujioka, H.M. Solo-Gabriele, J.S. Meschke, L.A. Amaral-Zettler, E. del Castillo, M.F. Polz, T.K. Collier, M.S. Strom, C.D. Sinigalliano, P.D.R. Moeller and F.A. Holland, 2008.** The coastal environment and human health: microbial indicators, pathogens, sentinels and reservoirs. *Environ Health* 2008; 7(Supple 2): S3. doi:10.1186/1476-069X-7-S2-S3

**Straub T.M., Chandler D.P., 2003.** Towards a unified system for detecting waterborne pathogens. *Journal of Microbiological Methods* ; 53 (2):18597. 23.

### T

**Tallon P., Magajna B., Lofranco C., Leung K.T., 2005.** Microbial indicators of faecal contamination in water: A current perspective. *Water Air and Soil Pollution*; 166 (1-4):139-66

**Telailia S. 2014.** Etude des oiseaux marins et côtiers du Nord Est algérien : écologie et biologie de la reproduction et impact de l'environnement sur les espèces nicheuses. Thèse de Doctorat es sciences en sciences agronomiques de l'Université d'El Tarf ; 180p.

**Tornevi A, Bergstedt O, Forsberg B. 2014.** Precipitation Effects on Microbial Pollution in a River: Lag Structures and Seasonal Effect Modification. *PLOS*.

### V

**Vandermeersch S. 2006.** Etude comparative de l'efficacité des traitements d'épuration des eaux usées pour l'élimination des micro-organismes pathogènes. Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire -Université Libre de Bruxelles.

**Van Elsas J.D., Semenov A.V., Costa R. and Trevors J.T. 2011.** Survival of *Escherichia coli* in the environment: fundamental and public health aspects. *Inter. Soc. Microbial. Ecol.*, 5, 173-183

## Références bibliographiques

---

**Vasconcelos G.J. and Swartz R.G. 1976.** Survival of bacteria in seawater using a diffusion chamber apparatus in situ. *Applied and Environmental Microbiology* 31, 913–920.

**Vaissiere R. et Fredj G., 1963.** Contribution à l'étude de la faune benthique du plateau continental d'Algérie. *Bull. inst. Oceanogr. Monaco*, Vol 60:83p ; 5 cartes.

**Venables W.N. & Ripley B.D. 2002.** *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0

**Vial J., 1983.** La décontamination des eaux usées *TSM-L'eau - Juillet 1983. P 343-344.*

**Vincke M., 1982.** Population dynamics and secondary production of benthos in: *Marine benthic dynamic*. Stenore K-R. and Coll. B-C. (Eds)., University of South Carolina press, Belle W. Brauch libr. Mar. Sci., II: 1-24.

### W

**Wade, T.J., E. Sams, K.P. Brenner, R. Haugland, E. Chern, M. Beach, L. Wymer, C.C. Rankin, D. Love, Q. Li, R. Noble, A.P. Dufour, 2010.** Rapidly measured indicators of recreational water quality and swimming associated illness at marine beaches: a prospective cohort study. *Environ. Health* 9:66. doi:10.1186/1476-069X-9-66.

**Walters, S.P., A.L. Thebo, A.B. Boehm, 2011.** Impact of urbanization and agriculture on the occurrence of bacterial pathogens and stx genes in coastal waterbodies of central California. *Water Res.*, 45: 1752-1762.

**Wanjugi, P., V.J. Harwood, 2013.** The influence of predation and competition on the survival of commensal and pathogenic fecal bacteria in aquatic habitats. *Environ. Microbiol.*, 15: 517–526.

**Winfield M.D., Groisman E.A. 2003.** Role of non-host environments in the lifestyles of *Salmonella* and *Escherichia coli*. *Applied and Environmental Microbiology*; 69:3687-94.

### Y

**Yukselen M.A., Calli B., Gokyay O., Saatci A. 2003.** Inactivation of coliform bacteria in black sea waters due to solar radiation, *Environ. Interna.* 29 : 45-50.

### Sites internet

[http://fr.wikipedia.org/wiki/Escherichia coli](http://fr.wikipedia.org/wiki/Escherichia_coli)

<http://fr.wikipedia.org/wiki/Clostridium>

<http://fr.wikipedia.org/wiki/Staphylocoque>

<http://fr.wikipedia.org/wiki/Streptocoque>

<http://fr.wikipedia.org/wiki/Pseudomonas>

<http://fr.wikipedia.org/wiki/Salmonella>

<http://fr.wikipedia.org/wiki/Shigella>

<http://fr.wikipedia.org/wiki/Vibrio>

<http://pagesperso-orange.fr/gonzales.manuel/textes/la%20mer/Faune/moule.html>

<http://www.ccme.ca/sourcetotap/ecoli.fr.html>

