

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر و تهيئة الساحل
École Nationale Supérieure des Sciences de la Mer
et de l'Aménagement du Littoral



Mémoire de Fin d'Études
En vue de l'obtention du Diplôme de Magister en Sciences de la Mer

Option : Gestion et Surveillance du Milieu Marin et Littoral

Thème :

*Évaluation de la Qualité du Milieu Marin
dans la Baie d'El Djamila
en Vue de la Mise en Place
d'un Réseau de Surveillance*

Présenté par : M. TARMOUL FATEH

Soutenu le 23 Décembre 2014, devant le jury composé de :

M. HAMDI B., Professeur, ENSSMAL Président
M. HOUMA BACHARI F., Professeur, ENSSMAL Promotrice
M. BOULAHID M., Professeur, ENSSMAL Examineur
Mme. CHERNAI S., Maître de Conférences A, ENSSMAL Examinatrice

Promotion 2013/2014

RÉSUMÉ

Le développement durable, concept consacré depuis la conférence de RIO, est un choix de développement, auquel l'Algérie a souscrit au même titre que la communauté internationale. Un choix dicté au niveau national, non seulement par la rationalisation nécessaire de la gestion des ressources, gage du développement socio-économique futur du pays, mais également et surtout en raison d'un souci d'amélioration continue de la qualité de vie du citoyen algérien. Le chapitre 17 de l'agenda 21 concernant la protection du milieu marin, exige que les parties contractantes prennent toutes les mesures possibles, afin de prévenir et d'atténuer les effets de la pollution, de protéger la zone maritime contre les effets préjudiciables des activités humaines, de préserver la santé de l'homme et des écosystèmes marins. À cet égard, la connaissance de l'état de l'environnement et son corollaire l'information environnementale sont d'une importance capitale. Aussi, les parties contractantes sont tenues d'établir et de publier à intervalles réguliers des bilans de la qualité du milieu marin ainsi que de son évolution, pour la zone marine les concernant. Afin d'assurer un contrôle permanent et soutenu de la qualité du milieu marin pour prévenir dans le cas échéant lutter contre les différentes sources de pollution, des programmes nationaux de surveillance du milieu marin sont élaborés partout en méditerranée. Les évaluations de la qualité du milieu marin constituent une partie intégrante des programmes de protection des zones marines et côtières. Dans le but de participer à la surveillance de la région algéroise, cette étude a pour objectif l'évaluation de la qualité du milieu marin de la baie d'El Djamila en vue de la mise en place d'un réseau de surveillance local structuré du milieu marin. En effet, si les récents travaux qui ont eu pour thème l'étude de la baie ont permis de recueillir des informations pertinentes, la baie se trouve aujourd'hui toujours menacée par des problématiques nouvelles où jusque-là peu mises en évidence à cause de son état longtemps considéré vierge. La prise en compte de ces problématiques par la mise en place d'un réseau de surveillance pour la gestion et la restauration du littoral dans la baie est l'un des enjeux forts des années à venir. L'un des objectifs principaux de ce travail consiste à évaluer la mémorisation des éléments traces métalliques : plomb, fer, cuivre, zinc et manganèse dans le sédiment au niveau de stations couvrant toute la baie et choisies pour devenir des stations permanentes et aboutissant à la création de la base de données DJAMILA-DATA réalisée pour la sauvegarde des résultats de l'étude et des travaux antérieurs dans la baie.

Mots clés : *Évaluation, Qualité, Environnement Marin, Réseau de Surveillance, Algérie, Baie d'El Djamila, Éléments Traces Métalliques, Sédiment Marin, Spectrophotométrie d'Absorption Atomique, Base de Données Océanographique.*

ملخص

مفهوم التنمية المستدامة متفق عليه منذ مؤتمر ريو، هو خيار للتنمية وافقت عليه الجزائر كسائر المجتمعات الدولية. وهو كذلك خيار أسمى على الصعيد الوطني، وليس فقط بسبب الحاجة إلى ترشيد إدارة الموارد وتنويع التنمية الاقتصادية والاجتماعية المستقبلية للبلاد، ولكن قبل كل شيء بسبب القلق على التحسين المستمر لنوعية حياة المواطن الجزائري. الفصل 17 من جدول أعمال القرن 21 بشأن حماية البيئة البحرية يتطلب على الأطراف المتعاقدة أن تتخذ جميع التدابير الممكنة عملياً لمنع وتخفيف آثار التلوث البيئي، وحماية المنطقة البحرية من الآثار الضارة الناجمة عن نشاطات الإنسان، للحفاظ على صحة البشر والنظام الإيكولوجي البحري. في هذا الصدد، معرفة حالة البيئة وجمع المعلومات البيئية هي ذات أهمية قصوى. أيضاً، يطلب من الأطراف المتعاقدة لإنشاء ونشر بانتظام استعراض نوعية البيئة البحرية وتطورها في المنطقة البحرية التي تخصهم. لضمان سيطرة دائمة ومستمرة لنوعية البيئة البحرية و مكافحة مختلف مصادر التلوث، برامج الرصد البحرية الوطنية وضعت في جميع أنحاء البحر الأبيض المتوسط. عمليات تقييم نوعية البيئة البحرية هي جزء لا يتجزأ من برامج حماية المناطق البحرية والساحلية. من أجل المشاركة في رصد منطقة الجزائر العاصمة، تهدف هذه الدراسة تقييم نوعية البيئة البحرية للخليج الجميلة لإنشاء شبكة محلية منتظمة لرصد البيئة البحرية. في الواقع، إذا كانت الأعمال الحديثة التي حان موضوعها دراسة خليج الجميلة قد ساعدت في جمع معلومات ذات الصلة وأهمية، لا يزال اليوم خليج الجميلة مهدد بمشاكل جديدة لم يسلط عليها الضوء كثيراً حيث طالما اعتبرت بيئته غير ملوثة. النظر في هذه المشاكل من خلال إنشاء شبكة رصد لإدارة ومحافظة الساحل في خليج الجميلة هي واحدة من الاهتمامات الرئيسية في المستقبل. الأهداف الرئيسية لهذا العمل هو تقييم تخزين المعادن النزرة: الرصاص والحديد والنحاس والزنك والمنجنيز في الرواسب في محطات تغطي الخليج بأكمله، اختيرت لتصبح محطات دائمة، مما يؤدي إلى خلق قاعدة البيانات: DJAMILA-DATA للحفاظ على نتائج الدراسة والنتائج السابقة في الخليج.

كلمات المفتاح: التقييم، الجودة، شبكة مراقبة البيئة البحرية، الجزائر، خليج الجميلة، المعادن النزرة، الرواسب البحرية، الامتصاص الذري الطيفي، قواعد البيانات البحرية.

SUMMARY

Sustainable development concept dedicated since the Rio Conference, is a choice of development, which Algeria has subscribed as well as the international community. A choice dictated nationally, not only by the need to rationalize the management of resources, predict future socio-economic development of the country, but above all because of a concern for continuous improvement of the quality of life of the Algerian citizen. Chapter 17 of Agenda 21 on the protection of the marine environment requires Contracting Parties shall take all feasible measures to prevent and mitigate the effects of pollution, protect the maritime area against the adverse effects of activities human, to preserve the health of humans and marine ecosystems. In this regard, the knowledge of the state of the environment and its corollary environmental information are of paramount importance. Also, contracting parties are required to establish and publish regularly reviews of the quality of the marine environment and its evolution to the marine area concerning them. To ensure a permanent and sustained control of the quality of the marine environment to prevent or fight against the various sources of pollution, national marine monitoring programs are developed throughout the Mediterranean. The evaluations of the quality of the marine environment are an integral part of programs to protect marine and coastal areas. In order to participate in the monitoring of the Algiers region, this study aims to evaluate the quality of the marine environment of the Bay of El Djamilia for the establishment of a structured local marine environment monitoring network. Indeed, if recent work which had the purpose of studying the bay helped to gather relevant information, the bay is today still threatened by new problems where previously little highlighted because it is still considered as in its virgin state. The inclusion of these issues through the establishment of a monitoring network for the management and restoration of shoreline in the bay is one of the major issues of the future. One of the main aims of this work is to evaluate the storage of trace metallic elements: lead, iron, copper, zinc and manganese in the marine sediment at stations covering the entire bay and selected to become permanent stations, resulting in the creation of the DJAMILA-DATA database performed to safeguard the results of the study and previous works in the bay.

Keywords : *Assessment, Quality, Marine Environment Monitoring Network, Algeria, El Djamilia Bay, Traces Metallic Elements, Marin Sediment, Atomic Absorption Spectrophotometry, Oceanographic Database.*

Dédicace

À mes très chers parents

Pour toutes les peines endurées, toutes les privations et sacrifices consentis,
pour faire de moi l'homme que je suis ;

Je dédie ce modeste travail.

Remerciements

Je souhaite remercier le jury qui a accepté de considérer attentivement ce travail. Ils se sont donc chargés de cette tâche non par amitié ou pour me rendre service, mais bien par le sentiment du devoir qu'ont les scientifiques de juger objectivement du travail de chacun.

La liste est longue, les sentiments sont forts, l'espace est réduit. Je ferai de mon mieux, mais l'exhaustivité est impossible.

Une mention plus particulière pour le Professeur HOUMA BACHARI F. Je tiens à la remercier d'avoir accepté la direction de ce travail et de m'avoir fait confiance. J'ai pu apprécier au cours de mon cursus universitaire, non seulement sa dimension scientifique, mais aussi sa non moins importante dimension humaine. J'en profite pour lui exprimer ici ma gratitude et mon respect.

Pour réaliser ce travail, plusieurs personnes m'ont également assisté, chacune de sa manière. Il est opportun, à cette page, de leur réitérer mes remerciements.

Je pense d'abord aux professeurs, M. HAMDI B., M. BOULAHDID M., et M. BELKESSA R. de l'ENSSMAL ; et de BACHARI N.I. de l'USTHB, artisans de ma formation universitaire.

Je remercie particulièrement M. BOULAHDID M. et Mme CHERNAI S. qui, malgré leurs innombrables occupations, ont accepté d'examiner ce mémoire. Je salue leur rigueur scientifique qui maintiendra l'importance de ce mémoire.

Je ne peux pas passer sous silence l'apport scientifique, les conseils et remarques prodigués par Mme GHALMI R. et Mme GAZI M. de l'ENSSMAL et Mlle GHALMI F. et Mme AZZAG N. de l'ENSV. Qu'elles trouvent à travers ces lignes leur contribution scientifique et leur amour pour la recherche scientifique.

Il serait ingrat de ne pas songer à mes chers collègues Mme ALEDALIA N., Mlle OUNADI F., M. BOUDJELLAL Y. de la station de recherche de Sidi-Fredj mais surtout mon ami M. AZZOUZ M., pour toutes les peines et difficultés partagées ensemble lors de l'élaboration de ce travail ; à eux tous je suis très reconnaissant.

Mes distingués collègues m'ont apporté leur affection, amitié, compréhension et appui. Qu'ils trouvent ici l'expression de mon affection. Je pense spécialement à OTMANI H., GHIBOUB H., HALAILI Y., MAZOUZI S. et BERAZOUANE S.

Je suis redevable pour les marins de l'école pour le soutien technique qu'ils ont bien voulu m'apporter et sans lequel le travail de terrain n'aurait pas été possible.

Je rends hommage à tous ceux qui m'ont assisté dans mes peines comme dans mes joies, pendant ma vie estudiantine. Je cite notamment : Mr BENYAHIA W., Mlle BOULEKRAOUE S., Mr MENDIL H.M.A., Mlle BOUTARÈNE O. R., Mr DJERAI N., Mr SADI M., ... Qu'ils trouvent ici l'expression de ma profonde gratitude.

Enfin, je suis reconnaissant à l'endroit de tous ceux qui, de près ou de loin, m'ont aidé à réaliser ce travail.

Fateh Tarmoul

Table des Matières

Introduction	01
<u>Chapitre 1 : Généralités</u>	
1.1. La pollution marine	03
1.1.1. Définitions de la pollution marine	03
1.1.2. Origines et types de la pollution marine	04
1.1.3. Pollution chimique du milieu marin	04
1.1.3.1. Éléments traces métalliques (ETM)	04
1.1.3.1.1. Définition	05
1.1.3.1.2. Catégories d'éléments traces métalliques (ETM)	05
1.1.3.1.3. Origines des éléments traces métalliques dans le milieu marin	06
1.1.3.1.4. Bioaccumulation et biomagnification des éléments traces métalliques	06
1.1.3.1.5. Toxicité des éléments traces métalliques sur les organismes marins	08
1.1.3.1.6. ETM et réglementation	09
1.1.3.1.7. Présentation des principaux ETM à surveiller : Origine, Utilisation et Toxicité	09
1.1.3.2. Sels nutritifs	14
1.1.3.2.1. Composés azotés	14
1.1.3.2.2. Composés phosphatés	16
1.1.3.2.3. Eutrophisation	16
1.1.4. Pollution microbiologique du milieu marin	17
1.1.4.1. Comportement des bactéries en milieu marin	18
1.1.4.1.1. Les formes libres	18
1.1.4.1.2. Les formes de résistance	18
1.1.4.1.3. Les bactéries adsorbées	18
1.1.4.1.4. Les bactéries absorbées	19

1.1.4.2. Évolution de la pollution bactérienne en milieu marin	19
1.1.4.2.1. La contamination de l'eau	19
1.1.4.2.2. La décantation des bactéries	19
1.1.4.2.3. La contamination du sédiment	19
1.1.4.3. Facteurs influant la teneur microbienne globale.....	20
1.1.4.3.1. Facteurs physico-chimiques	20
1.1.4.3.2. Facteurs biologiques	20
1.1.4.4. Paramètres d'une analyse bactériologique	21
1.1.4.4.1. Aspects généraux	21
1.1.4.4.2. Les indicateurs microbiens	22
1.1.4.5. Impacts sanitaires de la pollution microbiologique	25
1.1.4.5.1. Risques liés à la baignade	25
1.1.4.5.2. Risques liés à la consommation des fruits de mer	26
1.2. Réseaux de surveillance de la pollution marine	26
1.2.1. Qu'est-ce que la surveillance ?	26
1.2.2. Sur quoi porte-t-elle en général ?	27
1.2.2.1. Les paramètres généraux de qualité	27
1.2.2.2. Les contaminants chimiques et leurs effets	27
1.2.2.3. La microbiologie sanitaire	28
1.2.2.4. Les paramètres d'enrichissement et d'eutrophisation	28
1.3. Présentation de la baie d'El Djamila	29
1.3.1. Situation géographique	29
1.3.2. Réseau hydrographique	29
1.3.3. Climat de la région et facteurs du milieu marin	31
1.3.4. Courantologie	32
1.3.5. Topographie sous-marine	32
1.3.6. Sédimentologie	33
1.3.7. Pressions naturelles et anthropiques	34
1.3.8. Nécessité et intérêt de la mise en place d'un réseau de surveillance	37

Chapitre 2 : Matériels et Méthodes

2.1. Description et choix des stations de surveillance dans la baie d'El Djamila	38
2.2. Prélèvement et conservation des échantillons	39
2.2.1. Prélèvement de l'eau de mer	39
2.2.2. Prélèvement du sédiment marin	39
2.3. Analyses et modes opératoires	41
2.3.1. Paramètres in-situ	41
2.3.2. Paramètres mesurés au laboratoire	41
2.3.2.1. Analyse granulométrique par tamisage après lavage	41
2.3.2.1.1. Principe et définitions	42
2.3.2.1.2. Classes granulométriques	43
2.3.2.1.3. Prélèvement du sédiment et échantillonnage	43
2.3.2.1.4. Mode opératoire	45
2.3.2.1.5. Traitement des résultats	45
2.3.2.2. Analyse morphoscopique du sédiment	48
2.3.2.3. Analyse calcimétrique du sédiment	49
2.3.2.4. Analyse de la matière organique du sédiment	50
2.3.2.5. Dosage des éléments traces métalliques	50
2.3.2.5.1. Prélèvement et conservation des échantillons	50
2.3.2.5.2. Traitement des échantillons	51
2.3.2.5.3. Nettoyage des instruments	51
2.3.2.5.4. Minéralisation des échantillons	51
2.3.2.5.5. Analyse des échantillons par la méthode de la SAA	54
2.3.2.6. Dosage des sels nutritifs	63
2.3.2.6.1. Dosage de l'ammonium	63
2.3.2.6.2. Dosage des nitrites	64
2.3.2.6.3. Dosage des nitrates	64
2.3.2.6.4. Dosage des orthophosphates	64
2.3.2.6.5. Dosage du silicium dissout	64
2.3.2.6.6. Étalonnage, mesure et calcul	65

2.3.2.7. Analyse microbiologique	66
2.3.2.7.1. Prélèvement	66
2.3.2.7.2. Dénombrement par la technique de filtration sur membrane .	66
2.3.2.7.3. Recherche et dénombrement des coliformes	67
2.3.2.7.4. Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux	70
2.5.2.7.5. Origine de la pollution fécale	70
2.5.2.7.6. Dénombrement des Clostridium sulfito-réducteurs	72
2.5.2.7.7. Dénombrement des staphylocoques	74
2.5.2.7.8. Recherche qualitative des vibrions et salmonelles	76
2.5.2.7.8.1. Les vibrions	76
2.5.2.7.8.2. Salmonelles	77
2.5.2.7.9. Techniques usuelles de caractérisation, d'isolement et d'identification des bactéries	83

Chapitre 3 : Résultats & discussions

3.1. Évaluation de la pollution dans la baie d'El Djamila	89
3.1.1. Paramètres bactériologiques	89
3.1.2. Paramètres physico-chimiques	91
3.1.2.1. Température	91
3.1.2.2. Potentiel hydrogène (pH)	92
3.1.2.3. Oxygène dissous	92
3.1.2.4. Salinité	93
3.1.3. Sels nutritifs	94
3.1.3.1. L'azote	94
3.1.3.1.1. Ammonium	94
3.1.3.1.2. Nitrites et nitrates	95
3.1.3.2. Le phosphore	96
3.1.3.3. Le silicium	96
3.1.4. Analyse granulométrique	97
3.1.4.1. Analyse de la fraction fine	97

3.1.4.2. Analyse de la fraction grossière	98
3.1.4.2.1. Courbes granulométriques	98
3.1.4.2.2. Paramètres granulométriques	99
3.1.4.2.3. Indices granulométriques	99
3.1.4.2.4. Calcimétrie	99
3.1.5. Éléments Traces Métalliques	100
3.1.5.1. Le plomb	101
3.1.5.2. Le cuivre	101
3.1.5.3. Le zinc	102
3.1.5.4. Le manganèse	102
3.2. Discussion Générale	103
Conclusion	104

Bibliographie

Annexes

Liste des Tableaux

Tableau 1.1 : Inscription des ETM dans différentes mesures et réglementations	09
Tableau 1.2 : Caractéristiques des principales bactéries pathogènes (POGGI, 1990)	20
Tableau 1.3 : Caractéristiques des eaux usées de l'oued Béni-Messous (DHEEWA, 2001)	30
Tableau 1.4 : Nombre d'habitants des communes concernés par l'oued Béni-Messous (RGPH, 2008)	30
Tableau 1.5 : Nombre d'habitants par commune côtière dans la baie d'El Djamila (Office National des Statistiques d'Alger, 2008)	35
Tableau 2.1 : Dimensions nominales des tamis de la norme AFNOR pour l'analyse granulométrique par tamisage après lavage	42
Tableau 2.2 : Classes et dénominations granulométriques (d'après Chamley et Deconinck, 2011).....	43
Tableau 2.3 : Valeurs de S_o représentant les types de classement	48
Tableau 2.4 : Résultats obtenus avec les échantillons d'inter-calibration exprimés en mg/kg P.S	62
Tableau 2.5 : Origine de la pollution fécale selon le rapport CTH/SF	70
Tableau 2.6 : Lecture de la galerie miniaturisée Api 20E (source : Catalogue API)	87
Tableau 2.7 : Profil morphologique et biochimique de quelques bactéries recherchées (Bacilles, Gram-).....	88
Tableau 2.8 : Profil morphologique et biochimique de quelques bactéries recherchées (Cocques, Gram+).....	88
Tableau 3.1 : Localisation proposée des stations de suivi microbiologiques des eaux baignade dans la baie d'El Djamila	89
Tableau 3.2 : Normes de salubrité pour les eaux de baignades retenues pour les coliformes et entérocoques	90
Tableau 3.3 : Normes de salubrité pour les eaux de baignade retenues pour <i>Escherichia coli</i> et les Streptocoques fécaux	91
Tableau 3.4 : Classes granulométriques des arénites (sables)	99
Tableau 3.5 : Statistiques des concentrations maximales en éléments-traces métalliques dans les sédiments de la baie d'El Djamila exprimées en mg/kg p.s	100

Liste des Figures

Figure 1.1 : Voies d'accumulation et de transfert des polluants dans les maillons de la chaîne trophique (d'après RAMADE, 1979 modifié)	07
Figure 1.2 : Voies d'accumulation et de transfert d'un toxique dans trois maillons de la chaîne trophique (la posidonie, l'oursin commun et l'homme) à partir du sédiment	08
Figure 1.3 : Localisation géographique de la baie d'El Djamila (Google Earth, 2014)	29
Figure 1.4 : Localisation de l'Oued Béni-Messous et son embouchure (Google Earth, 2014)	30
Figure 1.5 : Diagramme climatique de la wilaya d'Alger (d'après les données de météo France et Climate Zone)	31
Figure 1.6 : Courantologie générale dans la baie d'El Djamila (sur fond Google Earth, 2013)	32
Figure 1.7 : Topographie générale de la baie d'El Djamila (d'après LECLAIRE, 1972)	33
Figure 1.8 : Sédimentologie générale de la baie d'El Djamila (d'après LECLAIRE, 1972).....	34
Figure 1.9 : Communes côtières de la région d'étude	35
Figure 1.10 : Points de rejets d'eaux usées et qualité des plages de la baie d'El Djamila	36
Figure 1.11 : Pressions naturelles et anthropiques sur la baie d'El Djamila	37
Figure 2.1 : Localisation des stations de prélèvement dans la baie d'El Djamila (Google Earth, 2014)	38
Figure 2.2 : Stratégie d'échantillonnage et localisation des stations de prélèvement dans la baie d'El Djamila	40
Figure 2.3 : Fonctionnement d'une benne Van Veen	44
Figure 2.4 : Graphique de la masse à tamiser en fonction du diamètre maximal des grains (Chalumeau, 2003)	44
Figure 2.5 : Continuité de la courbe granulométrique	46
Figure 2.6 : Détermination visuelle de la sphéricité et de l'émoussé (d'après Pettijohn, 1975 in Chamley, 2011 modifié)	49
Figure 2.7 : Procédure de digestion du sédiment utilisée pour la détermination du mercure total par CV-AAS	52
Figure 2.8 : Procédure de digestion du sédiment utilisée pour la détermination du plomb, du cadmium, du fer, du cuivre et du zinc par AAS	53
Figure 2.9 : Loi de Beer-Lambert	54
Figure 2.10 : Schéma de base d'un appareil de spectrométrie d'absorption atomique	55

<u>Figure 2.11</u> : Spectrophotomètres de flamme (Vandegans, 2013)	55
<u>Figure 2.12</u> : Lampe à cathode creuse : source pour la spectrométrie d'absorption atomique	56
<u>Figure 2.13</u> : Schéma de principe d'un four graphite (EMSE, 2005)	57
<u>Figure 2.14</u> : Exemple de programme électrothermique pour un four graphite (Vandegans, 2013)	58
<u>Figure 2.15</u> : Schéma de principe de la FIAS (EMSE, 2005)	59
<u>Figure 2.16</u> : Droite d'étalonnage du plomb pour la matrice sédiment	62
<u>Figure 2.17</u> : Droite d'étalonnage du fer pour la matrice sédiment	62
<u>Figure 2.18</u> : Droite d'étalonnage du cuivre pour la matrice sédiment	62
<u>Figure 2.19</u> : Droite d'étalonnage du zinc pour la matrice sédiment	63
<u>Figure 2.20</u> : Droite d'étalonnage du manganèse pour la matrice sédiment	63
<u>Figure 2.21</u> : Réactifs de GRIESS pour le dosage des nitrites	64
<u>Figure 2.22</u> : Droite d'étalonnage de l'ammonium	65
<u>Figure 2.23</u> : Droite d'étalonnage des nitrites	65
<u>Figure 2.24</u> : Droite d'étalonnage des nitrites + nitrates	65
<u>Figure 2.25</u> : Droite d'étalonnage des orthophosphates	66
<u>Figure 2.26</u> : Droite d'étalonnage du silicium dissout	66
<u>Figure 2.27</u> : Procédure filtration sur membrane pour la recherche et le dénombrement de bactéries dans l'eau de mer	68
<u>Figure 2.28</u> : Méthode de dénombrement des coliformes totaux, thermotolérants et Escherichia coli dans l'eau de mer	69
<u>Figure 2.29</u> : Méthode de dénombrement des Streptocoques Fécaux dans l'eau de mer	71
<u>Figure 2.30</u> : Méthode de dénombrement des sulfito-réducteurs dans l'eau de mer	73
<u>Figure 2.31</u> : Méthode de dénombrement de Staphylococcus aureus dans l'eau de mer	75
<u>Figure 2.32</u> : Technique de recherche des vibrions	79
<u>Figure 2.33</u> : Technique d'identification des vibrions	80
<u>Figure 2.34</u> : Technique de recherche des salmonelles	81
<u>Figure 2.35</u> : Technique d'identification salmonelles	82

<u>Figure 2.36</u> : Principe de la coloration de Gram	83
<u>Figure 2.37</u> : Test de la catalase	84
<u>Figure 2.38</u> : Test rapide d'Oxydase sur lame BD BBL™ DrySlide™ Oxidase	85
<u>Figure 2.39</u> : Identification biochimique par la Galerie API 20 E	86
<u>Figure 3.1</u> : Températures des eaux de surface de la baie d'El Djamila	91
<u>Figure 3.2</u> : Potentiel Hydrogène des eaux de surface de la baie d'El Djamila	92
<u>Figure 3.3</u> : Oxygène dissous des eaux de surface de la baie d'El Djamila	93
<u>Figure 3.4</u> : Salinité des eaux de surface de la baie d'El Djamila	93
<u>Figure 3.5</u> : Histogramme des concentrations en ammonium dans la baie d'El Djamila	94
<u>Figure 3.6</u> : Histogramme des concentrations en nitrites dans la baie d'El Djamila	95
<u>Figure 3.7</u> : Histogramme des concentrations en nitrates dans la baie d'El Djamila	95
<u>Figure 3.8</u> : Histogramme des concentrations en orthophosphates dans la baie d'El Djamila	96
<u>Figure 3.9</u> : Histogramme des concentrations en silicium dissout [PO ₄ ³⁻] en µmol/l dans les trois zones d'étude	97
<u>Figure 3.10</u> : Pourcentage des pélites dans la baie d'El Djamila	97
<u>Figure 3.11</u> : Courbe granulométrique uni-modale du sédiment de la station 6 dans la baie d'El Djamila	98
<u>Figure 3.12</u> : Histogramme uni-modale du sédiment de la station 6 dans la baie d'El Djamila	98
<u>Figure 3.13</u> : Taux de calcaire dans les sédiments de la baie d'El Djamila	100
<u>Figure 3.14</u> : Concentrations du plomb (Pb) en mg/kg (p.s) dans le sédiment de la baie d'El Djamila	101
<u>Figure 3.15</u> : Concentrations du cuivre (Cu) en mg/kg (p.s) dans le sédiment de la baie d'El Djamila	102
<u>Figure 3.16</u> : Concentrations du zinc (Zn) en mg/kg (p.s) dans le sédiment de la baie d'El Djamila	102
<u>Figure 3.17</u> : Concentrations du manganèse (Mn) en mg/kg (p.s) dans le sédiment de la baie d'El Djamila	103

Liste des Acronymes

AFNOR	Association Française de Normalisation
AIEA	Agence Internationale de l'Énergie Atomique
CIEM	Conseil International pour l'Exploration de la Mer
CSR	Clostridium Sulfito-Réducteurs
CT	Coliformes Totaux
CTH	Coliformes Thermotolérants
DDT	Dichlorodiphényltrichloroéthane
DHEEWA	Direction de l'Hydraulique et de l'Économie de l'Eau de la Wilaya d'Alger
ETM	Éléments-Traces Métalliques
ETM-E	Éléments-Traces Métalliques Essentiels
ETM-NE	Éléments-Traces Métalliques Non-Essentiels
FIAS	Flow Injection Atomic Spectrometry
FMAT	Flore Mésophile Aérobie Totale
GESAMP	Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection
GFAAS	Graphite Furnance Atomic Absorption Spectrophotometry
GPS	Global Positioning System
HF	Acide Fluorhydrique
LEM	Laboratoire d'Études Maritimes
MIT	Massachusetts Institute of Technology
NED	N-(1-Naphthyl)-Éthylène Diamine
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ORL	Oto-Rhino-Laryngologie
PAH	Hydrocarbures Polyaromatiques
PCB	Polychlorobiphényle
POP	Polluants Organiques Persistants
RGPH	Recensement Général de la Population et de l'Habitat
SAA	Spectrométrie d'Absorption Atomique
SF	Streptocoques Fécaux
UNEP	United Nations Environment Program
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
WGEAMS	Working Group on Environnemental Assesment and Monitoring Strategies



Introduction

Introduction

Le littoral méditerranéen riche de potentialités est un espace de convergence et de compétition. Les pressions qui s'y exercent sont toutes plus ou moins d'origine anthropique, qu'il s'agisse des problèmes liés à la concentration urbaine excessive ou à la déprise rurale, d'érosion côtière, de dépérissement de la végétation des rivages, d'appauvrissement et de destruction de biotopes littoraux, ou de contamination des eaux, etc...

La façade maritime algérienne qui s'étire sur une longueur de 1280 km n'échappe pas aux nuisances auxquelles le littoral méditerranéen fait face. Ses espaces naturels relictuels sont constamment fragilisés, tandis que son milieu marin côtier est de plus en plus dégradé.

La dégradation du milieu marin par l'activité humaine correspond à une modification de l'équilibre naturel susceptible de mettre en danger la santé de l'homme, de nuire aux ressources biologiques, à la flore et la faune, de porter atteinte aux agréments ou gêner toutes autres utilisations légitimes de la mer. Les activités humaines regroupent essentiellement les activités industrielles, notamment au niveau et près des ports, les implantations urbaines, les activités agricoles et touristiques avec le développement de réseaux de transports parallèles au trait de côte.

Par ailleurs, le littoral est un espace privilégié, du fait de sa valeur économique, de son patrimoine historique, de son potentiel humain et social et de sa position géostratégique, mais surtout sensible. Il présente des fragilités et des vulnérabilités écologiques indéniables, nécessitant, par voie de conséquence des efforts soutenus pour préserver ses ressources et ses équilibres fondamentaux, et assurer sa durabilité.

Le développement durable, concept consacré depuis la conférence de Rio de Janeiro (1992), est un choix de développement, auquel l'Algérie a souscrit au même titre que la communauté internationale. Un choix dicté au niveau national, non seulement par la rationalisation nécessaire de la gestion des ressources, gage du développement socio-économique futur du pays, mais également et surtout en raison d'un souci d'amélioration continue de la qualité de vie du citoyen algérien. Un environnement sain, est de ce fait, un droit fondamental.

Le chapitre 17 de l'agenda 21 concernant la protection du milieu marin, exige que les parties contractantes prennent toutes les mesures possibles, afin de prévenir et d'atténuer les effets de la pollution, de protéger la zone maritime contre les effets préjudiciables des activités humaines, de préserver la santé de l'homme et des écosystèmes marins.

À cet égard, la connaissance de l'état de l'environnement et son corollaire l'information environnementale sont d'une importance capitale. Aussi, les parties contractantes sont tenues d'établir et de publier à intervalles réguliers des bilans de la qualité du milieu marin ainsi que de son évolution, pour la zone marine les concernant.

Les évaluations de la qualité du milieu marin constituent donc une partie intégrante des programmes de protection des zones marines et côtières.

Elles donnent, en effet, la possibilité de réunir et d'évaluer les résultats de la recherche scientifique et de la surveillance, ainsi que des informations sur les activités humaines, aussi nombreuses que diverses, qui directement ou indirectement, sont susceptibles de modifier ou de porter atteinte aux caractéristiques naturelles du milieu marin. Combinées, ces connaissances peuvent être exploitées afin de pouvoir analyser et expliquer les changements, leurs causes et leurs conséquences, et pour déterminer les impacts exigeant une intervention rapide des décideurs politiques et des gestionnaires de l'environnement. Les évaluations permettent aussi de juger de l'efficacité des mesures prises ayant pour but d'empêcher la dégradation du milieu marin, de protéger de précieuses espèces et communautés, et de restaurer des habitats et des écosystèmes marins dégradés.

Des programmes nationaux de surveillance du milieu marin sont élaborés partout en méditerranée, afin d'assurer un contrôle permanent et soutenu de la qualité du milieu marin et de lutter, le cas échéant, contre les différentes sources de pollution.

Ainsi, cette étude vise une contribution à la surveillance de la région algéroise, et se donne comme objectif l'évaluation de la qualité du milieu marin de la baie d'El Djamilia en vue de la mise en place d'un réseau de surveillance local structuré du milieu marin.

En effet, si les récents travaux qui ont eu pour thème l'étude de la baie ont permis de recueillir des informations pertinentes, la baie se trouve aujourd'hui toujours menacée par des problématiques nouvelles où jusque-là peu mises en évidence à cause de son état longtemps considéré vierge. Cela concerne le suivi de la pollution marine, la gestion des pressions liées aux activités humaines en mer ainsi que les atteintes à l'hydromorphologie qui sont pour l'essentiel les aménagements ou les terrains gagnés sur la mer. La prise en compte de ces problématiques par la mise en place d'un réseau de surveillance pour la gestion et la restauration du littoral dans la baie est l'un des enjeux forts des années à venir.

L'objectif principal de ce travail consiste à évaluer la mémorisation des éléments-traces métalliques : mercure, plomb, cadmium, cuivre et zinc dans le sédiment au niveau de stations couvrant toute la baie et choisies pour devenir des stations permanentes. L'analyse des sels nutritifs, des paramètres physico chimiques et bactériologiques : coliformes thermotolérants, *Escherichia coli*, streptocoques fécaux, ainsi que la recherche de germes pathogènes nous permettra de mettre en évidence le type et l'origine de la pollution dans la baie et renforcer la surveillance.

Cette étude viendra enrichir, un tant soit peu, les données déjà acquises au niveau de cette baie et contribuera à la création d'une base de données régionale. Elle s'articule en trois chapitres, organisés comme suit :

Le premier chapitre : est consacré à une synthèse bibliographique sur les problèmes de la pollution marine et la présentation de la zone d'étude ainsi que les pressions anthropologiques subies ;

Le deuxième chapitre : expose les techniques d'échantillonnage et d'analyse utilisés dans le cadre de ce travail ;

Le troisième chapitre : comporte les résultats obtenus dans cette étude et leurs interprétations géochimiques.

Enfin, une conclusion générale terminera ce travail.

The image features two parallel, curved blue lines that sweep from the upper left towards the lower right. The top line is a darker shade of blue, while the bottom line is a lighter shade. They are positioned to frame the text on either side.

Chapitre 1

Généralités

1.1. LA POLLUTION MARINE

La pollution est un problème d'actualité, elle affecte pratiquement tous les écosystèmes y compris l'environnement marin. Elle arrive dans le milieu marin par le vecteur des voies fluviales, des vents, de l'air en basse altitude ou est directement rejetée à la mer. Cette pollution marine comprend la pollution de l'eau, mais aussi des sédiments marins, et plus généralement toutes les atteintes aux écosystèmes marins causées par des rejets de substances nuisibles par leur nature ou leur quantité.

Essentiellement liée aux activités humaines terrestres, la pollution marine touche surtout les eaux côtières. La modification de l'équilibre des espèces marines, la détérioration de la qualité de l'eau ; la prolifération anarchique d'algues et la multiplication de certaines espèces bactériennes provoquant maladies et intoxications humaines ou animales, sont ses effets majeurs. Due à la présence excessive de certains polluants, elle dépend aussi de conditions naturelles favorables à leur concentration ou leur action : courants, morphologie sous-marine, mers et baies fermées, ...

1.1.1. DÉFINITIONS DE LA POLLUTION MARINE

Il existe plusieurs définitions de la pollution ; polluer, c'est salir, souiller, profaner et dégrader.

La pollution est une dégradation de l'environnement par des substances (naturelles, chimiques ou radioactives), des déchets (ménagers ou industriels) ou des nuisances diverses (sonores, lumineuses, thermiques, biologiques, etc.). [Bien qu'elle puisse avoir une origine entièrement naturelle (éruption volcanique, par exemple), elle est principalement liée aux activités humaines] (LAROUSSE, 2013)¹.

Selon le GESAMP (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, 1983), c'est l'introduction par l'homme dans le milieu marin y compris les estuaires, directement ou indirectement, des substances ou d'énergie pouvant entraîner des effets délétères tels que dommages aux ressources biologiques, danger pour la santé humaine, entraves aux activités maritimes (pêche), diminution de la qualité de l'eau de point de vue son utilisation et réduction des possibilités offertes dans le domaine des loisirs.

La pollution des milieux aquatiques est définie par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), comme étant toute modification des propriétés physiques, chimiques ou biologiques, ou tout rejet de substances liquides, gazeuses ou solides dans l'eau, de façon à créer une nuisance ou à rendre cette eau dangereuse ou préjudiciable du point de vue, soit de la santé, de la sécurité et du bien-être publique, soit de ses usages destinés à des fins domestiques, commerciales, industrielles, agricoles, récréatives et autres, soit de la faune sauvage et aquatique.

Selon l'UNESCO (1982)², La pollution marine est tout rejet à la mer direct ou indirect, de substances ou d'énergie d'origine humaine qui a un effet nuisible sur les organismes vivants, dangereuse pour la santé humaine, empêche l'utilisation de la mer, altère la qualité de l'eau de la mer ou qui réduit les possibilités d'utilisation aux fins de loisirs.

D'après toutes ces différentes définitions, on distingue que la pollution de l'eau est due essentiellement aux activités humaines ainsi qu'aux phénomènes naturels. Elle a des effets multiples qui touchent aussi bien la santé publique que les organismes aquatiques.

¹ <http://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/pollution>

² Article premier, paragraphe 1(4) de la Convention des Nations Unies sur le Droit de la Mer

1.1.2. ORIGINES ET TYPES DE LA POLLUTION MARINE

Il existe plusieurs manières de classer la pollution menaçant le milieu marin. On peut parler de pollutions ponctuelles et diffuses, de pollutions pélagiques et continentales et de pollution atmosphérique, ainsi selon le type ou l'origine de la pollution on distingue principalement :

➤ ***Cinq grandes origines de la pollution marine :***

- Origine domestique et urbaine ;
- Origine industrielle ;
- Origine agricole ;
- Origine pétrolière ;
- Origine atmosphérique et pluviale.

➤ ***Trois grands types de la pollution marine :***

- Pollution chimique ;
- Pollution biologique ;
- Pollution physique.

Notre étude a pour axe ***la pollution chimique et microbiologique*** du milieu marin littoral.

1.1.3. POLLUTION CHIMIQUE DU MILIEU MARIN

La pollution chimique est engendrée par des rejets de produits chimiques de toutes origines. Ces polluants sont de deux catégories :

➤ ***Les micropolluants chimiques organiques :***

Ces polluants sont appelés les polluants organiques persistants (POPs). Ils regroupent :

- Hydrocarbures ;
- Pesticides ;
- Détergents ;
- Autres composants organiques de synthèse, ...

➤ ***Les micropolluants chimiques inorganiques :***

- Éléments Traces Métalliques (ETM) ;
- Sels nutritifs.

Le danger de ces polluants dépend de leur nature biochimique. Certains sont hydrosolubles, facilement dilués et donc leur action est minime. D'autres sont liposolubles avec un pouvoir de se concentrer au niveau des lipides et par conséquent, ils vont emprunter la chaîne trophique. Il y a d'autres polluants ayant un pouvoir contaminant plus nuisible, il s'agit des molécules qui échappent à la dégradation, elles sont appelées récalcitrantes.

1.1.3.1. ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES (ETM)

La présence des ETM dans l'atmosphère, l'eau, le sédiment et par conséquent, la chaîne alimentaire, est certainement le cas le plus intéressant parmi les problèmes posés par la pollution de l'environnement marin (GAUJOUS, 1995 ; SHULKIN *et al.*, 2003).

1.1.3.1.1. Définition

Un métal est un élément chimique, issu le plus souvent d'un minerai doté d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité, se combinant aisément avec d'autres éléments pour former des alliages utilisés par l'homme depuis l'antiquité (CHIFFOLEAU *et al.*, 2001).

Les métaux lourds sont généralement définis comme étant des éléments métalliques naturels ou dans certains cas métalloïdes ayant une masse volumique élevée variant entre 4g/cm^3 et 5g/cm^3 ou supérieure à 5g/cm^3 (HOLLEMAN et WIBERG, 1985). Cependant, la notion de métaux lourds reste un concept factuel, industriel, avant tout empirique, sans définition scientifique précise, ni technique unanimement reconnue (ex. le zinc n'est pas « lourd » et l'arsenic n'est pas un métal). Pour cette raison, les appellations « Éléments en Traces Métalliques » (ETM), « éléments traces » ou « métaux traces » tendent à remplacer celle de « métaux lourds » qui a été et qui reste non adéquate car associant des métaux toxiques réellement lourds à d'autres l'étant moins (CHIFFOLEAU *et al.*, 2001). On parle d'éléments traces métalliques car ils sont le plus souvent à l'état naturel en traces (BRYAN, 1971, 1984). Une partie des ETM est toxique, ou toxique au-delà d'un certain seuil (JEFFERIES et FREESTONE, 1984 ; KUCUKSEZGIN *et al.*, 2006).

1.1.3.1.2. Catégories d'Éléments Traces Métalliques (ETM)

Dans le milieu marin, les ETM sont présents sous forme dissoute, particulière ou complexée, absorbées dans les sédiments, transformés par les bactéries ou ingérés par des organismes qui les accumulent dans leurs tissus jusqu'à atteindre des concentrations pouvant être toxiques (JEFFERIES et FREESTONE, 1984 ; GÜVEN *et al.*, 1999 ; MATTA *et al.*, 1999 ; TÜRKMEN *et al.*, 2005). Ils sont généralement séparés en deux catégories selon leur caractère essentiel ou non pour les êtres vivants.

A- Éléments traces Métalliques Essentiels (ETM-E)

Ce sont les éléments minéraux existants dans l'eau de mer et le sédiment se retrouvant dans l'organisme marin et qui peuvent s'avérer indispensables au déroulement des processus biologiques (BOWEN, 1966), ils sont alors dits oligo-éléments (REGOLI *et al.*, 1998). C'est le cas du Fer (Fe), du Cuivre (Cu), du Zinc (Zn), du Nickel (Ni), du Cobalt (Co), du Vanadium (V), du Sélénium (Se), du Molybdène (Mo), du Manganèse (Mn) et du Chrome (Cr) (MIQUEL, 2001). Ces métaux sont souvent liés à des protéines, comme, le fer contenu dans l'hémoglobine, et le manganèse présent dans la chlorophylle (ASSO, 1982). Le cuivre qui est associé à l'hémocyanine active dans le transport de l'oxygène chez les Crustacés et certains Mollusques. Le molybdène, le magnésium et le zinc ont des fonctions d'activation d'enzymes. Leurs concentrations dans les organismes doivent répondre aux besoins métaboliques de ces derniers. Dans le cas contraire, une carence ou un excès de ces éléments essentiels peut induire des effets délétères et toxiques (CASAS, 2005 ; SIGG *et al.*, 2006).

B- Éléments Traces Métalliques Non-Essentiels (ETM-NE)

Ce sont les éléments métalliques toxiques qui ne sont pas nécessaires à la vie, et peuvent être préjudiciables et provoquer de graves accidents de santé (FEILLET, 2002) tels que le Mercure (Hg), le Plomb (Pb), le Cadmium (Cd) et l'Antimoine (Sb) (BITTEL, 1973 ; CHIFFOLEAU *et al.*, 2001 ; CASAS, 2005 ; LACQUE-LABARTHE, 2007 ; SIGG *et al.*, 2006).

En effet, développés à la fin de la deuxième révolution industrielle, ce sont les éléments traces métalliques les plus redoutables, susceptibles d'être métabolisés et concentrés au niveau des organismes marins à partir du sédiment et l'eau. Déjà dans les années 50, leurs effets hautement nocifs ont été mis en évidence suite à l'intoxication mortelle survenue à Minamata au Japon. Les habitants avaient mangé du poisson contaminé par des rejets mercuriels d'une usine située à proximité. Cette maladie s'est ensuite propagée à toute la jeune génération par le lait maternel (JICA *et al.*, 2008 ; BLIEFERT et PERRAUD, 2009).

1.1.3.1.3. Origines des éléments traces métalliques dans le milieu marin

L'origine des métaux présents dans le milieu marin est double, naturelle et anthropogène (ASSO, 1982) :

A- Origine naturelle

Naturellement présents dans la biosphère, ils parviennent dans le milieu marin par différents voies (ASSO, 1982 ; RAMADE, 1982 ; SIGG *et al.*, 2006) :

- Les fleuves, les rivières, l'érosion et le lessivage des sols ;
- Les apports atmosphériques surtout par les vents et les pluies ;
- L'altération des continents, et les incendies de forêts ;
- L'activité volcanique ;
- Les sources hydrothermales océaniques ;
- La possibilité de chute de météorites.

B- Origine anthropogène

L'origine anthropogénique représente un danger plus important que les rejets d'hydrocarbures ou mêmes d'éléments radioactifs du fait que ces métaux se trouvent sous forme dissoutes et particulaires et sont assimilés par les organismes marins (GROUSSET et DONARD, 1989). Les sources ayant contribué à l'augmentation des concentrations de métaux dans le milieu marin et surtout en zone côtière sont (GAUJOUS, 1995 ; SIGG *et al.*, 2006 ; BELANGER, 2009) :

- Les effluents d'extractions minières ;
- Les effluents industriels (métallurgie, pétrochimie, ...), domestiques et le lessivage des zones urbaines ;
- Les eaux d'écoulement contaminées par les engrais et les pesticides utilisés en agriculture ;
- Les eaux usées issus du lessivage des décharges d'ordures ménagères ;
- Le rejet en mer de résidus solides (piles, batteries, ...) ;
- Les apports atmosphériques : combustion de carburants fossiles, incinération des déchets et émissions industrielles.

1.1.3.1.4. Bioaccumulation et biomagnification des éléments traces métalliques

Les ETM sont absorbés par les plantes et les animaux marins, le dépassement d'une quantité donnée dans ces espèces provoque leur accumulation dans l'organisme, on parle alors de bioaccumulation, et tout au long de la chaîne alimentaire, et on parlera alors de biomagnification (RAMADE, 1979 ; FOWLER, 1982 ; MARCHAND *et al.*, 1990) où le prédateur concentre une substance (ou un élément métallique) à un niveau supérieur à celui où il se trouve dans sa proie (ZAOUI et YAHLA, 2000).

Les métaux lourds peuvent atteindre des concentrations menaçant la survie de certaines populations naturelles et présenter des dangers pour le consommateur de produits marins du fait de leur toxicité, de leur élimination difficile et de leur large répartition dans un milieu aquatique pollué (CASAS, 2005).

Chez les organismes marins la pénétration des métaux lourds se fait selon trois voies :

- **À partir de l'eau** : par transport tégumentaire externe (transtégumentaire), le plus souvent branchial (respiration) (RAMADE, 1979) ;
- **À partir du phyto et zooplancton** : par voie trophique, nutrition, filtration et absorption le long du tractus digestif (COSSA et LASSUS, 1989) ;
- **À partir des sédiments** : Les sédiments qui se trouvent en zone littorale ou à proximité des régions urbaines et industrielles, représentent un véritable réservoir de contaminants hydrophiles, bioaccumulables pour les organismes benthiques. Ces derniers sont susceptibles de devenir une véritable source de contamination pour les organismes supérieurs qui s'en nourrissent (FOWLER, 1982).

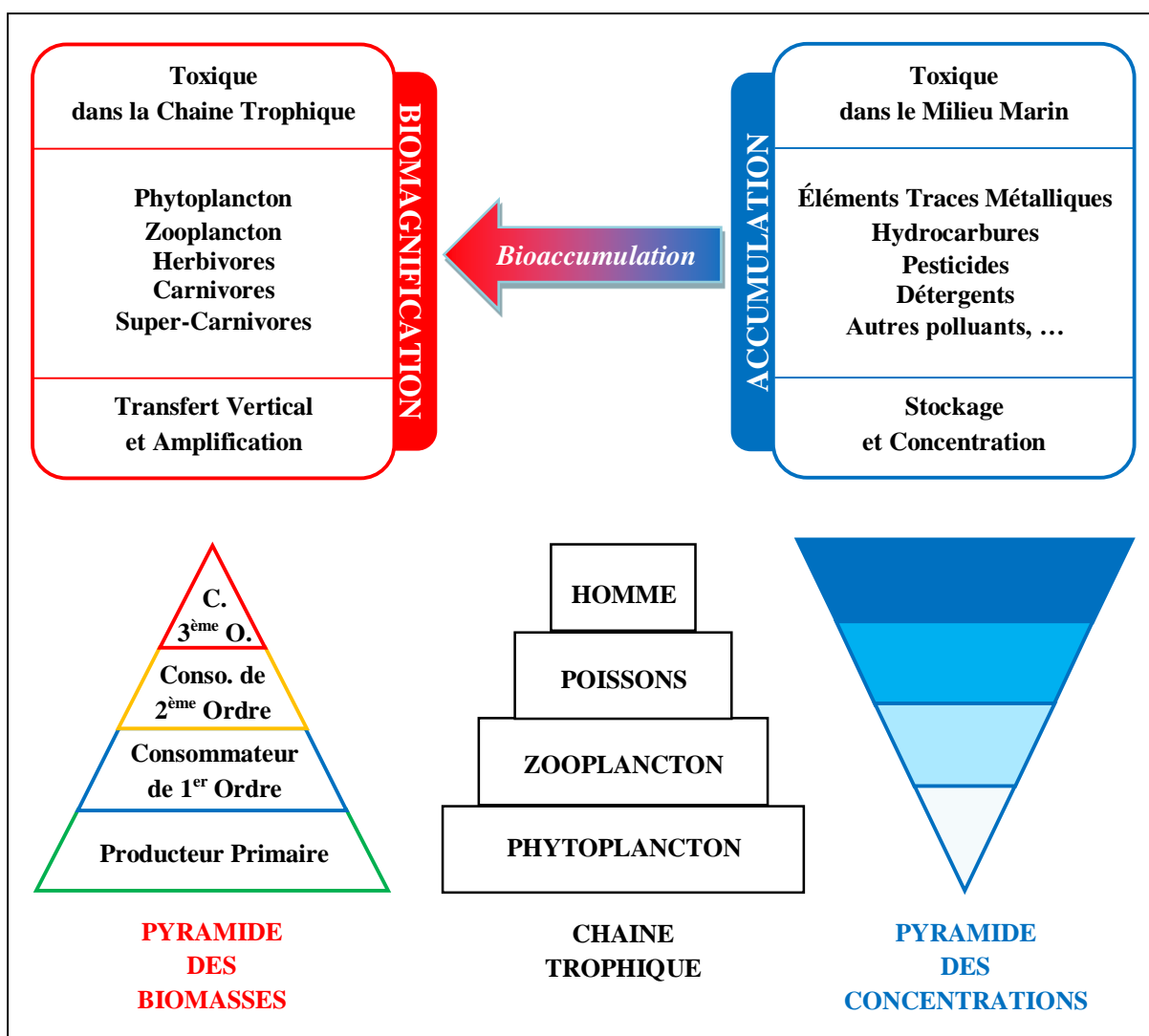


Figure 1.1 : Voies d'accumulation et de transfert des polluants dans les maillons de la chaîne trophique (d'après RAMADE, 1979 modifié).

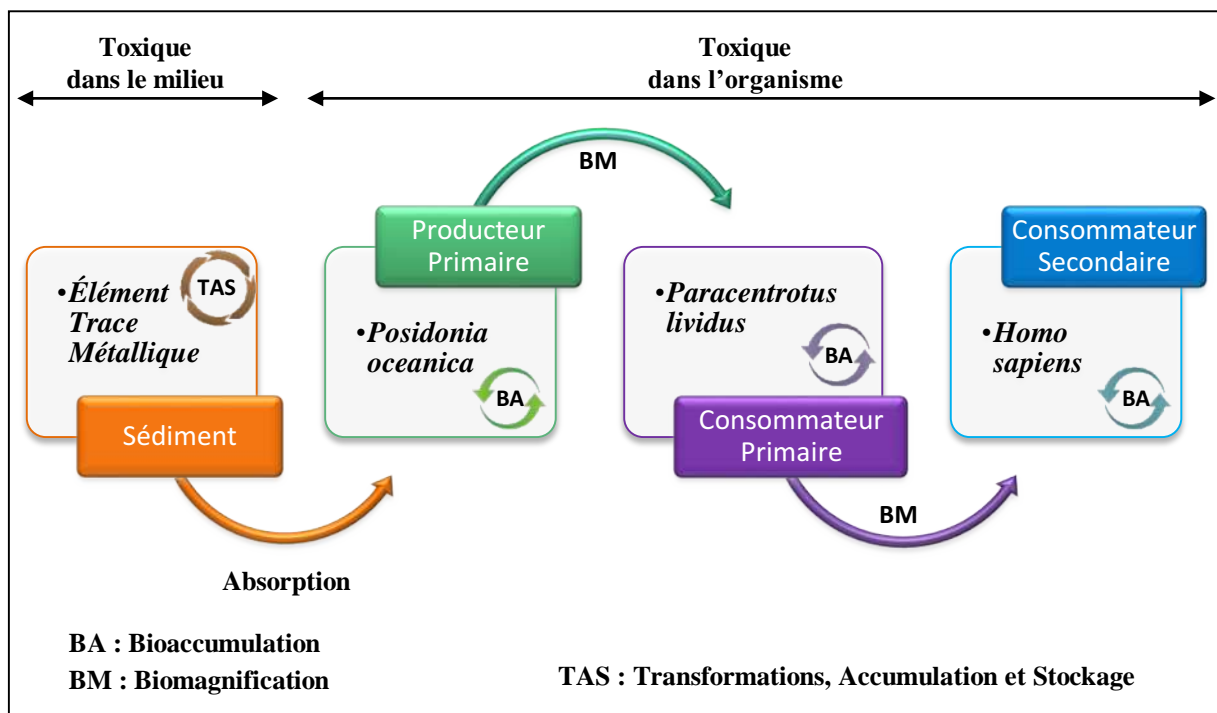


Figure 1.2 : Voies d'accumulation et de transfert d'un toxique dans trois maillons de la chaîne trophique (la posidonie, l'oursin commun et l'homme) à partir du sédiment

1.1.3.1.5. Toxicité des métaux lourds sur les organismes marins

Le rejet d'un toxique (agent contaminant) dans le milieu environnant d'un organisme, peut provoquer une absence d'effet, une métabolisation, un effet toxique, une bioaccumulation directe ou une biomagnification par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire. Les métaux lourds sont toxiques dès qu'ils cessent d'être autre chose que des micros constituants de la matière normale. Les effets du plomb et du cadmium sur les organismes sont très variés. Le mercure, le cadmium, le zinc, le nickel, le titane, le sélénium, le cuivre, le cobalt et l'aluminium sont des inhibiteurs enzymatiques. Les intoxications par ces métaux peuvent provoquer des toxicités létales (aigües) et sublétales (chronique) chez différents organismes aquatiques suivant la rapidité d'apparition, la sévérité et la durée des symptômes et la rapidité de leur absorption (THOMAZEAU, 1981).

A- Toxicité létale (aigüe)

La toxicité létale se manifeste très rapidement après une exposition de courte durée ou une absorption rapide du toxique par voie transmembranaire, pulmonaire ou buccale : en forte dose unique ou multiple, sur une période ne dépassant pas 24 heures. En général, les manifestations sont une mort directe ou l'apparition de très graves troubles physiologiques (THOMAZEAU, 1981).

B- Toxicité sublétale (chronique)

Elle se manifeste par les effets toxiques produits non pas par l'absorption en une brève période de doses assez fortes, mais au contraire, par l'exposition, fréquente ou répétée sur une période de plusieurs jours ou semaines, à des substances polluantes de très faibles concentrations (parfois même à des doses infimes) dont les effets cumulatifs finissent par provoquer des troubles beaucoup plus graves (FAO, 1981 ; THOMAZEAU, 1981 ; RAMADE, 1982).

1.1.3.1.6. ETM et réglementation

Afin de maîtriser la pollution de l'environnement marin par les ETM, les pouvoirs publics, tant au niveau national qu'international, ont décidé d'œuvrer à la mise en place de mesures et réglementations (Tableau 1.1). Pour l'Algérie, il s'agit de la limitation de leurs concentrations dans les rejets d'effluents liquides se déversant dans le milieu naturel.

Tableau 1.1 : Inscription des ETM dans différentes mesures et réglementations.

ETM	Ag	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
JORA*		•		•		•	•	•	•	•	•	•	•
DCE**				•					•		•	•	
US EPA***				•		•			•		•	•	
OSPAR****				•					•			•	

*Le Journal Officiel de la République Algérienne (Décret exécutif n° 93-160 du 10 Juillet 1993) ;

**La Directive Cadre Eau (DCE ; Decision N° 2455/2001/EC ; EC, 2001) ;

***Le Programme 33/50 de l'United States Environmental Protection Agency (US EPA, 1999) ;

****La Convention OSPAR (OSPAR ; Commission OSPAR, 2006).

1.1.3.1.7. Présentation des principaux ETM à surveiller : Origine, Utilisation et Toxicité

Dans la présente étude cinq métaux vont être surveillés, le Mercure (Hg), le Plomb (Pb), le Cadmium (Cd), le Cuivre (Cu) et le Zinc (Zn). Ce choix est appuyé par le caractère toxique pour l'homme des trois premiers (Hg, Pb et Cd) et leur propriété de transport et de changement de forme chimique du fait de leur conductivité électrique élevée qui explique leur utilisation dans de nombreuses industries. Les éléments Cu et Zn sont également retenus car contrairement aux trois précédents, ils sont considérés comme oligo-éléments et sont indispensables au déroulement des processus biologiques dans le métabolisme et ne deviennent toxiques qu'au-delà d'un certain seuil. Ce sont pour ces raisons qu'ils reviennent le plus souvent dans les réseaux de surveillance du milieu marin.

Une présentation de ces éléments traces métalliques ainsi que leurs effets est donnée dans ce qui suit.

A- Mercure

Le mercure, élément chimique de numéro atomique 80, est le seul métal liquide à la température ambiante. Il tire son symbole Hg du mot grec latinisé hydrargyrum (argent liquide). Il est le plus volatil des métaux, et il a aussi le point de fusion le plus bas (-39°C). Beaucoup de métaux se dissolvent dans le mercure et forment des alliages (amalgames).

Le mercure n'a pas de rôle biologique connu (SUSZEYNSKY et SHANN, 1995). Il présente un risque majeur pour l'écosystème marin et le consommateur humain, en raison de sa toxicité et de ses capacités de biomagnification par la chaîne alimentaire (BLIEFERT et PERRAUD, 2009). Il est utilisé dans des activités très variées :

- Industrie papetière : Hg utilisé comme un produit de blanchissement de pâte à papier ;
- Industrie électrique : Oxyde de Hg utilisé comme cathodes ;
- Industrie de bois : Composés mercuriels utilisés pour son imprégnation ;
- Industrie chimique : Hg est un produit de base pour la préparation de sels catalytiques, catalyseurs de l'industrie du chlore et de la soude. Il est utilisé comme fongicide dans les peintures ;
- Agriculture : le mercure est utilisé comme fongicide, bactéricide, etc.

Dans l'environnement, les composés méthylés ont une place particulièrement importante dans le cycle bio-géochimique du mercure. La méthylation du mercure a été constatée dans les sédiments sous l'action des micro-organismes et dans la colonne d'eau en présence de phytoplancton. Le monométhyl mercure (CH_3Hg^+), composé très toxique et difficilement dégradables, s'accumule facilement dans les organismes vivants et a une très grande faculté de biomagnification dans les chaînes alimentaires, sa proportion augmente progressivement quand on passe d'un échelon trophique au suivant (WOOD *et al.*, 1968 ; COSSA *et al.*, 1990 ; US Environmental Protection Agency, 1997 ; PACYNA *et al.*, 2006). En fin de la chaîne alimentaire, le facteur de concentration atteint fréquemment des valeurs élevées. Les sédiments constituent un réservoir important de contamination mercurielle (COPIN-MONTÉGUT, 1996).

Le mercure est connu comme ayant des propriétés mutagènes, tératogènes et cancérigènes. Pour l'homme, 5 à 10% des signes neurologiques apparaissent avec des concentrations de 200 à 400 $\mu\text{g/l}$ de méthylmercure dans le sang (DREISBACH, 1983). L'intoxication aiguë par l'ingestion des sels mercuriques entraîne une soif intense, un goût métallique, une gastro-entérite avec des douleurs abdominales, des vomissements et diarrhée sanguinolentes. Alors que l'intoxication chronique par l'ingestion de composés organiques se manifeste par une dermatite, stomatite, sialorrhée, diarrhée, anémie, des lésions hépatiques et rénales, ulcération intestinale avec hémorragie, fatigue générale, perte de poids et pâleur (DREISBACH, 1983). Elle entraîne une ataxie (incoordination motrice) et des perturbations de la vision, débilité, paralysie puis la mort (RAO et SAXENA, 1981).

Pour les organismes aquatiques, les effets toxiques peuvent apparaître à des concentrations de 0,03 à 0,1 $\mu\text{g/l}$ d'eau avec inhibition de la fécondité et de la ponte (EISLER, 1987).

B- Plomb

Le plomb fait partie des ETM non essentiels (MIQUEL, 2001 ; TÜRKMEN *et al.*, 2005) les plus abondants et les plus largement répandus (MISHRA *et al.*, 2006). Il se trouve dans l'eau de mer principalement sous forme de carbonates PbCO_3 (40 à 80 %) ou de chlorures PbCl_2 (1 à 40 %) et PbCl^+ (2 à 19 %) (PICHARD, 2003a).

La pollution par le plomb a plusieurs origines mais elles sont essentiellement industrielles (BOUZIANI, 2000) ce sont les industries (fonderies de la métallurgie, les câbles, bâtiments...), les incinérations d'ordures et la fabrication de peintures, d'allumettes, d'explosives, de plomberie, de papeterie... (LAUWERYS, 1990). En plus, le plomb est utilisé comme agent de traitement de certaines maladies en agriculture (PICHARD, 2003a).

Le plomb a la réputation de rester solidement liée aux particules sédimentaires. Il peut être remis en solution lors de la dégradation des phases auxquelles il est associé. Cette remise en solution du plomb dans les sédiments est liée en surface à la dégradation aérobie de la matière organique particulaire à laquelle est associée une fraction du plomb. Les sédiments sont un puits géochimique pour le plomb (GOBEIL *et al.*, 1987).

Généralement la contamination des sédiments décroît de la surface vers les horizons profonds, traduisant ainsi les effets de l'ère industrielle. Les niveaux de présence sont de l'ordre de 5 à 20 $\mu\text{g/g}$ dans les dépôts industriels, 50 à 100 $\mu\text{g/g}$ sur le plateau continental et peuvent dépasser 150 $\mu\text{g/g}$ en milieu côtier. Plus la chaîne carbonée associée au plomb est importante, plus il est toxique. Le plomb sous forme de tetra-éthyl-plomb est beaucoup plus toxique que sa forme libre et le tetra-alkyl de plomb est le plus toxique (CASAS, 2005).

Les teneurs dans les eaux côtières sont à peine plus élevées qu'en zone océanique à cause de l'ampleur de l'enlèvement dans les zones où les concentrations en matières en suspension sont fortes. Des eaux côtières, dont les teneurs sont inférieures à 50 ng/l peuvent être considérées comme non contaminées (CASAS, 2005).

Pour les organismes aquatiques, le plomb présente une toxicité létale lors des concentrations comprises entre 2,46 et 8,8 mg/l. Sa concentration inhibant le développement embryonnaire de la moule dépend de la salinité et de la température. Les concentrations inhibitrices les plus fortes sont de l'ordre de 500 µg/l et elles sont notées aux conditions optimales de 15,6°C et d'une salinité de 35 ‰. Pour le plomb inorganique, les concentrations à partir desquelles des effets sublétaux peuvent être observés sont comprises entre 0,5 µg/l pour la croissance du phytoplancton et 500 µg/l pour l'apparition d'anomalies dans le développement embryonnaire des bivalves (DREISBACH, 1983 ; MARCHAND ET KANTIN, 1997). Les huîtres sont parmi les organismes marins les plus concentrateur de plomb, elles peuvent contenir jusqu'à 250 µg de plomb par Kg (FEILLET, 2002).

Pour l'homme, lors de l'absorption d'aliments contenant de fortes proportions de plomb ou conservés dans des conditionnements faisant appel à ce métal, une intoxication appelée Saturnisme peut avoir lieu (RODIER *et al.*, 1996 ; MARCHAND ET KANTIN, 1997 ; SIMON, 1999). Les symptômes de l'intoxication aiguë qui est relativement rare, débutent par des nausées, des vomissements et des douleurs épigastriques. L'atteinte du système nerveux se traduit par des paresthésies, des myalgies et une asthénie musculaire intense. Le décès peut survenir en deux jours si non, les signes d'intoxication chronique apparaissent (DREISBACH, 1983). En effet, les manifestations cliniques de l'intoxication chronique sont l'anémie, fatigue, malaises intestinaux, constipation ou diarrhée avec des nausées. Les enfants sont particulièrement exposés à l'empoisonnement, même pour des concentrations minimales. En effet, le plomb peut retarder le développement moteur, altérer la mémoire et provoquer des problèmes d'audition et des troubles de l'équilibre. Chez les adultes, il peut provoquer une augmentation de la pression artérielle (DREISBACH, 1983).

C- Cadmium

Le Cadmium (Cd) est un métal blanc argent, légèrement bleuté. Il est très malléable et ductile, de numéro atomique 48. Il est le 65^{ème} élément naturel le plus abondant dans la croûte terrestre. Le Cadmium a une grande résistance à la corrosion ; son point de fusion est bas ; il a une bonne conductivité de l'électricité ; ses produits dérivés ont une bonne résistance aux fortes températures ; il présente des caractéristiques chimiques proches de celles du Calcium, en particulier le rayon ionique, facilitant ainsi sa pénétration dans les organismes (LEHOCZKY *et al.*, 1998 ; ADRIANO, 2001 ; JURADO *et al.*, 2007).

Le Cadmium est principalement utilisé pour la fabrication des batteries, comme pigment de peintures, et dans les traitements de surface et la mise au points de nouveaux alliages ont contribué dans l'augmentation de son utilisation (COSSA et LASSUS, 1989). Il est également utilisé comme matériel de contrôle ou de protection dans les centrales nucléaires, car il absorbe facilement les neutrons de faible énergie (CASAS, 2005). Les activités industrielles telles que le raffinage des métaux non ferreux, la combustion du charbon et des produits pétroliers, les incinérateurs d'ordures ménagères et la métallurgie de l'acier constituent les principales sources de rejet du Cadmium dans l'atmosphère. Dans l'eau, le Cadmium provient de l'érosion naturelle, du lessivage des sols (engrais phosphatés) ainsi que des décharges industrielles et du traitement des effluents industriels et des mines (TIMIZAR, 1989).

Les concentrations en cadmium dans les eaux de surface de la Méditerranée sont inférieurs à 0,5-12 mg/l (MART et *al* 1982; KREMLING, 1985 ; COSSA, 1987 ; HARALDSSON et WESTERLAND, 1988). En Mer du Nord, les concentrations en cadmium dans les eaux de surface varient de 8 à 25mg/l (KREMLING et HYDES, 1988). Les teneurs en cadmium dans les sédiments côtiers sont très variables en raison de la diversité de la nature et de l'origine des grains sédimentaires. Les particules sédimentaires offrent aux éléments métalliques une surface spécifique d'adsorption qui est en fonction de leur taille.

À l'état naturel, le cadmium est presque toujours associé à d'autres métaux (zinc et plomb). Sa toxicité est accrue avec le zinc mais avec les cyanures et le plomb il a un pouvoir synergique (EISLER ET GARDNER, 1973) et sa demi-vie biologique courte estimée entre 16 à 33 ans augmente sa dangerosité car elle engendre une bioaccumulation plus importante (GUTHRIE et PERRY, 1980). En effet, Le Cadmium fait partie des métaux lourds les plus dangereux. Même à de faibles concentrations, il tend à s'accumuler dans le cortex rénal sur de très longues périodes où il entraîne une perte anormale de protéines par les urines (protéinurie) et provoque des dysfonctionnements urinaires chez les personnes âgées (CASAS, 2005).

Il ne présente pas de toxicité aiguë pour les organismes marins à des concentrations susceptibles d'être rencontrées dans le milieu. Au niveau subléthal, des concentrations de 0,05 à 1,2 µg/l peuvent provoquer des effets physiologiques pour les larves de crustacés (respiration, stimulation enzymatique) et des inhibitions de croissance pour le phytoplancton. En effet, en présence des concentrations élevées qui sont estimées à l'ordre de 3,3-25 mg/l, les mollusques peuvent s'isoler du milieu ambiant en fermant leurs valves. Par conséquent, le stress survient quand l'isolement est rapide, mais tôt ou tard, la mort aura lieu (DREISBACH, 1983).

La présence du Cadmium dans le milieu aquatique a un impact sur les organismes, mais sa toxicité diffère selon l'espèce et la concentration.

Dans le phytoplancton, les concentrations en cadmium vont de 0,4 à 6,5ug/g et de 0,8 à 9,6ug/g dans le zooplancton (SADIQ, 1992).

Chez les Mollusques des concentrations de 0,01 à 140 ug/g (poids frais) dans les tissus mous et les plus fortes concentrations se rencontrent chez la patelle et l'huitre (MARCUS et THOMPSON, 1988). Chez les bivalves, les branchies et l'hépatopancréas sont les organes les plus chargés (AMIARD et *al*, 1987), les concentrations dans le muscle des sardines est de 0,2 ug/g et de 0,5 ug/g (poids sec) dans les morues de l'Atlantique Nord (THIBAUD, 1987) et de 0,981 ppm dans le tissu hépatique chez le merlu (BELHOUCINE, 2005) et chez les Crustacés (crevette), il est de 0,32 ppm (TERBECHE, 2006).

Chez les crustacés exposés à des concentrations sublétales de 6,4 ug/l, la fertilité peut être affectée par une malformation de la carapace qui gênerait la femelle pour effectuer sa ponte, alors que chez les poissons, le cadmium peut perturber l'équilibre ionique en altérant la perméabilité des membranes cellulaires (DREISBACH, 1983).

Chez l'homme, sa toxicité est connue depuis 1950 avec la maladie d'Itai-Itai qui est apparue au Japon chez des personnes ayant consommé du riz récolté sur un sol apparemment fortement contaminé en cadmium par une mine d'extraction de zinc et de plomb (KJELLSTRÖM, 1986 ; OGAWA *et al.*, 2004).

D- Cuivre

Le Cuivre est un élément essentiel à la vie (oligo-élément) (CLEMENS, 2001 ; ELISABETTA et GIOACCHINO, 2004). Impliqué dans de nombreuses voies métaboliques, notamment pour la formation d'hémoglobine, c'est aussi un co-facteur spécifique de nombreuses enzymes et métalloprotéines de structure. Cependant le Cuivre en excès produit des radicaux libres responsables de lésions cellulaires au niveau de l'ADN et d'organites tels que les mitochondries ou les lysosomes (PICHARD, 2003b). Il devient donc toxiques à partir d'un certain seuil de concentration (FERNANDES et HENRIQUES, 1991 ; OUZOUNIDOU *et al.*, 1992 ; CHANG et SIBLEY, 1993).

Le Cuivre est l'un des métaux les plus employés à cause de ses propriétés physiques et particulièrement de sa conductibilité électrique et thermique. Il est très largement employé dans la fabrication de matériels électriques (fils, enroulements de moteurs, dynamos, transformateurs), dans la plomberie, dans les équipements industriels, dans l'automobile et en chaudronnerie (NRIAGU, 1980 ; ATSDR, 1990 ; BENGUEDDA-RAHAL, 1993). L'utilisation de l'oxyde CuO comme matière active des peintures antisalissures marines constitue une source importante d'introduction dans les zones portuaires.

Le Cuivre est présent dans l'environnement, sa concentration dans l'écorce terrestre est estimée à environ 70 ppm (30 à 100 ppm). Dans le milieu aquatique le cuivre existe sous forme particulière, colloïdale et dissoute. Il a tendance à former des complexes avec des bases fortes telles que carbonates, nitrates, sulfates, chlorures. Il est introduit sous forme particulière dans les océans. Le transport par le vent des poussières de sol, les éruptions volcaniques, les décompositions végétales, les feux de forêts et les aérosols marins constituent les principales sources naturelles d'exposition. Étant rapidement adsorbé sur les sédiments riches en ligands, tels qu'hydroxydes de fer et de manganèse, les niveaux de présence peuvent atteindre des valeurs très élevées dans les zones sous influence des apports (ATSDR, 1990).

Le cuivre est relativement peu toxique, sa toxicité varie en fonction des espèces et de la composition de l'eau. De façon générale, la toxicité est plus élevée pour le cuivre à l'état d'oxydation +1 et décroît dans l'ordre +2 et 0 (BAE et FREEMAN, 2007). Les oxydes, CuO et Cu₂O, très peu solubles sont toxiques à des concentrations de l'ordre de 1 à 2 mg/l (ATSDR, 1990).

Chez les végétaux, les animaux et les microorganismes, le cuivre reste toxique à des doses inférieures au mg/l (GAUJOUS, 1995). Il agit négativement sur l'activité photosynthétique, provoque l'altération des branchies et retarde la ponte chez les poissons, et cause le verdissement des huitres. Sa teneur est élevée chez l'enfant et diminue peu à peu au rythme de la croissance et chez les sujets âgés son niveau est bas tandis que son dépôt apparaît dans le tissu nerveux (DERACHE, 1986).

E- Zinc

Le Zinc est un oligo-élément nécessaire au métabolisme des êtres vivants, essentiel pour de nombreux métabolismes et les facteurs de transcription qui sont impliqués dans divers processus cellulaires tels que l'expression des gènes, transduction du signal, la transcription et la réplication (BOWEN, 1966 ; REGOLI *et al.*, 1998 ; RENGEL, 1999 ; MIQUEL, 2001).

Le Zinc entre naturellement dans l'atmosphère à partir du transport par le vent de particules du sol, des éruptions volcaniques, des feux de forêts et d'émission d'aérosols vers le milieu marins.

Les apports anthropiques de Zinc dans l'environnement résultent des sources minières industrielles (traitement minéral, raffinages, galvanisation du Fer, gouttières de toitures, piles électriques, pigments, matières plastiques, caoutchouc), des épandages agricoles (alimentation animaux, lisiers) et des activités urbaines (trafic routier, incinération ordures). Dans les zones portuaires, le Zinc est introduit à partir de la dissolution des anodes destinées à la protection des coques de bateaux contre la corrosion, et est contenu dans certaines peintures antisalissure (ENGEL, 1999 ; CASAS, 2005).

Le zinc principalement sous forme de sulfure (blende) est assez uniformément distribué dans les roches magmatiques (40 à 120 mg/kg). Sa concentration est un peu plus élevée dans les sédiments argileux (80 à 120 mg/kg) et les schistes alors qu'elle est plus faible dans les roches mêmes sableuses (PICHARD, 2005). Dans l'eau et en conditions naturelles, le zinc se trouve avec de très faibles concentrations qui sont inférieures à 5 µg/l. Mais, ces concentrations peuvent augmenter suite à des lâchers de zinc si des canalisations de l'étain ou de fer galvanisé sont attaquées par les eaux riches en chlorure et en sulfate (RAKOTOVAHOAKA, 2007).

Le Zinc est un des métaux les moins toxiques et les problèmes de carence sont plus fréquents et plus graves que ceux de toxicité. Les risques tératogènes, mutagènes et cancérigènes sont pratiquement nuls aux doses utilisées chez l'homme (PICHARD, 2005 ; NORDBERG et al, 2007). La quantité tolérable est limitée par un goût désagréable obtenu à des concentrations de l'ordre de 5 à 15 mg/l. Et puisque le zinc est souvent couplé au cadmium ou au chlore, la dose est abaissée à 1mg/l (RAKOTOVAHOAKA, 2007). Si les signes digestifs aigus n'apparaissent qu'à dose élevée, une anémie sévère par interaction avec le Cuivre peut survenir avec des doses peu supérieures aux apports recommandés (PICHARD, 2005 ; NORDBERG et al, 2007).

L'effet toxique du zinc n'est généralement pas immédiat. Le zinc présente une toxicité relative pour les organismes aquatiques à partir de quelques mg/l et ceci en fonction de la minéralisation de l'eau et de l'espèce considérée (SADIQ, 1992). Un poisson soumis à une pollution accidentelle contenant ce métal peut mourir que quelques jours après (AUBERT et al, 1982). Il semble que le zinc exerce son action toxique par formation de composés insolubles au niveau des muqueuses recouvrant les branchies ou par action toxique interne qui de plus en présence du cuivre dans l'eau de mer semble produire un effet de synergie (QUILLET, 1984).

1.1.3.2. SELS NUTRITIFS

Ce sont des substances qui deviennent polluantes lorsque leurs concentrations dans le milieu aquatique varient considérablement, certaines quand leur concentration augmente et d'autres quand elle diminue. Le phosphore et l'azote sont les sels nutritifs les plus importants pour le phénomène de l'eutrophisation (BONTOUX, 1993 ; COPIN-MONTÉGUT, 1996).

1.1.3.2.1. Composés azotés

L'azote est un élément essentiel des structures vivantes, il existe sous forme organique (urée ou acides aminés), minérale (ammonium, nitrites, nitrates) ou neutre (azote moléculaire ou gazeux) (GAUJOUS, 1995). Cette dernière est la plus abondante dans l'eau de mer mais ne constitue pas une source directement assimilable par les organismes autotrophes (COPIN-MONTÉGUT, 1996).

Azote Kjeldahl = Azote ammoniacal + Azote organique (GAUJOUS, 1995).

L'azote organique, composant majeur des protéines, est recyclé en continu par les plantes, bactéries (autotrophes) et les animaux (hétérotrophes).

L'azote ammoniacal est présent sous deux formes en solution, l'ammoniac NH_3 et l'ammonium NH_4^+ , dont les proportions relatives dépendent du pH et de la température. L'ammonium est souvent dominant ; c'est pourquoi, ce terme est employé pour désigner l'azote ammoniacal (AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983). En milieu oxydant, l'ammonium se transforme en nitrites (NO_2^-) puis en nitrates (NO_3^-) ; ce qui induit une consommation d'oxygène (GAUJOUS, 1995).

$$\text{Azote global} = \text{Azote Kjeldahl} + \text{Nitrites} + \text{Nitrates} + \text{N}_2 \quad (1)$$

(SEVRIN-REYSSAC et al, 1995)

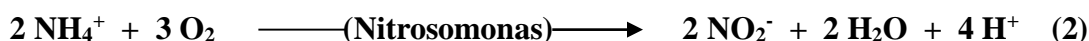
Les pollutions azotées proviennent des rejets domestiques qui constituent la principale source, des rejets industriels, de lessivage des sols agricoles riches en produits azotés ou de l'ammoniac utilisé comme fertilisant seul ou combiné.

A- Ammonium (NH_4^+)

L'azote ammoniacal provient des excréments animaux et de la décomposition bactérienne des composés organiques azotés ; il est utilisé par le phytoplancton comme source d'azote et oxydé par les bactéries nitrifiantes (AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983 ; COPIN-MONTÉGUT, 1996).

B- Nitrites (NO_2^-)

Les ions nitrites (NO_2^-) sont un stade intermédiaire entre l'ammonium (NH_4^+) et les ions nitrates (NO_3^-), ce qui explique les faibles concentrations rencontrées en milieu aquatique qui sont de l'ordre de quelques micromoles par litre d'azote nitreux (AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983). Les bactéries nitrifiantes (nitrosomonas) transforment l'ammonium en nitrites (SEVRIN-REYSSAC et al, 1995). Cette opération, qui nécessite une forte consommation d'oxygène, est la nitrification. Les nitrites proviennent aussi de la réduction bactérienne des nitrates, appelée dénitrification (COPIN-MONTÉGUT, 1996).



Les nitrites constituent un poison dangereux pour les organismes aquatiques, même à de très faibles concentrations. Leur toxicité augmente avec la température. Ils provoquent une dégradation de l'hémoglobine du sang des poissons qui ne peut plus véhiculer l'oxygène. Il en résulte la mort par asphyxie (SEVRIN-REYSSAC et al, 1995). Chez les nourrissons, l'incapacité du sang à transporter l'oxygène est la méthémoglobinémie (GAUJOUS, 1995). Ils sont aussi susceptibles de se combiner avec des amines pour donner des nitrosamines qui sont des produits cancérigènes (GAUJOUS, 1995).

C- Nitrates (NO_3^-)

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote organique dans l'eau. Les bactéries nitrifiantes (nitrobacters) transforment les nitrites en nitrates. Cette réaction appelée nitrification s'accompagne aussi d'une consommation d'oxygène (SEVRIN-REYSSAC et al, 1995 ; COPIN-MONTÉGUT, 1996).



Les nitrates ne sont pas toxiques ; mais des teneurs élevées en nitrates provoquent une prolifération algale qui contribue à l'eutrophisation du milieu. Leur potentiel danger reste néanmoins relatif à leur réduction en nitrites en absence d'oxygène.

1.1.3.2.2. Composés phosphatés

Le phosphore est un élément nutritif essentiel à la vie aquatique présent dans l'eau sous plusieurs formes : phosphates (orthophosphates), polyphosphates et phosphore organique. Sa forme minérale majoritaire est l'orthophosphate (PO_4^{3-}), résultat des différentes étapes de dissociation de l'acide orthophosphorique (AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983 ; COPIN-MONTÉGUT, 1996).

Gênant dans le milieu naturel, les phosphates n'ont pas d'incidence sanitaire et les polyphosphates sont autorisés comme adjuvants pour la prévention de l'entartrage dans les réseaux (BONTOUX, 1993). Lors de la minéralisation de la matière organique par les micro-organismes, le phosphore organique est progressivement transformé en phosphate soluble, qui est rapidement assimilée et recyclée (LACROIX, 1991 *in* TIDADINI et AMDOUN, 2003).

Les apports en phosphore les plus importants proviennent des déjections humaines et animales (résidus métaboliques), et surtout des produits de lavage (détergents), excès d'engrais agricoles et de l'industrie (ZOUREZ et FARHANI, 2003).

Les composés phosphorés sont indésirables dans les écosystèmes naturels parce qu'ils contribuent au développement d'algues et plus généralement du phytoplancton. En effet, Dans les écosystèmes aquatiques continentaux, on considère généralement le phosphore comme le principal facteur limitant de la production de la biomasse phytoplanctonique (LEVÊQUE, 1996 ; SIGG *et al*, 2006).

1.1.3.2.3. Eutrophisation

On appelle eutrophisation (du grec *eutrophia*) l'ajout des substances nutritives aux eaux de surface et la perturbation qui s'en résulte dans l'équilibre biologique suite à un excès de production primaire (COPIN-MONTÉGUT, 1996). Elle se déclare préférentiellement dans des régions à circulation d'eau réduite comme les lacs, les estuaires, les zones côtières, les mers fermées ou semi fermées, et où elle entraîne une prolifération massive de la végétation aquatique et une diminution de la teneur en oxygène dissous dans les eaux (BONTOUX, 1993).

En effet, à cause de tels apports de substances nutritives dans les eaux, les algues se développent plus rapidement. En conséquence, il pénètre moins de lumière solaire dans les couches d'eaux profondes, la photosynthèse est réduite, et donc il y a moins d'oxygène produit. Des algues mortes provenant de couches supérieures tombent dans les couches plus profondes et sont alors détruites en utilisant de l'oxygène. L'oxygène n'est alors plus en quantité suffisante dans les eaux pour les besoins des organismes supérieurs, entraînant par exemple la mort des poissons (COPIN-MONTÉGUT, 1996). Au fur et à mesure de la raréfaction de l'oxygène, les bactéries réalisent des fermentations anaérobies, qui produisent de l'hydrogène sulfuré, à l'odeur putride et de l'ammoniac. À terme, toute vie animale disparaît.

Les facteurs responsables de l'eutrophisation sont les facteurs primordiaux présentés par l'azote et le phosphore qui sont les sels nutritifs les plus importants pour le phénomène de l'eutrophisation car ils peuvent devenir fortement nocifs pour les eaux, lorsqu'ils sont utilisés en excès (BONTOUX, 1993 ; COPIN-MONTÉGUT, 1996).

En outre, à côté du carbone, il y a d'autres facteurs secondaires, parmi lesquels on trouve la lumière qui est un facteur naturel inévitable ainsi que des facteurs de croissance tels que le potassium, le magnésium, les sulfates et certains métaux à l'état de trace (COPIN-MONTÉGUT, 1996).

De plus, l'impact de l'enrichissement en sels nutritifs dépend du temps de résidence moyen des eaux dans la zone. Si une circulation générale de grande emprise entraîne les eaux côtières riches et les dilue au large, les apports terrigènes réaliseront une fertilisation bénéfique au milieu marin, particulièrement si celui-ci est oligotrophe. Par contre, si les courants sont assez faibles et qu'une petite stratification peut s'installer momentanément, l'enrichissement se traduira par une importante production végétale sur place. Il faut dès lors distinguer les effets des eutrophisations à phytoplanctons de ceux des eutrophisations à macro-algues vertes : les proliférations d'algues vertes sont plus gênantes que toxiques, alors que les proliférations phytoplanctoniques, par le déficit en oxygène qu'elles peuvent induire, sont beaucoup plus pernicieuses.

1.1.4. POLLUTION MICROBIOLOGIQUE DU MILIEU MARIN

Dans les écosystèmes aquatiques, les organismes les plus nombreux sont les micro-organismes, les bactéries forment la composante majoritaire. Leur rôle est fondamental dans l'équilibre écologique des milieux aquatiques, principalement par la régulation des cycles biogéochimique et énergétique (BIANCHI et al, 1989).

Les bactéries marines diffèrent physiologiquement de celles qui ont des habitats non marins ; elles sont très adaptées aux conditions très spéciales offertes par le milieu marin (salinité, pH, oxygénation réduite, basses températures et des pressions souvent considérables) (MORITA et COLWELL, 1974).

Dans le milieu marin, les bactéries servent de nourriture à de nombreux organismes marins, elles favorisent la fixation d'algues ou de larves sur certains substrats, elles permettent également la dégradation de certains polluants tels que naphthalène, pesticides, cellulose, hydrocarbures, etc. Cependant, leur effet peut être nuisible car certaines d'entre elles ont aussi la capacité de concentrer des polluants tels que les métaux lourds (mercure) et leur consommation par des mollusques filtreurs ou des vers peut contaminer la chaîne alimentaire (EQUINOXE, 1990).

Les espèces prédominantes appartiennent aux genres suivants : *Pseudomonas*, *Vibrio*, *Spirillum*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Bacillus*, ... etc. (ZOBELL, 1946 ; BERTRAND et LARSEN, 1989 ; LECLERC et al, 1995).

À côté de la flore autochtone adaptée rigoureusement aux conditions de la vie marine, une flore accidentelle, introduite soit par ruissellement ou par les égouts domestiques, se rencontre le long des côtes, des baies ou d'estuaires et à proximité des villes.

Les principales espèces rencontrées sont d'origines fécales appartenant au groupe des entérobactéries telles que : les coliformes, les streptocoques et les salmonelles (BELLAN et PERES, 1974). Ces bactéries ont à la fois un rôle en pathologie et un intérêt épidémiologique (BRISOU et DENIS, 1978 ; GHAUTIER et PIETRI, 1989), c'est pour cela qu'elles sont, entre autre, utilisés dans le cadre de la surveillance de la qualité microbiologique des eaux littorales et des produits de la mer.

1.1.4.1. COMPORTEMENT DES BACTÉRIES EN MILIEU MARIN

Une fois arrivées dans la mer, les bactéries peuvent être retrouvées sous divers formes :

1.1.4.1.1. Les formes libres

Cette forme est peu favorable et n'autorise pratiquement aucune forme de croissance. La survie ne peut que modestement se prolonger. Elle place la cellule en situation de carence car les germes n'ayant rencontré aucun support, aucun refuge, restent libres mais vulnérables. Ils représentent une minorité en péril et sont incapables de reproduction et par conséquent appelés à disparaître (BRISOU et DENIS, 1978).

1.1.4.1.2. Les formes de résistance

Certaines bactéries vivent dans un habitat relativement stable qui n'est pas soumis à des modifications physico-chimiques profondes, tel est le cas des bactéries pathogènes, parasites ou saprophytes de l'organisme hôte. D'autres organismes au contraire doivent s'adapter à des habitats contrastés et survivre dans un milieu hostile à des variations de température, de pH et à des carences nutritionnelles. Les bactéries doivent s'adapter pour survivre :

A- Les spores : Ce sont l'une des formes de résistance et d'évolution que prennent certaines bactéries pour survivre dans des conditions hostiles et attendre des conditions plus propices afin qu'elles puissent germer et donner de nouvelles cellules végétatives identiques aux cellules originelles (BRISOU et DENIS, 1978 ; LECLERC et al, 1995).

B- Les formes L : Elles représentent des états par lesquels toutes les bactéries peuvent passer à un moment de leur existence. Ce sont en fait des « façons d'être », des instantanés de la vie microbienne, fonctions de l'environnement. Des *Salmonella*, des *Escherichia*, prennent par exemple des formes inhabituelles de serpents, de poires, dès qu'elles séjournent dans une eau de mer légèrement enrichie en matière organique. Le passage des bactéries à ces états de résistance, a été retrouvé dans les eaux d'égouts et de rivières et chez les mollusques. Ils restent le plus souvent inaperçus faute de mise en œuvre des techniques appropriées (BRISOU et DENIS, 1978).

C- Les kystes : Comme les spores ; appartiennent aux formes de résistances ; mais qui est spécifique aux parasites. C'est le cas des amibes par exemple (BRISOU et DENIS, 1978).

1.1.4.1.3. Les bactéries adsorbées

L'adsorption d'une particule correspond à la fixation sur une autre sans intervention d'une réaction d'ordre chimique. Même si l'épaisseur de la couche adsorbée ne dépasse pas la dimension d'une molécule, l'adsorption constitue un état très favorable pour la survie bactérienne.

En effet, les matériaux favorables à la survie des bactéries, sont rassemblés aux doses maximales à la surface des particules adsorbantes ; ce qui permet aux microorganismes de trouver des conditions de survie acceptables.

Les particules adsorbantes, sont représentées par les matières en suspension (MES), et qui comprennent dans ce cas (BRISOU et DENIS, 1978) :

- le *plancton* représenté par le phytoplancton et le zooplancton;
- le *tripton*, qui regroupe les organismes morts, les détritiques et des substances colloïdales.

1.1.4.1.4. Les bactéries absorbées

Vecteur passif en cas de simple adsorption, le plancton (protozoaires, zooplancton, métazoaires et organismes filtreurs) devient vecteur actif, conservateur, protecteur, véhicule de micro-organismes s'il les absorbe. Ces organismes jouent alors le rôle de réservoirs et de vecteurs de nombreux agents pathogènes pour l'homme et les animaux (BRISOU et DENIS, 1978).

1.1.4.2. ÉVOLUTION DE LA POLLUTION BACTÉRIENNE EN MILIEU MARIN

De nombreuses études ont été menées afin d'apporter des précisions concernant le devenir des bactéries entériques rejetées dans le milieu marin. Elles sont réalisées soit in situ soit au laboratoire pour tenter de mettre en évidence les facteurs et les paramètres intervenant dans la décroissance bactérienne dans le milieu marin (CRANE et MORE, 1986 in POMMEPUY et al, 1991).

1.1.4.2.1. La contamination de l'eau

Elle peut se faire d'une manière directe par les rejets d'eaux usées ou indirecte par la remise en suspension des particules décantées, la contamination sera dépendante de la qualité physicochimique de l'eau de mer qui conditionnera la survie ou la mort des germes.

Selon POMMEPUY et al (1991), les paramètres qui déterminent la mortalité des microorganismes ou leur survie dans l'eau de mer sont :

- La présence de composés organiques *osmoprotecteurs* qui permettent à la cellule de supporter le choc osmotique lors du passage de l'eau usée douce à l'eau de mer salée ;
- La présence de matières organiques assimilables ;
- La température de l'eau et l'effet bactéricide de l'ensoleillement car il suffit d'une exposition d'une à deux heures à l'ensoleillement pour qu'une suspension bactérienne ne devienne plus cultivable.

1.1.4.2.2. La décantation des bactéries

Les bactéries issues des rejets se présentent sous forme libre ou agglomérée. La décantation des bactéries est un phénomène lent car il faut en moyenne 10 heures pour que les concentrations bactériennes diminuent d'un logarithme (POMMEPUY et al, 1991). Cependant la décantation est sélective dans le sens où elle est conditionnée par la taille et la forme que peuvent prendre certaines bactéries. Par exemple les streptocoques se disposent en chaînettes de 20 à 40 μm ; ils auront tendance à se concentrer plus au fond que les coliformes 1 à 2 μm (ANONOYME, 1980).

1.1.4.2.3. La contamination du sédiment

Les dépôts des particules chargées de bactéries seront fonction de l'hydrodynamisme et se feront dans les zones peu profondes, abritées des courants et des clapots. Plus le sédiment est riche en matière organique plus les bactéries fécales survivront plus longtemps. Ces dernières peuvent acquérir une résistance vis-à-vis des facteurs inhibiteurs par l'échange de gènes avec les bactéries autochtones (GAUTHIER et PIETRI, 1989).

Le sédiment peut être considéré comme un réservoir de bactéries, les temps de survie y sont très élevés et les T_{90} (temps nécessaire pour que 90 % des bactéries disparaissent) peuvent atteindre les 14 jours et exceptionnellement 40 jours lorsque les conditions y sont favorables (LE GUYARDDER et *al*, 1990 in POMMEPUY, 1991). Lorsqu'il est remis en suspension, il peut recontaminer l'eau surnageante (WOOD, 1967 in POMMEPUY et *al*, 1991).

1.1.4.3. FACTEURS INFLUANT LA TENEUR MICROBIENNE GLOBALE

1.1.4.3.1. Facteurs physico-chimiques

A- 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 (MAURIN, 1974).

B- 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 (WOOD et *col*, 1967 in BRISOU et DENIS, 1978).

C- La sédimentation : directe ou indirecte (après adsorption), elle explique la disparition momentanée des microbes. Cette disparition peut être provisoire, car il peut y avoir remise en suspension des sédiments et des bactéries. Très efficace en eaux calmes, elle se trouve amoindrie par la turbulence du milieu (MAURIN, 1974).

D- La lumière : elle intervient sur la dispersion (dilution, adsorption, sédimentation) dans le sens où elle conditionne les mouvements verticaux et horizontaux des masses planctoniques. Une action bactéricide directe de la lumière ultraviolette est en principe admise, mais est très modeste (BRISOU et DENIS, 1978) ; car son action ne dépasse pas une profondeur de 5 à 20cm selon la turbidité (MAURIN, 1974).

E- La température de l'eau : la décroissance des bactéries augmente avec la température de l'eau. Ainsi, en période estivale, celle-ci est un des facteurs majeurs de l'épuration microbienne (MANCINI, 1978).

F- Les variations de pH : au plan microbiologique, les fluctuations naturelles de pH n'interviennent pratiquement pas. Par contre elles jouent un rôle dans les mouvements de masses planctoniques (BRISOU et DENIS, 1978).

G- La salinité : 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 (MAURIN, 1974).

1.1.4.3.2. Facteurs biologiques

A- La compétition interspécifique: la présence des microorganismes autochtones, plus aptes à se multiplier dans leur milieu naturel, implique la décroissance des bactéries allochtones (FLINT, 1987).

B- La prédation : On peut citer :

- Les bactéries prédatrices : comme les *Bdellovibrio* (groupe de bactéries de petite taille qui se fixent sur d'autres bactéries pour les « dévorer » ; ce sont des vibriens très mobiles qui n'attaquent que les bactéries Gram négatif) (BRISOU et DENIS, 1978 ; PELMONT, 1993) ; 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) (BRISOU et DENIS, 1978) ;
- 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 (BRISOU et DENIS, 1978) ;
- 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 (BRISOU et DENIS, 1978).

1.1.4.4. PARAMÈTRES D'UNE ANALYSE BACTÉRIOLOGIQUE**1.1.4.4.1. Aspects Généraux**

Les espèces considérées comme pathogènes pour l'homme en milieu marin sont réparties au sein de quatre genres : *Salmonella* (bacilles de la typhoïde, des paratyphoïdes A et B et de diverses gastro-entérites), *Shigella* (bacilles dysentérique) et *Escherichia* (essentiellement *E.coli* ou colibacille) parmi les Entérobactéries, et *Vibrio* (vibron du cholera) parmi les Vibrionacées (BRISOU et DENIS, 1978 ; GAUTHIER et PIETRI, 1989 ; EBERLIN, 1997).

La présence de ces micro-organismes dans l'eau, le sédiment ou les produits de la mer confirme bien évidemment, l'existence d'une pollution. Cependant, comme pour les eaux douces, le degré de pollution des eaux de mer est évalué par le dénombrement d'autres bactéries entériques, appelés « indicateurs de contamination fécale », en général les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux (groupe D), qui sont en grande partie dénués de pathogénicité pour l'homme, mais sont très abondants dans les eaux usées. La raison de ce choix tient essentiellement au fait que la numération de ces bactéries est beaucoup plus simple et rapide (24 à 48 heures) que celle des espèces véritablement pathogènes (généralement quelques jours, avec souvent nécessité d'identification sérologique) (GAUTHIER et PIETRI, 1989).

Par ailleurs, si la présence des espèces indicatrices ne confirme pas celle des espèces pathogènes dans les eaux analysées, elle la laisse supposée, car une certaine relation quantitative existe entre les deux groupes de bactéries (GAUTHIER et PIETRI, 1989). En effet, la présence simultanée des coliformes et des entérocoques suffit à confirmer qu'il y a pollution (BRISOU ET DENIS, 1978).

1.1.4.4.2. Les indicateurs microbiens

A- La Flore Mésophile Aérobie Totale (FMAT)

La Flore Mésophile Aérobie Totale (FMAT) est utilisée comme un indicateur global de la pollution microbiologique. Elle englobe l'ensemble des microorganismes capables de se multiplier à l'air aux températures moyennes, surtout à une température optimale de croissance située entre 25 et 40°C. La FMAT renseigne aussi bien sur la microflore autochtone que sur la microflore allochtone apportée par la pollution.

B- Les coliformes totaux (CT)

Les coliformes sont des bâtonnets, anaérobies facultatifs, gram (-) non sporulants (PNUE/OMS, 1977). Ils sont capables de croître en présence de sels biliaires et fermentent le lactose en produisant de l'acide et du gaz en 48 heures à des températures de 35 à 37°C (RODIER et al, 1996). Ils regroupent les genres *Escherichia*, *Citrobacter*, *Entérobacter*, *Klébsiella*, *Yersinia*, *Serratia*, *Rahnella*, et *Buttiauxella* (RODIER et al, 1996 ; JOLY et REYNAUD, 2003).

La recherche et le dénombrement de l'ensemble des coliformes (coliformes totaux), sans préjuger de leur appartenance taxonomique et de leur origine, est capital pour la vérification de l'efficacité d'un traitement d'un désinfectant mais il est d'un intérêt nuancé pour déceler une contamination d'origine fécale (RODIER et al, 1996).

C- Les coliformes thermotolérants (CTH)

Ce sont des bâtonnets Gram (-), aérobies et facultativement anaérobies ; non sporulants, capables de fermenter le lactose avec production de l'acide et de gaz à 36 et 44°C en moins de 24 heures. Les coliformes qui produisent de l'indole dans l'eau peptonée contenant du tryptophane à 44°C, sont souvent désignés sous le nom d'*Escherichia Coli* bien que le groupe comporte plusieurs souches différentes (*Citrobacter freundii*, *Entérobacter aerogenes*, *Klébsiella pneumoniae*...etc.) (PNUE/OMS, 1977 ; RODIER et al, 1996 ; JOLY et REYNAUD, 2003).

La recherche et le dénombrement des coliformes fécaux thermotolérants est un examen proposé en raison d'une concordance statistique entre leur présence et l'existence d'une contamination fécale quasi certaine (RODIER et al, 1996). Ils dénotent normalement une pollution fécale récente car ils ne se propagent pas dans le milieu marin. Ils sont donc considérés comme de bons indicateurs. Cependant, la principale difficulté qui s'attache à leur emploi, est, justement, leur survie relativement courte en eau de mer, ce qui peut exiger un recours à des indicateurs supplémentaires (PNUE/OMS, 1977).

C- Les streptocoques fécaux

Sont considérées comme streptocoques fécaux, toutes les bactéries Gram (+) de forme oblongue ou de cocci sphériques légèrement ovales (RODIER et al, 1996). Ils se disposent, le plus souvent, en diplocoques ou en chaînettes (LECLERC et al, 1995 ; JOLY et REYNAUD, 2003), se développent le mieux à 37°C et possèdent le caractère homoférmementaire avec production de l'acide lactique sans gaz (MANUEL DE BERGEY, 1984).

Selon la classification sérologique de Lancefield (1933), 5 espèces sont reconnues parmi les streptocoques fécaux (streptocoques du groupe D). Il s'agit de : *S.bovis*, *S.equinus*, *S.avium*, *S.faecalis* et *S.faecium*, car les autres streptocoques ont une origine fécale douteuse (RODIER et al, 1996).

Les streptocoques fécaux sont des témoins de contamination fécale assez résistant y compris dans les milieux salés (GAUJOUS, 1995). Ils peuvent aussi se multiplier dans les milieux présentant des pH allant jusqu'à 9.6, on peut par conséquent les utiliser comme indicateurs d'organismes pathogènes qui ont une résistance similaire au pH élevé (PNUE/OMS, 1977).

D- Les Clostridiiums sulfito-réducteurs

Ils peuvent être considérés comme des germes fécaux, ce sont aussi des germes telluriques et de ce fait aucune spécificité d'origine fécale ne peut être attribuée à leur mise en évidence. Dans une telle optique d'interprétation il y a intérêt à ne chercher que les espèces les plus susceptibles d'être d'origine fécale, c'est le cas en particulier de *Clostridium perfringens* (RODIER et al, 1996). Les *Clostridium perfringens* sont des bâtonnets anaérobies, gram (+), sporulants et qui réduisent les sulfites en sulfures en 24 à 48heures (PNUE/OMS, 1977).

Ils sont excrétés par l'homme et les animaux, on les trouve régulièrement dans les matières fécales humaines. Ils sont employés comme indicateurs dans l'étude des pollutions littorales pour un certain nombre de raisons (PNUE/OMS, 1977 ; RODIER et al, 1996) :

- Ils se trouvent en abondance dans les eaux usées qui sont principalement d'origine humaine;
- Ils ne se multiplient pas dans les sédiments;
- Ils survivent dans les sédiments, ce qui permet de détecter une pollution ancienne ou intermittente.

E- Les Staphylocoques

Les staphylocoques sont des cocci à grams positifs arrangés en paires, en tétrades ou en grappes. Ils sont immobiles, aérobies ou anaérobies facultatifs et asporulés (RODIER et al, 1996). Ils sont Catalase (+) et fermentent les sucres en produisant de l'acide lactique (LECLERC et al, 1995).

Les staphylocoques sont ubiquistes, très largement distribués dans l'environnement Ils appartiennent à la famille des Micrococcaceae qui comprend les genres : *Planococcus*, *Micrococcus* et *Staphylococcus*. Kloos et Schleifer ont pu, en 1975, identifier 11 espèces au sein du genre *Staphylococcus* puis distinguer 19 espèces en 1984 (MANUEL DE BERGEY, 1984). Parmi ces dernières, l'espèce *Staphylococcus aureus* ou « staphylocoque doré » qui, en plus d'être Coagulase (+), revête le plus d'intérêt quant à la pollution des eaux littorales et des fruits de mer. Deux autres espèces (*S. epidermidis* et *S. saprophyticus*) sont assez fréquemment rencontrées dans l'eau, mais leur pouvoir pathogène est moins important.

La recherche des staphylocoques présente un intérêt pratique surtout dans les eaux destinées à la baignade (GAUJOUS, 1995 ; RODIER et al, 1996).

F- Les vibrions

Les vibrions sont des bactéries appartenant à la famille des *Vibrionaceae* et au genre *Vibrio*. Ce dernier rassemble des bacilles gram négatif, non sporulés, à la forme de bâtonnets droits et incurvés, très mobiles grâce à un cil polaire. Les Vibrions réduisant les nitrates en nitrites et possèdent une oxydase qui les distingue des entérobactéries. Aéro-anaérobies, ils fermentent le glucose sans gaz, ce qui les différencie des *Pseudomonas* (RODIER et al, 1996).

Le genre *Vibrio* regroupe des espèces saprophytes, retrouvées dans les eaux de surface ou dans l'eau de mer ainsi que des espèces pathogènes pour l'homme, parmi lesquelles : *Vibrio parahaemolyticus*, *Vibrio vulnificus* et surtout *Vibrio cholerae* (FARMER et al, 1985 ; MIOSSEC, 2002). Les infections à *Vibrio* sont très souvent associées à la consommation de produits de la mer consommés crus ou insuffisamment cuits, à la baignade en mer et plus généralement à des contacts avec le milieu marin. Les pathologies observées sont des gastro-entérites, des otites, des œdèmes, diverses infections des membres et des septicémies (MIOSSEC, 2002).

- ***Vibrio cholerae*** : Espèce la plus connue du genre *Vibrio*, elle ne se trouve pas à l'état naturel dans l'eau propre, mais est introduite par les eaux usées non traitées. Elle contamine l'eau de mer, les coquillages et les poissons ou les divers autres produits consommés crus. Elle est robuste et peut survivre longtemps dans la nature. Le cholera est une toxi-infection intestinale se manifestant par des douleurs abdominales, des vomissements et surtout par une intense diarrhée débouchant sur une déshydratation sévère (GUIRAUD, 1998).
- ***Vibrio parahaemolyticus*** : Bactérie native du milieu marin, elle a été identifiée pour la première fois comme un entéro-pathogène humain en 1951 au Japon par Fujino et al, chez des victimes d'une toxi-infection alimentaire consécutive à l'ingestion de sardine de type « Shirasu » contaminée par ce germe (WATKINS et CABELLI, 1985). *V. parahaemolyticus* contamine habituellement les Poissons, les Crustacés et les Mollusques dans leur environnement. Il est couramment isolé des produits de la pêche.
- ***Vibrio vulnificus*** : *Vibrio* halophile qui ressemble à *V. parahaemolyticus* mais qui ne fermente pas le lactose. Cette bactérie a été isolée à partir des cultures de sang de malades souffrant d'une immunodépression ou atteints de maladies hépatiques. Cette espèce se trouve dans le milieu marin, sa présence dans l'eau et les fruits de mer est liée à la température. Elle est normalement isolée pendant l'été et à partir des zones à faible salinité. Les infections à *V. vulnificus* peuvent causer la fièvre, la nausée et crampes abdominales 24 à 48 heures après ingestion (JONES ET OLIVER, 2009).

G- Les Salmonelles

Les espèces du genre *Salmonella* appartiennent à la tribu des *Salmonellae* et à la famille des Enterobacteriaceae. Le genre *Salmonella* est l'un des plus importants de cette famille. Ce genre comprend des bactéries asporulées, gram négatifs, aéroanaérobies facultatives, généralement mobiles grâce à des cils péritriches et parfois immobiles (*S. pullorum*, *S. gallinarum*) (GALAF et GHANNAM, 2003). Elles fermentent le glucose, le maltose et le mannitol, avec production de gaz, mais elles ne fermentent pas le saccharose. Elles réduisent le sulfite en sulfure et decarboxylent la lysine (RODIER et al, 1996).

Elles sont retrouvées dans les excréments de porteurs malades (Hommes ou animaux) qui libèrent jusqu'à un milliard de salmonelles par gramme de matière fécale et de porteurs apparemment sains, ne présentant pas de symptômes cliniques mais continuent à excréter des Salmonelles pendant des mois, voire des années (BRISOU ET DENIS, 1978). Dans le milieu marin, les exutoires d'eaux usées constituent la principale source de pollution par les salmonelles (LECLERC et al, 1995). Leur présence dans l'eau et dans les fruits de mer indique une contamination fécale directe ou indirecte à partir des déchets de l'homme et des animaux (PNUE/OMS, 1977). C'est la raison pour laquelle, dans beaucoup de réglementations, on exige la recherche de *Salmonella* pour évaluer et déterminer la salubrité des Mollusques destinés à la consommation humaine.

1.1.4.5. IMPACTS SANITAIRES DE LA POLLUTION MICROBIOLOGIQUE

Les impacts associés à la contamination microbiologique des eaux littorales affectent la qualité de l'eau elle-même mais aussi celle des organismes présents sur les sites soumis aux pollutions. C'est l'homme : l'utilisateur du littoral en qualité de « baigneur » ou de « consommateur de fruits de mer » qui suscite un grand intérêt. L'eau de mer souillée contient une large gamme de germes, virus et bactéries susceptibles de provoquer des troubles infectieux. Certaines espèces de bactéries (tableau 1.1) peuvent être à l'origine de trouble infectieux, de gastro-entérites ou d'intoxication (POGGI, 1990).

Tableau 1.2 : Caractéristiques des principales bactéries pathogènes (POGGI, 1990).

Bactéries	Habitat commun			Dose minimale infectante (D.M.I)
	Eau de mer	Homme et animaux	Environnement	
E.coli entérotoxique		●		10^4 à 10^{10}
Salmonella		●		10^2 à 10^5
<i>Vibrio parahaemolyticus</i>	●			10^5 à 10^7
<i>Vibrio cholerae</i>	●		●	10^6 à 10^9
Shigelles		●		10 à 10^2
Staphylocoques		●		-
Aeromonas	●		●	-

À côté de ces bactéries dites majeures, il convient de citer d'autres microorganismes tels que : *Protéus*, *Yersinia*, *Pseudomonas*, Entéro virus, parasites (amibes, flagellés, ciliées) qui ont un pouvoir pathogène non négligeable (BRISOU et DENIS, 1978).

1.1.4.5.1. Risques liés à la baignade

L'établissement de la liaison entre baignade et impact sanitaire était une notion intuitive qui n'a été démontrée que récemment. Pire encore, quelques études mal conduites jusqu'en 1975 laissent croire que les risques liés à la baignade étaient nuls (LARBAIGT, 1989).

Dans le domaine des eaux de baignade comme pour la consommation des coquillages, l'ingestion est le mode d'agression le plus important. Un baigneur ingère de l'ordre de 75 à 100 ml d'eau en moyenne lorsqu'il nage la tête sous l'eau (POGGI, 1990).

La contamination par contact direct avec des eaux polluées produit des affections diverses parmi lesquelles on retrouve :

A- Les affections cutano-muqueuses

- **Maladies de la sphère O.R.L et oculaire :** Les conjonctivites sont les maladies majeures liées au séjour sur les sables de plages et les eaux de mer. Les responsables de ces affections appartiennent au groupe des « Chlamydozoons » qui peuvent préparer le terrain à d'autres bactéries (staphylocoques) et les virus (adénovirus). Les affections de la sphère ORL sont aussi fréquentes, provoquées généralement par les streptocoques du groupe D de LANCFIELD (BRISOU et DENIS, 1978) ;

- **Les dermatoses :** Les incidents cutanés sont fréquents chez les baigneurs et les sujets fréquentant les sables de plage. Les bactéries banales telles que les staphylocoques, les streptocoques, les microcoques (*Micrococcus epidermis*) sont à l'origine des furonculoses, abcès et des panaris auxquelles il faut ajouter les affections génito-urinaires provoquées généralement par les « Chlamydies » (BRISOU et DENIS, 1978).

B- Les affections gastro-intestinales :

Il reste entendu que la majorité de ces syndromes liés aux affections gastro-intestinales ont une origine bactérienne. Les salmonelles, shigelles, E.coli entérotoxique, Protéus et *Vibrio cholerae* sont les principales bactéries incriminées. Ces bactéries sont à l'origine des diarrhées, dysenteries, fièvres typhoïdes et paratyphoïdes et le choléra (BRISOU et DENIS, 1978).

1.1.4.5.2. Risques liés à la consommation des fruits de mer

Selon POGGI (1991), les consommateurs de coquillages sont trois fois plus exposés que les autres aux maladies entériques. La consommation de tels coquillages était à l'origine de nombreux cas de gastro-entérites et hépatites comme l'ont montré les enquêtes épidémiologiques (MOUFOK, 2003).

Les germes présents dans l'eau de mer s'accumulent dans les coquillages filtreurs en fonction de la nature des germes et de l'état physiologique des mollusques (DROUOT et KLINGLER, 1986).

1.2. RÉSEAUX DE SURVEILLANCE DE LA POLLUTION MARINE

1.2.1. QU'EST-CE QUE LA SURVEILLANCE ?

La mise en place de programmes dits de « surveillance de l'environnement marin » remonte seulement au début des années 1970, dans la mouvance de la conférence de juin 1972 sur l'environnement tenue sous l'égide des Nations Unies à Stockholm. Par la suite, différents termes ont été utilisés indifféremment pour qualifier des activités parfois distinctes, usage compliqué par la contamination anglo-saxonne : observation, surveillance continue, suivi, contrôle, monitoring...

Répondant à un besoin d'une approche plus scientifique des problèmes de qualité du milieu marin, le Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM) établissait en 1987 un groupe de travail sur l'évaluation environnementale et les stratégies de surveillance (Working Group on Environmental Assessment and Monitoring Strategies – WGEAMS). Celui-ci s'est bien entendu penché sur ce que recouvre effectivement cette notion de surveillance continue, sur la base de l'appellation anglaise « monitoring », dont la simplicité a fait le succès.

Le WGEAMS a tout d'abord défini la surveillance comme un type d'activité : la mesure répétée d'un paramètre du milieu ou d'un contaminant ou de l'effet direct ou indirect de polluants, et précisé que cette activité peut s'exercer à un titre réglementaire (c'est alors un contrôle), ou pour évaluer des niveaux ou des tendances, ou pour une étude scientifique. Cette définition relativement simple a permis de clarifier ultérieurement bon nombre de débats dans la définition des objectifs de surveillance. Elle a été à l'origine de la définition extensive produite par la convention OSPAR, qui constitue la référence la plus actuelle en la matière, présentée ci-après (JOANNY, 1997) :

« *La surveillance continue est la mesure répétée* :

- De la qualité du milieu marin et de chacun de ses compartiments, à savoir eau, sédiments et milieu vivant ;
- Des activités ou des apports naturels et anthropiques susceptibles d'influer sur la qualité du milieu marin ;
- Des effets de ces activités et apports.

Pour qu'ils puissent jouer un rôle réel dans le processus d'évaluation, les objectifs de la surveillance continue peuvent être exprimés sous les formes suivantes :

- Décrire la distribution spatiale d'une série de paramètres physiques, chimiques et biologiques et autres (dont la démographie, les apports, les activités spécifiques) ;
- Déterminer les tendances chronologiques, soit comme moyen de juger de l'efficacité des mesures politiques, soit afin d'apprécier, grâce à des indicateurs adéquats, l'évolution de certains aspects de la qualité du milieu marin ;
- Définir les rapports entre les activités anthropiques, les gradients spatiaux observés et les tendances chronologiques décelées dans le milieu marin ».

En complément à cette définition, il faut rappeler que pour la surveillance exercée à titre réglementaire, l'usage réserve plutôt le terme de « contrôle ». Le caractère qui différencie le « contrôle » de « la surveillance » est l'existence d'une norme à laquelle les mesures réalisées sont systématiquement comparées. Le résultat est en lui-même de peu d'intérêt, seul compte sa position au-dessus ou en dessous de la norme, ou dans telle gamme de la norme implique généralement une capacité de régulation, par exemple une interdiction de rejet (JOANNY, 1997).

L'utilisation des termes « surveillance » ou « observation » devrait être utilisée lorsque la surveillance n'a apparemment aucun autre objet que la connaissance scientifique. Elle porte alors normalement sur des phénomènes ou des événements qu'il s'agit de mieux connaître (JOANNY, 1997).

1.2.2. SUR QUOI PORTE-T-ELLE EN GÉNÉRAL ?

1.2.2.1. LES PARAMÈTRES GÉNÉRAUX DE QUALITÉ

L'eau de mer stricto sensu possède un ensemble de caractéristiques physico-chimiques relativement stables telles que la composition globale des sels (la salinité), la température, l'oxygène dissous, le pH. Toutefois, au voisinage de la côte et plus encore en estuaire, le mélange avec les eaux continentales modifie significativement ces caractéristiques. Elles en deviennent des marqueurs importants de l'influence continentale, qui peut être sensible à plusieurs dizaines de kilomètres de la côte. La mesure de ces caractéristiques est donc indispensable à la compréhension et à l'interprétation des autres données.

1.2.2.2. LES CONTAMINANTS CHIMIQUES ET LEURS EFFETS

Les espèces chimiques plus ou moins toxiques forment un réservoir inépuisable de polluants, c'est-à-dire de substances susceptibles d'avoir un effet délétère sur le milieu marin. Mais les pollutions dont les agents et les effets peuvent être identifiés résultent pour l'essentiel d'épisodes accidentels. L'apport chronique des espèces chimiques dans le milieu se traduit aux mieux par une contamination plus ou moins importante, c'est-à-dire un niveau de concentration au-dessus de la normale, ou un niveau au moins détectable pour une substance synthétique.

Les contaminants chimiques recherchés sont en général sélectionnés pour leur toxicité ou leur rémanence, c'est-à-dire leur faculté à rester longtemps dans le milieu sans subir de dégradation. L'importance de la qualité produite est parfois prise en compte, mais ce sont surtout des considérations sur les possibilités analytiques et le coût des analyses qui ont déterminé le choix des contaminants surveillés.

On trouvera donc le plus souvent dans les programmes de surveillance des résultats sur le mercure, le cadmium, le plomb, le zinc et le cuivre en ce qui concerne les métaux, et sur la famille du DDT ou du lindane, sur les polychlorobiphényles (PCB) et les hydrocarbures polyaromatiques (PAH) en ce qui concerne les contaminants organiques. Les contaminants sont le plus souvent mesurés dans la matière vivante (coquillage ou poisson) ou le sédiment, mais parfois aussi dans l'eau ou la matière en suspension selon leur nature et leur origine (rejets urbains par exemple).

De développements plus récents, la surveillance des effets biologiques des contaminants recouvre un ensemble de techniques s'adressant aux différents niveaux de l'organisation biologique du milieu (communauté, population, individu, cellule, ...). Biochimie, physiologie, biologie pélagique ou benthique peuvent contribuer à la mise en évidence d'effets biologiques liés de façon plus ou moins claire à des contaminants ou des familles de contaminants (qui redeviennent alors des polluants !).

1.2.2.3. LA MICROBIOLOGIE SANITAIRE

La microbiologie concerne l'ensemble des organismes vivants microscopiques (bactéries, virus, champignons, protozoaires, ...). Les microorganismes bactériens et viraux, susceptibles d'être pathogènes pour l'homme sont véhiculés jusqu'au milieu marin par voie hydrique. Ils proviennent directement ou indirectement de l'homme aux travers de ses activités (rejets urbains, industriels et agricoles). Les pathologies d'origine bactérienne ou virale le plus souvent associées à la consommation de coquillages sont actuellement dans les pays occidentaux les gastroentérites et certaines hépatites virales comme l'hépatite A. Les pays en voie de développement, du fait d'un assainissement insuffisant et de mesures d'hygiène limitées, subissent encore des épidémies de typhoïde et de choléra.

La recherche de microorganismes peut être faite dans l'eau ou dans les coquillages selon les besoins. Les huîtres, moules ou coques sont les plus utilisés pour des raisons biologiques et sanitaires évidentes : ces organismes filtreurs ou fouisseurs concentrent les particules en suspension ou déposées, support habituel des bactéries et des virus et représentent une part importante des produits de la mer consommés.

1.2.2.4. LES PARAMÈTRES D'ENRICHISSEMENT ET D'EUTROPHISATION

Non directement toxiques les nutriments (nitrates, ammonium, phosphates, silicate) permettent le développement des organismes végétaux et sont donc à la base de la chaîne alimentaire. Du fait de l'apport massif d'engrais chimiques en agriculture et de détergents phosphatés, un enrichissement significatif du milieu estuarien et côtier conduit à des développements excessifs d'algues (macro ou microphytes) appelées eutrophisation par abus de langage. Aussi est-il important de suivre certains paramètres témoins (chlorophylle, matière organique) ou des facteurs associés (turbidité).

1.3. PRÉSENTATION DE LA BAIE D'EL DJAMILA

1.3.1. SITUATION GÉOGRAPHIQUE

La petite baie d'El Djamilia se situe à une quinzaine de kilomètres à l'Ouest du chef-lieu de la wilaya d'Alger. Avec un linéaire de plus de 8 km, une ouverture de l'ordre de 6 km et un rivage orienté Sud-Ouest/Nord-Est, elle représente le quart oriental de la baie de Bou-Ismaïl (ex-Castiglione). Elle est délimitée par la presqu'île de Sidi-Fredj à l'Ouest ($2^{\circ}50'38''E$ et $36^{\circ}45'46''N$), Ras Acrata à l'Est ($2^{\circ}53'45''E$ et $36^{\circ}48'13''N$), la plaine de la Mitidja au Sud et la Méditerranée occidentale au Nord (voir figure 1.3).



Figure 1.3 : Localisation géographique de la baie d'El Djamilia (Google Earth, 2013)

1.3.2. RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE

La baie d'El Djamilia est alimentée par l'Oued Béni-Messous. Ce dernier, qui prend source dans le massif de Bouzareah, traverse les communes littorales de Béni-Messous, de Dely-Brahim, de Chéraga et d'Aïn-Benian, pour déboucher dans la baie au niveau de la plage « Les Dunes » entre « Club des Pins » et « le nouveau port d'El Djamilia » (~1,5 km à l'Ouest du port) (voir figure 1.4). Longeant sur 11,5 km un bassin versant d'environ 33 km², il est souvent sec, sauf lors de fortes pluies (BELLAHSENE et MESSAOUDI, 2005).

Les apports terrigènes dans la baie sont essentiellement issus de l'Oued Béni-Messous. Des exploitations d'agrégats au niveau de cet oued ont longtemps déstabilisé son régime d'alimentation (ALLIOUANE et RAMDANI, 2006). Aujourd'hui, ces exploitations sont interdites, ce qui a un effet d'engraissement des plages Est qui continuent, cependant, de subir une érosion marine notamment sous l'effet de l'installation de la plage artificielle au niveau de Ras Acrata.



Figure 1.4 : Localisation de l'Oued Béni-Messous et son embouchure (Google Earth, 2013)

Selon la direction de l'hydraulique et de l'économie de l'eau de la wilaya d'Alger (DHEEWA, 2001), les apports des eaux usées de l'oued Béni-Messous se caractérisent par :

Tableau 1.3 : Caractéristiques des eaux usées de l'oued Béni-Messous (DHEEWA, 2001)

Caractéristique	Valeur
Débit moyen des eaux usées urbaines	8336 m ³ / j
Débit des eaux industrielles	940 m ³ /j
DBO ₅ (charge journalière)	5439 Kg / j
DCO (charge journalière)	8640 Kg / j
Phosphore	174 Kg / j
Azote	1571 Kg / j

Selon les données recueillies lors du Recensement Général de la Population et de l'Habitat (RGPH) de 2008 pour les communes concernées par l'Oued de Béni-Messous, le nombre d'habitants pour chaque commune est :

Tableau 1.4 : Nombre d'habitants des communes concernées par l'oued Béni-Messous (RGPH, 2008)

Commune	Nombre d'habitants en 2008
Béni-Messous	36 191
Chéraga	80 824
Dély Ibrahim	35 230
Bouzareah	83 797
TOTAL	236 042

1.3.3. CLIMAT DE LA RÉGION ET FACTEURS DU MILIEU MARIN

La baie d'El Djamila bénéficie du même climat méditerranéen que la wilaya d'Alger qui est connue par ses étés chauds et secs. Ses hivers sont doux et humides, la neige est rare mais pas impossible. Les pluies sont abondantes dans la région d'Alger, elles peuvent être diluviennes. La période pluvieuse s'étale généralement du mois de septembre jusqu'au mois de mai, alors que la période d'été est pratiquement sèche comme le confirme le diagramme climatique annuel ci-après (Figure 1.5).

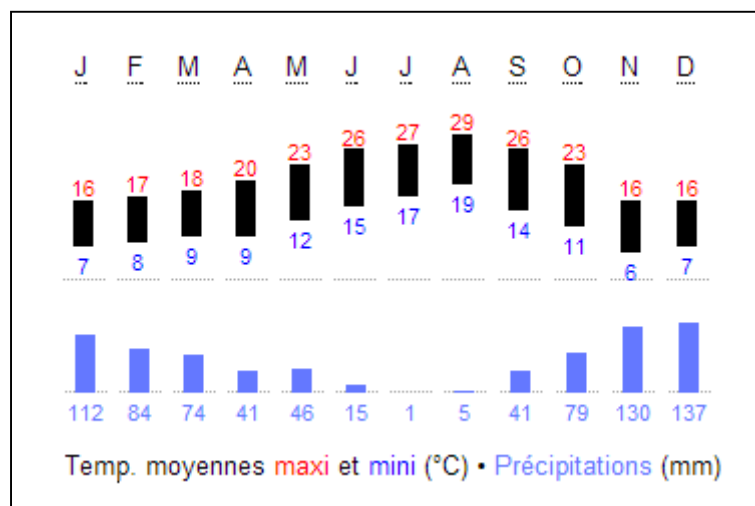


Figure 1.5 : Diagramme climatique de la wilaya d'Alger (d'après les données de météo France¹ et Climate Zone²)

Les données du Laboratoire d'Études Maritimes (LEM, 1998) indiquent que les vitesses des vents les plus fréquents se situent entre 6 et 10 nœuds. Pour ce qui est des principales caractéristiques des facteurs climatiques du milieu marin dans la baie, nous avons :

Température de l'eau : La température des eaux superficielles de la baie de Bou-Ismaïl fluctue en fonction des échanges atmosphère-mer, elle est de l'ordre de 21° à 27°C en moyenne (LALAMI-TALEB, 1970). MOUHOU (1986) situe les maxima de la température superficielle d'août à octobre et les minima de la température superficielle de février à mars. Les eaux profondes, resteraient (MOUHOU, 1986) relativement stables. Une homothermie est remarquée en toutes saisons et la température est d'environ 13°C à des profondeurs supérieures à 100 m (LALAMI-TALEB, 1970). Les températures de la baie d'El Djamila qui occupe le quart Est de la baie de Bou-Ismaïl sont similaires.

Salinité : Idem pour la salinité de la baie d'El Djamila, même si elle décroît à l'embouchure de l'oued Béni-Messous, du point de vue hyalin, elle est d'une certaine homogénéité tout comme celle des eaux de toute la baie de Bou-Ismaïl. Selon, LALAMI-TALEB (1970), la variation de salinité entre la surface et le fond est faible, de 0,1 PSU à 0,2 PSU.

¹ http://climat.meteofrance.com/chgt_climat2/accueil

² <http://www.climate-zone.com/climate/algeria/celsius/alger-port.htm>

1.3.4. COURANTOLOGIE

D'après BAKI (1981 in MAHIOUT, 1989), la baie d'El Djamila connaît deux régimes de vents dominants, un en hiver et l'autre en été.

En hiver, les houles les plus fréquentes sont engendrées par les vents d'Ouest, avec des amplitudes situées généralement entre 2 et 2,5m et, des amplitudes maximales de 4 à 6m. Ces houles de secteur Ouest donnent naissance à des dérives littorales dominantes, allant d'Ouest-Sud-Ouest vers l'Est-Nord-Est. En revanche, en été, sous l'effet des vents Nord-Est, les houles sont de direction Nord et Nord-Est, avec des amplitudes généralement plus faibles, de 0,5 à 1m. Elles engendrent des courants de surface, de sens dominant d'Est-Nord-Est vers l'Ouest-Sud-Ouest.

La baie d'El Djamila connaît également des houles Nord-Ouest d'incidence frontale (HOUMA, 2009) qui engendrent des courants de retours (Figure 1.6).

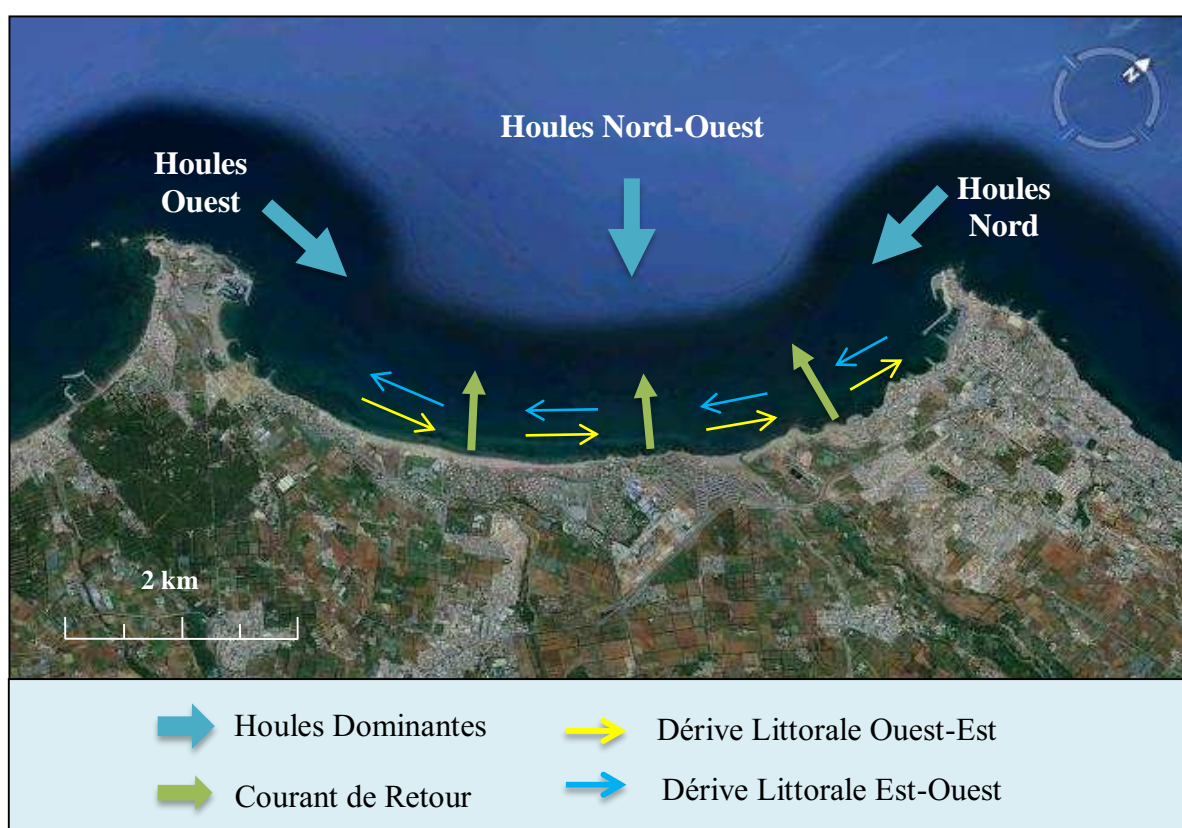


Figure 1.6 : Courantologie générale dans la baie d'El Djamila (d'après HOUMA, 2009)

1.3.5. TOPOGRAPHIE SOUS-MARINE

La figure ci-après montre bien la bathymétrie de la baie d'El Djamila qui se caractérise par une topographie sous-marine à pente très douce et régulière d'Ouest en Est. Elle est globalement uniforme, mais on distingue la présence d'une fosse dans la partie Ouest, loin au large de la presqu'île de Sidi-Fredj.

ANAYAT et MOUDACHE (2010) indiquent la présence de petits hauts fonds reflétant l'existence de dunes hydrauliques entre 14 et 15 m de profondeur dans toute la baie de Bou-Ismaïl notamment dans la baie d'El Djamila dont la topographie est plus propice à leurs formation.

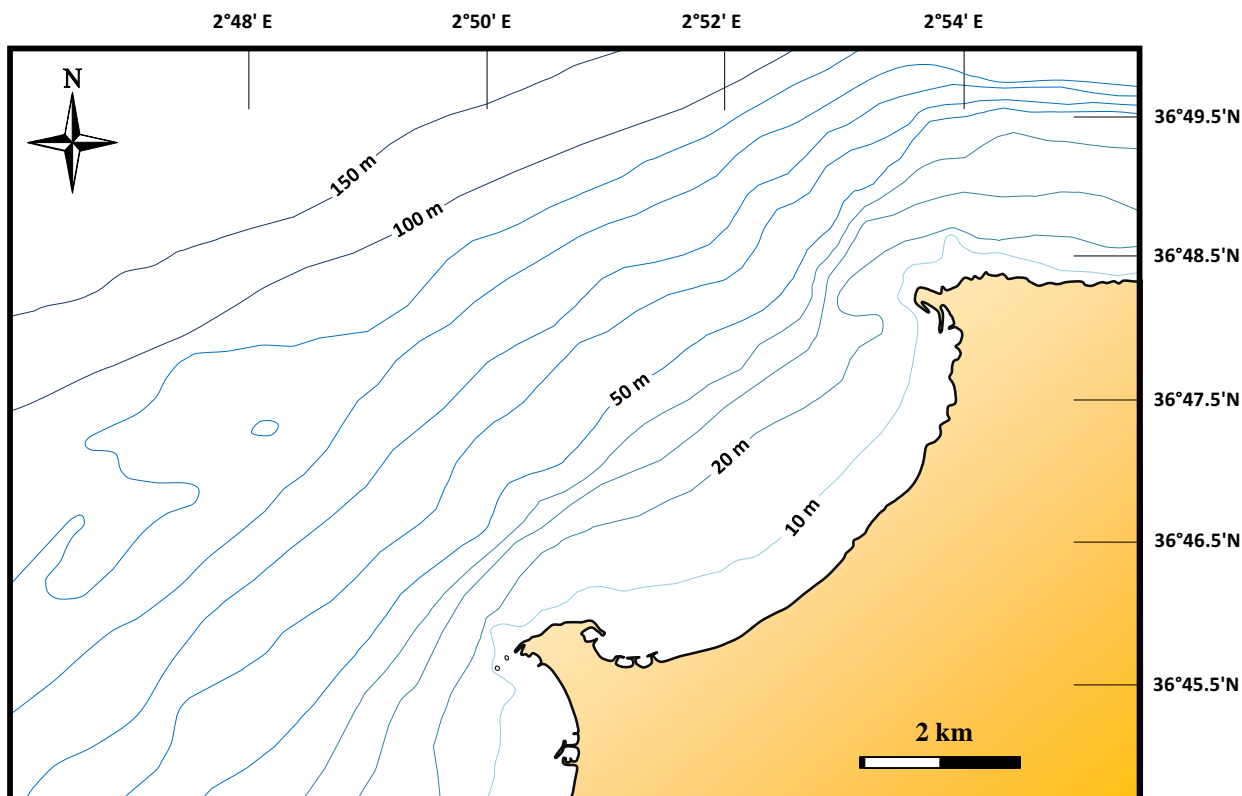


Figure 1.7 : Topographie générale de la baie d'El Djamil (d'après LECLAIRE, 1972).

1.3.6. SÉDIMENTOLOGIE

La sédimentologie de la baie de Bou-Ismaïl a été décrite par LECLAIRE (1972), elle met en évidence dans la baie d'El Djamil, comme le montre la figure 1.6 ci-après, différents types granulométriques de sédiment.

Cependant, ce sont les sables fins infralittoraux qui dominent dans la baie d'El Djamil. De manière homogène, ils forment une bande tout au long de la frange côtière qui va jusqu'à 10m de profondeur.

La dérive littorale dominante due aux houles de Nord-Ouest génère une dynamique importante qui transporte les sédiments vers l'Est le long du rivage. Les courants de retours reprennent vers le large les sédiments déposés latéralement. Ceci va provoquer dans les zones plus profondes du large, la formation de milieux hétérogènes dont la granulométrie est plus fine à envasée au large de la presqu'île de Sidi-Fredj, et plus grossière au large de Ras Acrata.

Dans la moitié Ouest, au large de la baie :

- Vases : quasiment absentes dans la baie d'El Djamil. Elles apparaissent au large de la presqu'île de Sidi Fredj et forment une bande qui s'étale progressivement entre Zeralda et Bou-Ismaïl ;
- Sables fins envasés : occupent les fonds entre 15 et 60 m de profondeur au large de la presqu'île de Sidi-Fredj ;
- Gravier envasés : s'étendent entre 15 et 150 m de profondeur et sont inexistant dans le secteur Est de la baie.

Dans la moitié Est, au large de la baie :

- Sables Graveleux : ils occupent la plus grande surface des fonds compris entre 15 et 150 m de profondeur ;
- Sables grossiers et graviers fins : sont localisés essentiellement derrière Ras Acrata jusqu'à 40 m de profondeur.

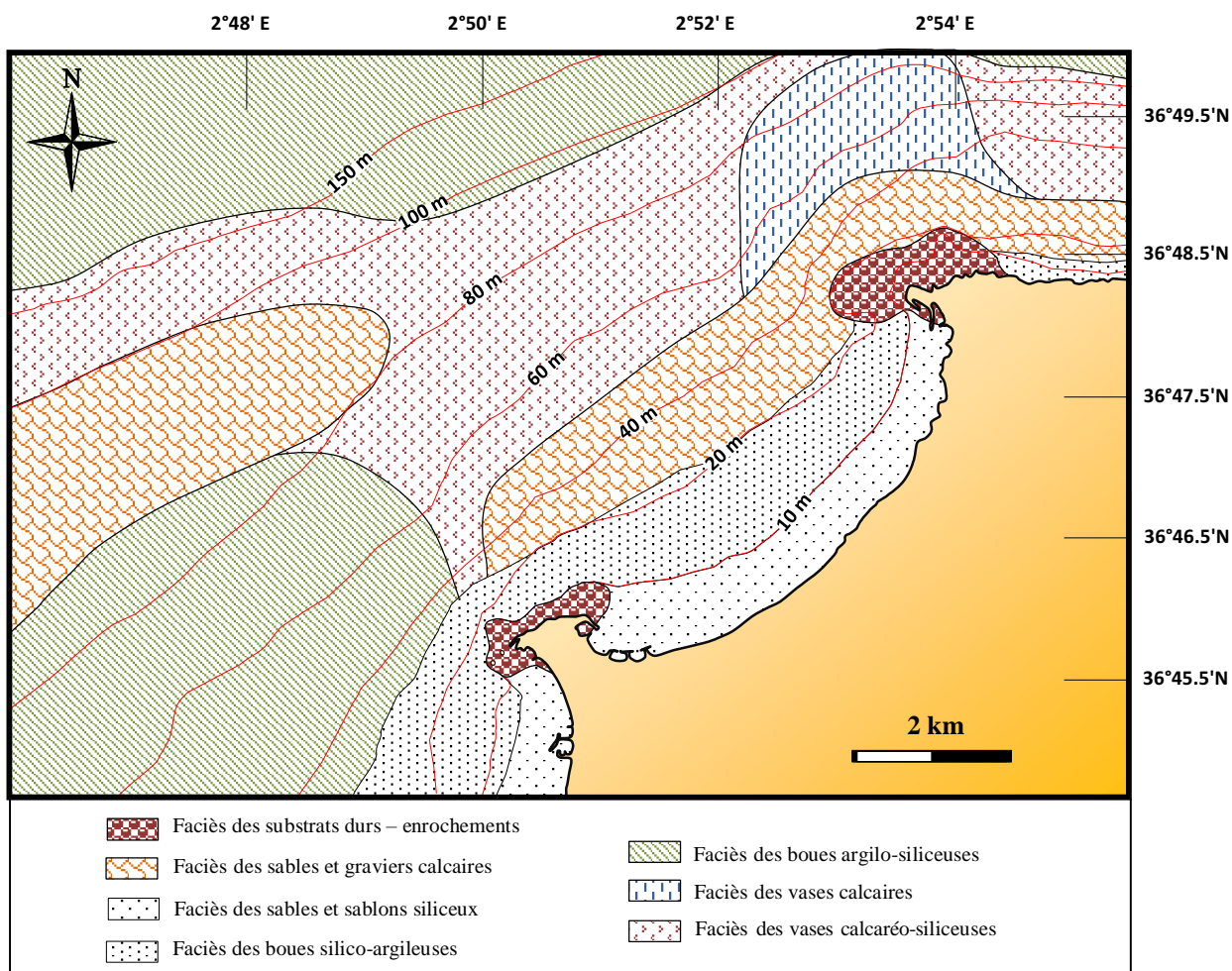


Figure 1.8 : Sédimentologie générale de la baie d'El Djamilia (d'après LECLAIRE, 1972)

1.3.7. PRESSIONS NATURELLES ET ANTHROPIQUES

La pollution en baie d'El Djamilia est de type domestique et agricole car les eaux usées rejetées dans la baie provenaient principalement des agglomérations et des villes côtières ainsi que des complexes touristiques (surtout en période estivale) et des terres agricoles surtout dans sa partie Ouest connue pour ses nombreuses cultures.

Cependant, avec le développement démographique et l'extension de l'urbanisation, de l'agriculture et du tourisme, la charge polluante va tant augmenter en quantité qu'en qualité. De nouvelles activités se sont installées dans la baie prise pour son état, longtemps, considéré vierge.

La baie d'El Djamilia regroupe les communes côtières d'Aïn Benian, Chéraga et Staoueli comme le montre la figure 1.10.

En se basant sur les derniers recensements fait en 2008, fournies par l'Office National de Statistiques d'Alger, ces communes comptent au total 196 842 habitants (voir tableau 1.5). La commune d'Aïn Benian, avec la plus petite superficie, compte à elle seule 34,7 % de la population totale, ce qui montre la pression urbaine que connait l'Est de la baie.

Du côté Ouest, si la commune de Staoueli n'est pas autant urbanisée, car c'est une ancienne commune agricole, elle s'est cependant fortement orientée autour de l'activité touristique et hôtelière. Elle accueille en période estivale, d'après l'Office National du Tourisme d'Alger, une population de plus de 2 millions d'estivants ce qui est très significatif de la pression touristique qui s'exerce sur la baie.

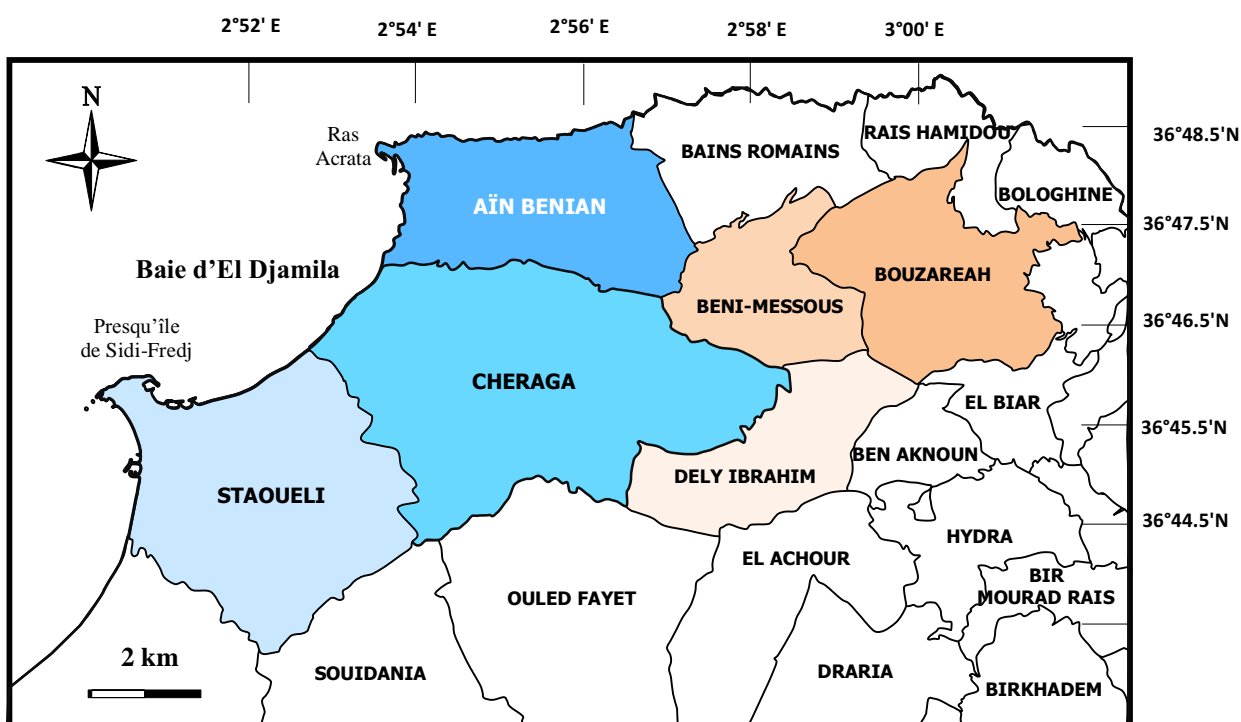


Figure 1.9 : Communes côtières de la région d'étude

Tableau 1.5 : Nombre d'habitants par commune côtière dans la baie d'El Djamilia (Office National des Statistiques d'Alger, 2008).

Commune	Nombre d'habitants en 1998	Nombre d'habitants en 2008	Augmentation %
Aïn Benian	52 343	68 354	30,6
Chéraga	60 374	80 824	33,9
Staoueli	38 915	47 664	22,5
TOTAL	151 632	196 842	29,8

L'intensification de l'agriculture, répondant aux besoins d'une densité de population de plus en plus croissante (voir tableau 1.5), accentue la pollution chimique par les engrais, très utilisées dans la région, en raison de son sol sableux à argilo-siliceux, dont la moitié peut se retrouver en mer par lessivage.

Il faut signaler aussi que la baie a été sujette à de nombreux aménagements côtiers : nouveau port de pêche et de plaisance, plage artificielle, ouvrages de protection et un nouveau complexe touristiques (Projet EMIRAL) dont les effets sur le trait de côte ne sont pas à écarter des causes d'érosion marine que connaît la baie (voir figure 1.12). À cela s'ajoute l'apparition de nouvelles sources de pollution par les remblayages incessants et l'apport de matériaux et produits artificiels.

Malgré l'installation récente d'une station d'épuration à l'embouchure de l'oued de Béni-Messous, qui est sensée traiter les rejets des communes avoisinantes, Il ne faut, toutefois, pas oublier que l'oued Béni-Messous a longtemps été un vecteur de pollution avant son implantation, notamment pendant les périodes orageuses. Il a charrié vers la mer les eaux de lessivage des terres agricoles, des eaux usées domestiques mais aussi industrielles et eaux usées des pluies chargées d'impuretés au contact de l'air, de résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes : huiles de vidange, carburants, résidus de pneus et métaux lourds des communes de Chéraga et Aïn Benian mais aussi de Béni-Messous, Dely Ibrahim et Bouzereah (voir tableau 1.3). Effet, des problèmes de pollution ont été constatés au niveau l'embouchure de l'oued Béni-Messous, ce qui avait conduit à la fermeture de la plage « Les Dunes », ainsi que les plages voisines « El Bahdja » et « Fontaine » ; et à la réalisation d'une station d'épuration par lagunage naturel qui a laissé place à la nouvelle station d'épuration par boues activés.

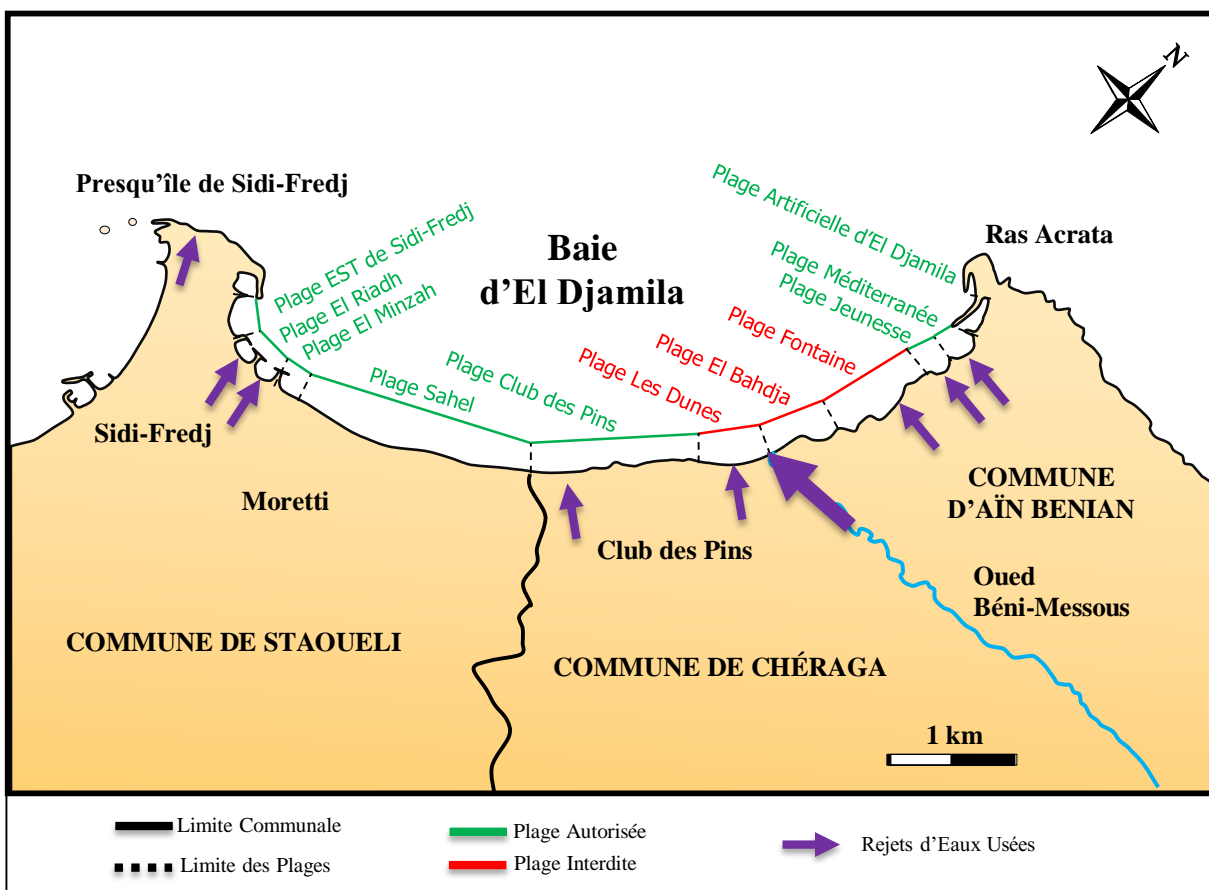


Figure 1.10 : Points de rejets d'eaux usées et qualité des plages de la baie d'El Djamilia

On dénombre dans la baie d’El Djamila, 9 points de rejets d’eaux usées, sources de pollution domestique et portuaires. Ces rejets ont pour source les hôtels et complexes touristiques (installés dans la partie Ouest de la baie), le réseau urbain de la région, surtout de la commune d’Ain Benian (Est de la baie), ainsi que le port de Sidi-Fredj et le nouveau port d’El Djamila dont les eaux peuvent être chargé de multitudes de polluants chimiques notamment, métaux lourds et hydrocarbures. Le tableau ci-dessous dresse la liste des activités les plus nuisibles et les pressions naturelles et anthropiques sur la baie d’El Djamila sont indiquées sur la carte ci-après (voir figure 1.12).

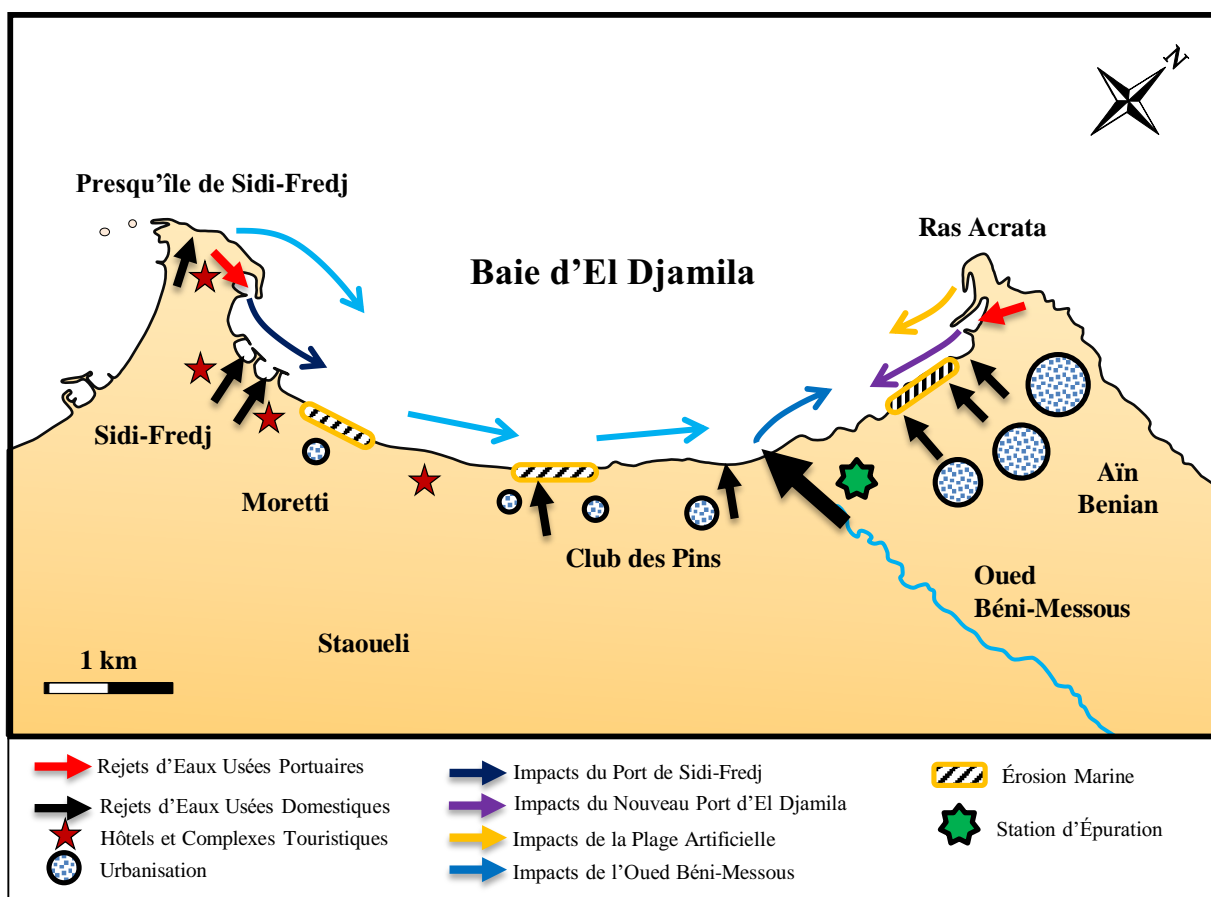


Figure 1.11 : Pressions naturelles et anthropiques sur la baie d’El Djamila

1.3.8. NÉCESSITÉ ET INTÉRÊT DE LA MISE EN PLACE D’UN RÉSEAU DE SURVEILLANCE

Si la baie d’El Djamila n’est pas un pôle industriel et n’est donc pas sujette à des pollutions de type industriel conséquentes et chroniques, cela ne signifie pas qu’il n’est pas nécessaire de mettre en place un réseau de surveillance de la qualité de son environnement marin. Toutes les nuisances précédemment mises en lumière montrent bien qu’il est indispensable de lancer un réseau de surveillance les prenant en considération afin de les réduire, proposer des solutions de gestion intégrée et maîtriser les éventuels scénarios futur de pollution dans la baie. D’autre part, un réseau de surveillance doit être mis en place avant que les nuisances ne s’installent définitivement dans une région donnée. Il est donc intéressant de songer à la surveillance de la baie tant qu’il est encore temps d’étudier les impacts dus aux changements auxquels elle a fait face ces dernières années et faire le point sur la situation actuelle de la pollution.



Chapitre 2

*Matériels
&
Méthodes*

2.1. DESCRIPTION ET CHOIX DES STATIONS DE SURVEILLANCE DANS LA BAIE D'EL DJAMILA

Afin de répondre au mieux à notre objectif de surveillance de la baie d'El Djamila, et la détermination de données actuelles sur son milieu marin sur lesquelles peuvent se baser les études d'impact direct de la pollution côtière sur cette baie, le choix des 44 stations de prélèvement a été fait de façon à réunir les principaux critères suivants :

- A- Sources de pollution :** Rejets d'eaux usées de toutes origines ;
- B- Sédimentologie :** Fonds sableux (sables fins à vaseux) ;
- C- Couverture spatiale de la zone :** Prélèvement sur toute la baie jusqu'à 20m de profondeur ;

De nombreux autres critères ont été pris en considération, notamment ceux liés aux caractéristiques de la baie, aux facteurs climatiques et hydrologiques mais principalement liés aux pressions naturelles et anthropiques que connaît la baie (voir chapitre précédent).

Nous sommes parvenus, en se basant également sur une vision globale grâce aux outils de cartographie et de télédétection, à trancher sur la localisation des stations les plus intéressantes pour notre étude suivant 7 radiales de façon à couvrir toute la baie. Les zones et stations retenues sont regroupées en annexe 1 et leur localisation est mise en valeur par les figures 2.1 et 2.2.



Figure 2.1 : Localisation des stations de prélèvement dans la baie d'El Djamila (Google Earth, 2014)

2.2. PRÉLÈVEMENT ET CONSERVATION DES ÉCHANTILLONS

L'ensemble des informations recueillies avant le démarrage de la campagne de prélèvement a permis de mieux appréhender le terrain. Les prélèvements ont été réalisés en Mars 2014 avec l'embarcation de l'école.

Au niveau de chaque station plusieurs prélèvements ont été effectués (voir figure 2.2) : soit pour l'analyse des éléments-traces métalliques dans la matrice sédiment superficiel ; soit pour l'analyse des sels nutritifs, la mesure des paramètres physico-chimiques et/ou l'analyse bactériologique dans la matrice eau de mer. Les mesures de la température, du pH, de la salinité et de l'oxygène dissouts ont été faites in-situ.

Au cours des sorties, l'équipement ou le matériel de prélèvement comprenait des flacons de 500 ml et d'autres de 250 ml en verre, des flacons de 200 ml en polyéthylène, une benne de type « Van Veen », des glacières, des sachets de congélation en propylène et des valises multi-paramètres ainsi qu'un GPS (Global Positioning System) pour la localisation des stations et le suivi des radiales.

2.2.1. PRÉLÈVEMENT DE L'EAU DE MER

En fonction de la stratégie adoptée (voir figure 2.2) et pour les stations concernées par l'analyse bactériologique et des sels nutritifs, un prélèvement d'eau en surface a été effectué.

À l'aide des flacons en verre préalablement stérilisés de 250 et de 500 ml, et des flacons en polyéthylène de 200 ml. Un étiquetage précis est élaboré pour une facilité de reconnaissance des stations avant le remplissage des flacons.

Le prélèvement est effectué à une profondeur de 15 à 30 cm sous la surface d'eau, le flacon est tenu à la main près de la base et plongé dans l'eau en l'ouvrant dans l'eau, le goulot vers le bas, le flacon est pendu légèrement vers le haut pour dégager l'air (et pousser en avant) afin d'éviter toute contamination. En suite le bouchon est remis toujours sous l'eau en prenant garde à ne pas remplir entièrement le flacon on laisse un espace vide suffisant pour l'homogénéisation. Tous les échantillons sont ensuite conservés dans une glacière transportable pour des analyses ultérieures au laboratoire.

2.2.2. PRÉLÈVEMENT DU SÉDIMENT MARIN

Réalisé à l'aide d'une benne de type « Van Veen ». La benne est descendue au fond à l'aide d'une corde, avec les mâchoires ouvertes. Dès que les mâchoires touchent le fond, le crochet qui maintient les mâchoires ouvertes est relâché. Au moment de la remontée, les mâchoires se referment et emprisonnent une quantité de sédiments superficiels. Sur le bateau, la benne est ouverte et le contenu en est collecté dans des sacs en plastique rangés dans des boîtes en plastique destinés au dosage des éléments-traces métalliques Pb, Cd, Cu, Zn, et dans des boîtes de Pétri en verre, quand le sédiment est destiné à l'analyse du Hg. L'échantillon étant étiqueté doit être aussitôt mis dans la glacière puis transporté au laboratoire.

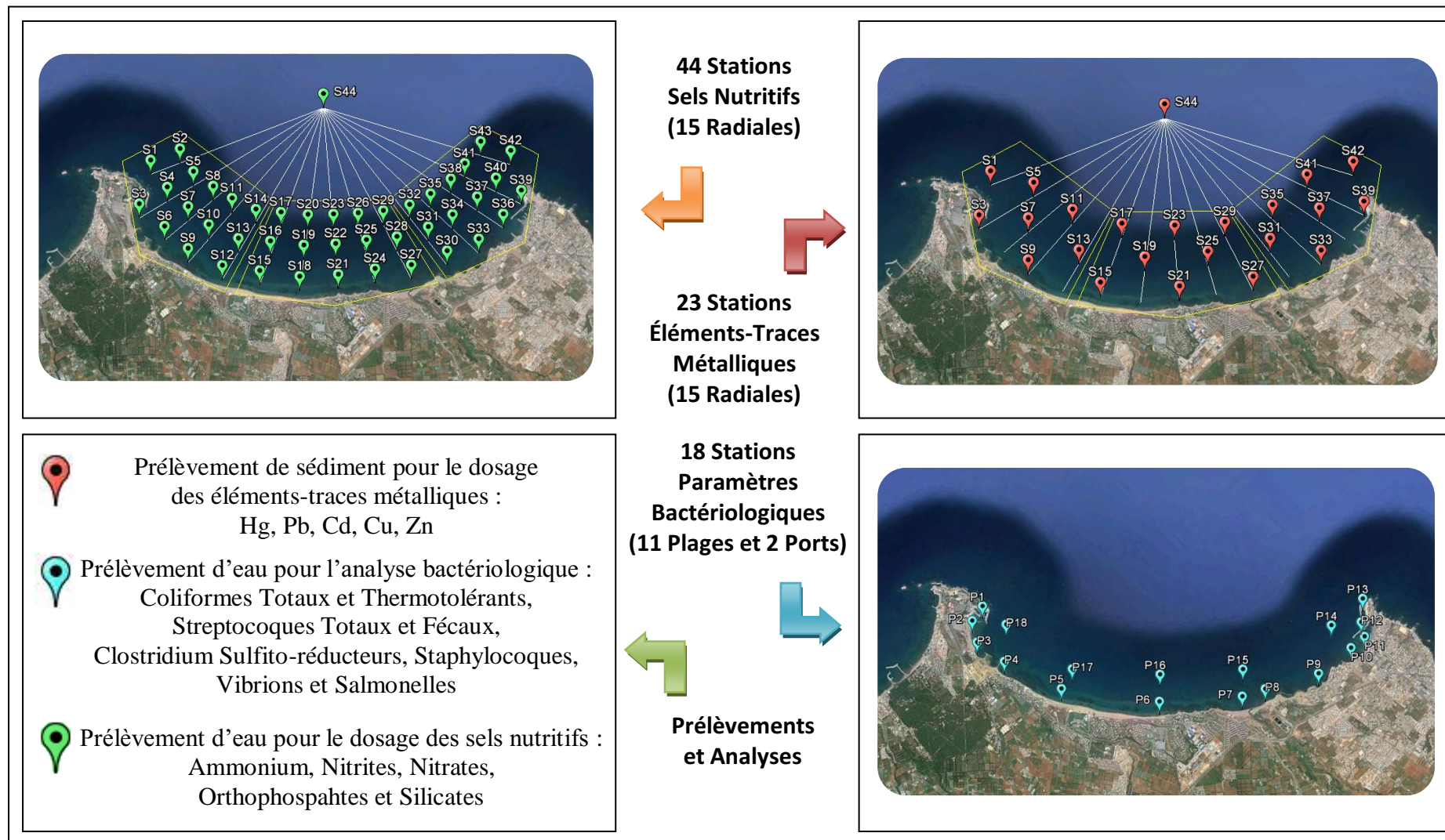


Figure 2.2 : Stratégie d'échantillonnage et localisation des stations de prélèvement dans la baie d'El Djamilia

2.3. ANALYSES ET MODES OPÉRATOIRES

Les analyses doivent être faites le plus tôt possible après le prélèvement pour permettre d'avoir des résultats représentatifs. Elles regroupent la mesure de paramètres in-situ ainsi que de paramètres au laboratoire.

2.3.1. PARAMÈTRES IN-SITU

Un certain nombre de paramètres physicochimiques de la matrice eau ne peuvent être mesurés que sur terrain car les valeurs peuvent évoluer très rapidement dans les échantillons prélevés. Dans chaque station, le prélèvement du sédiment pour les analyses des éléments-traces métalliques et l'eau pour le dosage des sels nutritifs et la détermination des paramètres bactériologiques est donc accompagné par la mesure de la température de l'eau, du pH, de l'oxygène dissous et de la salinité. L'appareillage utilisé, de la marque Wissenschaftlich Technische Werkstätten « WTW », est doté de sondes submersibles qui permettent la mesure in-situ :

- pH mètre de terrain, type pH 315 i/Set, muni d'une électrode en verre. Il affiche aussi la valeur de la température ;
- Oxymètre de terrain, type Oxi330 i/Set, à calibration et compensation automatiques, muni d'une sonde électrolytique que l'on plonge dans l'eau de mer. La valeur de l'oxygène dissous s'affiche sur un petit écran en mg/l avec une précision de $\pm 0,1$ mg/l. et en pourcentage de saturation ;
- Conductimètre de type WTW 315 i/Set qui permet la mesure de la conductivité ainsi que la salinité de l'eau de mer. Il affiche aussi la valeur de la température.

2.3.2. PARAMÈTRES MESURÉS AU LABORATOIRE

La contamination du milieu marin par les éléments-traces métalliques anthropogènes représente un danger plus important que celui des rejets d'hydrocarbures ou même d'éléments radioactifs. Ainsi les éléments-traces métalliques traversent les masses d'eau sous formes dissoutes et particulaire et sont assimilés par les organismes marins. Le mercure (Hg) a une source anthropogène d'origine certaine et présente avec le plomb (Pb) et le cadmium (Cd) un danger certain. Nous nous intéressons donc principalement à leur analyse dans le sédiment superficiel de la baie mais aussi à l'analyse du fer (Fe) cuivre (Cu) et du zinc (Zn) qui même si ce sont des éléments essentiels peuvent aussi constituer un danger à de fortes concentrations. Néanmoins en ce qui concerne la matrice eau on s'intéresse à l'analyse des paramètres bactériologiques et des sels nutritifs.

2.3.2.1. ANALYSE GRANULOMÉTRIQUE PAR TAMISAGE APRÈS LAVAGE

Un grain de sédiment est caractérisé par sa dimension, sa forme, son état de surface et sa masse volumique. Un échantillon sédimentaire est caractérisé par sa répartition en masse en fonction du diamètre des particules qui le constituent. Cette répartition obtenue à partir de l'analyse granulométrique est réalisée (CHAMLEY et DECONINCK, 2011) :

- *par mesure directe* pour les éléments supérieurs à 8mm ;
- *par tamisage* dans une série de tamis normalisés pour les particules de dimension comprise entre 25 μ m et 80mm (ex. norme française, NF P 94-056) ;
- *par sédimentation* (vitesse de décantation) pour les particules de dimension comprise entre 0,5 μ m et 100 μ m (ex. norme française, NF P 94-057) ;
- *par granulométrie laser* (diffraction du rayonnement laser) pour les particules de dimension comprise entre 0,5 μ m à 2mm.

On s'intéresse dans cette étude à l'analyse granulométrique par tamisage après lavage car le sédiment à étudier se situe dans la gamme granulaire du sable mais il est parfois nécessaire d'utiliser plusieurs méthodes pour l'étude complète du sédiment (VATAN, 1967).

2.3.2.1.1. Principe et définitions

L'analyse granulométrique par tamisage après lavage permet de déterminer la distribution dimensionnelle des grains constituant un granulat dont les dimensions sont comprises entre 25 μ m et 80mm. Elle consiste à fractionner au moyen d'une série de tamis de mailles normalisées, emboîtés les uns sur les autres pour former une colonne, un matériau en plusieurs classes granulaires de tailles décroissantes. Le matériau étudié est placé, après lavage, en partie supérieure des tamis et le classement des grains s'obtient par vibration de la colonne de tamis. Les dimensions de mailles et le nombre de tamis sont choisis en fonction de la nature de l'échantillon et de la précision attendue.

Un tamis est constitué d'une toile métallique ou d'une tôle perforée définissant des mailles de trous carrés. Les passoirs, qui comportent des trous ronds percés dans une tôle, ne sont plus utilisées actuellement. Les tamis sont désignés par la longueur du côté des trous carrés c'est à dire par la taille des mailles.

Une série de tamis est fondée sur une évolution des mailles suivant une progression géométrique. Il existe différentes séries de tamis :

- la classification d'Atterberg de raison géométrique égale à 10 ;
- la classification du MIT (Massachusetts Institute of Technology) de raison géométrique égale à $\sqrt{10} = 3.162$;
- la série Udden-Wentworth (US Standard) de raison géométrique égale à 2 ;
- la série Tyler de raison géométrique égale à $\sqrt{2} = 1.414$;
- la série AFNOR de raison géométrique égale à $\sqrt[10]{10} = 1.259$

Plus la raison est petite, et plus la courbe de répartition des grains est précise. Nous utiliserons donc la série AFNOR dans laquelle la maille d'un tamis correspond donc à la dimension du précédent multipliée par 1,259.

Les tamis sont également repérés par un numéro d'ordre appelé module. Le premier tamis que nous utiliserons, 0,063mm a comme module le numéro 19, le suivant le module 20 et ainsi de suite selon une progression arithmétique de raison 1. À chaque maille correspond donc un module et réciproquement. Le tableau suivant donne ces correspondances.

Tableau 2.1 : Dimensions nominales des tamis de la norme AFNOR pour l'analyse granulométrique par tamisage après lavage

Module	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29
Tamis (mm)	0,063	0,080	0,100	0,125	0,160	0,200	0,250	0,315	0,400	0,500	0,630
Module	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
Tamis (mm)	0,800	1,00	1,25	1,60	2,00	2,50	3,15	4,00	5,00	6,30	8,00
Module	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	-
Tamis (mm)	10	12,5	16	20	25	31,5	40	50	63	80	-

Le refus (ou reste) désigne la partie des grains retenue dans un tamis. Le refus cumulé représente tous les grains bloqués jusqu'au tamis considéré (les grains du tamis considéré plus les grains bloqués dans les tamis de mailles supérieures).

Le tamisât (ou passant) désigne la partie qui traverse le tamis.

Les masses des différents refus ou celles des différents tamis sont rapportées à la masse initiale du matériau, les pourcentages ainsi obtenus sont exploités, soit sous leur forme numérique, soit sous une forme graphique en histogramme ou courbe (courbe de répartition de masse $m(d)$ en fonction du diamètre de tamis d) dans un repère semi logarithmique (la représentation graphique est plus explicite).

2.3.2.1.2. Classes granulométriques :

Diverses dimensions de fractions granulométriques ont été proposées au cours du temps. La plupart des limites fluctuent selon les auteurs en fonctions des objectifs poursuivis. Les limites choisies pour cette étude sont celles définies par CHAMLEY et DECONINCK (2011) qui sont adaptées au sédiment marin basés sur la série AFNOR (voir Tableau).

Tableau 2.2 : Classes et dénominations granulométriques
(d'après CHAMLEY et DECONINCK, 2011)

Dénomination		Classe granulométrique en mm (Série AFNOR)	
RUDITES	BLOCS (<i>Boulders</i>)	> 250	
	GROS CAILLOUX (<i>Cobbles</i>)]63 – 250]	
	GRAVIERS (<i>Gravels</i>)]20 – 63]	
	PETITS CAILLOUX (<i>Pebbles</i>)]4 – 20]	
	GRANULES]2 – 4]	
ARÉNITES	SABLES (<i>Sand</i>)	<i>Très Grossier</i>]1,25 – 2]
		<i>Grossier</i>]0,63 – 1,25]
		<i>Moyen</i>]0,315 – 0,63]
		<i>Fin</i>]0,125 – 0,315]
		<i>Très fin</i>]0,063 – 0,125]
PÉLITES	LIMONS (<i>Silts</i>)	<i>Grossier</i>]0,0400 – 0,063]
		<i>Moyen</i>]0,0200 – 0,0400]
		<i>Fin</i>]0,0100 – 0,0200]
		<i>Très Fin</i>]0,0040 – 0,0100]
	ARGILES (<i>Clays</i>)]0,0005 – 0,0040]	

2.3.2.1.3. Prélèvement du sédiment et échantillonnage

Pour le prélèvement du sédiment marin, nous avons utilisé une benne Van Veen (voir figure). La benne Van Veen est un dispositif muni de mâchoires amovibles que l'on fait descendre au fond de la mer à l'aide d'une corde pour prélever le sédiment en surface. Lors de la descente les mâchoires sont ouvertes. Dès qu'elles touchent le fond, la vanne qui les maintenait ouvertes se relâche. Au moment de la remontée, les mâchoires se referment pour emprisonner une quantité de sédiment. Sur le navire, la benne est ouverte et son contenu y est collecté dans un seau puis fermé dans des boîtes en plastique étiquetées pour chaque station et destinées à l'analyse en laboratoire.

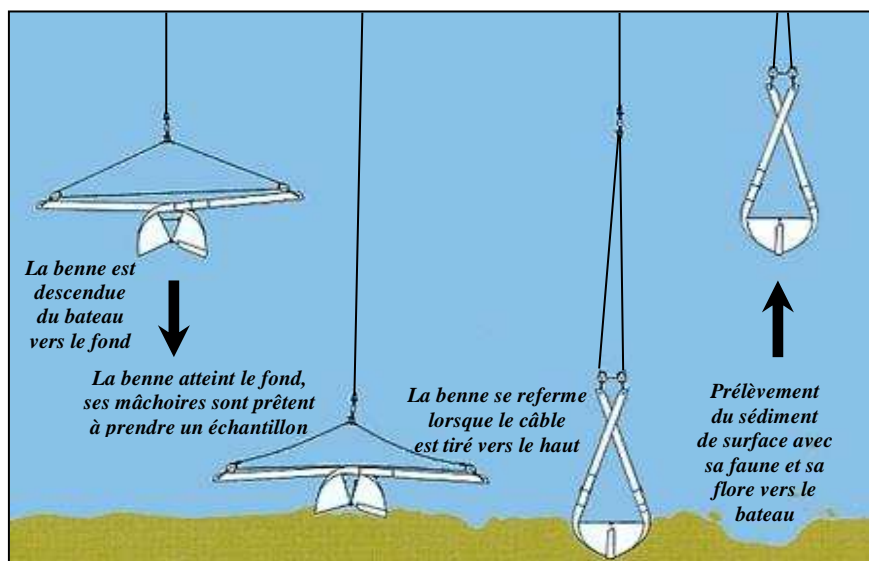


Figure 2.3 : Fonctionnement d'une benne Van Veen

Dans le but d'obtenir des résultats statistiquement fiables, les analyses granulométriques doivent en premier lieu être précédées, sur le terrain, d'un échantillonnage qui, qualitativement et quantitativement tienne compte des besoins de la méthode.

La qualité de l'échantillonnage dépend principalement des conditions météorologiques, de la configuration de la zone d'étude, et de la personne effectuant les prélèvements. Les deux premiers facteurs sont difficiles, voire impossible à contrôler ou à modifier. Par contre, en suivant une méthode précise et prédéfinie, le facteur humain peut être minimisé, surtout si plusieurs personnes sont impliquées lors de cette étape.

La quantité d'échantillon à prélever est influencée par la granulométrie maximale du sédiment à étudier. Plus un sédiment est fin, moins il en faut pour pouvoir effectuer une granulométrie statistiquement représentative, car le nombre de particules y incluses augmente exponentiellement avec la diminution de la taille des particules. Dans le but d'optimiser la quantité de matériel à prélever sur le terrain et à traiter ensuite en laboratoire, la courbe suivante a été utilisée.

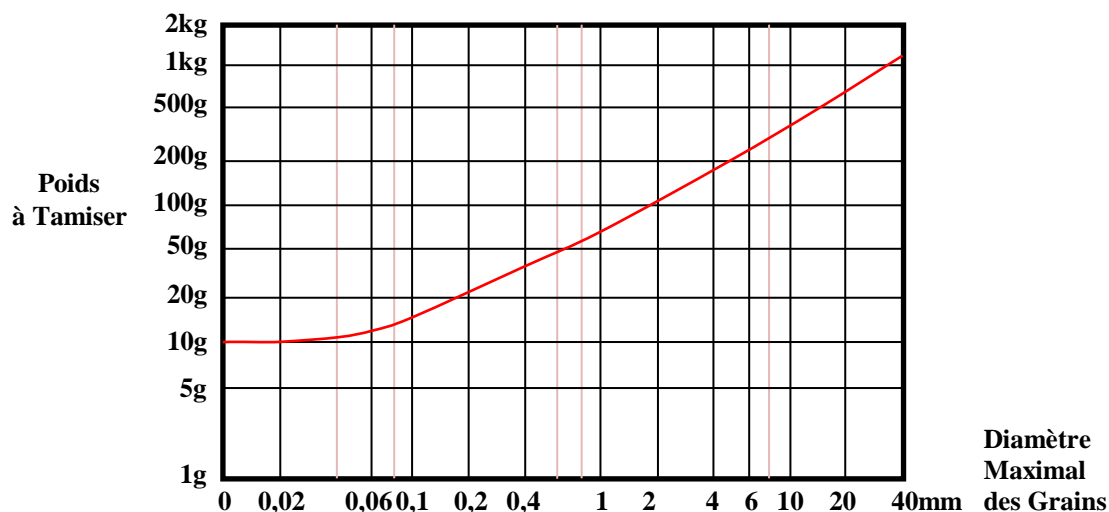


Figure 2.4 : Graphique de la masse à tamiser en fonction du diamètre maximal des grains (CHALUMEAU, 2003)

2.3.2.1.4. Mode opératoire :

- Disposition des prélèvements dans des boîtes de pétri numérotées ;
- Étuvage à 105°C pendant 24h ;
- Prélèvement représentatif $P_i = 200\text{g}$ de sédiment (pour un D_{max} de 5mm), poids initial pour l'analyse granulométrique pour chaque station ;
- Lavage du sédiment sur le plus petit tamis choisi (63 μm , élimination des Pérites) ;
- Séchage du refus à l'étuve à 105°C pendant 24h ;
- Pesage de l'échantillon sec = P_f (poids final, après lavage) ;
- Détermination du taux de Pérites $P_p \% = \frac{P_i - P_f}{P_i} \times 100$;
- Tamisage de l'échantillon sec sur les tamis choisis (série AFNOR : modules de 19 à 34) ;
- Détermination des poids cumulés ;
- Détermination des pourcentages de refus cumulés ;
- Détermination des pourcentages de tamisats cumulés ;
- Représentations du résultat ;
- Détermination des paramètres et indices granulométriques.

Remarques :

- On considère que le tamisage est terminé lorsque les refus ne varient pas de plus de 1% entre deux séquences de variations de la tamiseuse (10 minutes de tamisage sont nécessaires et suffisantes).
- Le tamisage peut se faire en deux colonnes de tamis car la capacité de la tamiseuse est limitée.
- Le refus de chaque tamis est pesé avec une précision d'un centième de gramme.
- La perte éventuelle de matériaux pendant l'opération de tamisage ne doit pas excéder plus de 2% du poids total de l'échantillon de départ.

2.3.2.1.5. Traitement des résultats

A- Représentations graphiques

Les résultats de l'analyse granulométrique peuvent être représentés de diverses manières. La plus simple est l'histogramme de fréquence, sur lequel le pourcentage pondéral des particules de chaque classe granulométrique est exprimé par une barre verticale. Le caractère discontinu de l'histogramme peut être supprimé en traçant la courbe de fréquence, qui passe par le centre des barres et permet de définir le ou les modes. La courbe cumulative ou courbe granulométrique à ordonnées logarithmiques est le mode de représentation le plus utilisé dans l'analyse granulométrique par tamisage. Pour obtenir la courbe granulométrique, il suffit de porter les divers pourcentages des tamisats ou refus cumulés sur une feuille semi-logarithmique :

- en abscisse : les dimensions des mailles sur une échelle logarithmique ;
- en ordonnée : les pourcentages sur une échelle arithmétique ;
- La courbe doit être tracée de manière continue.

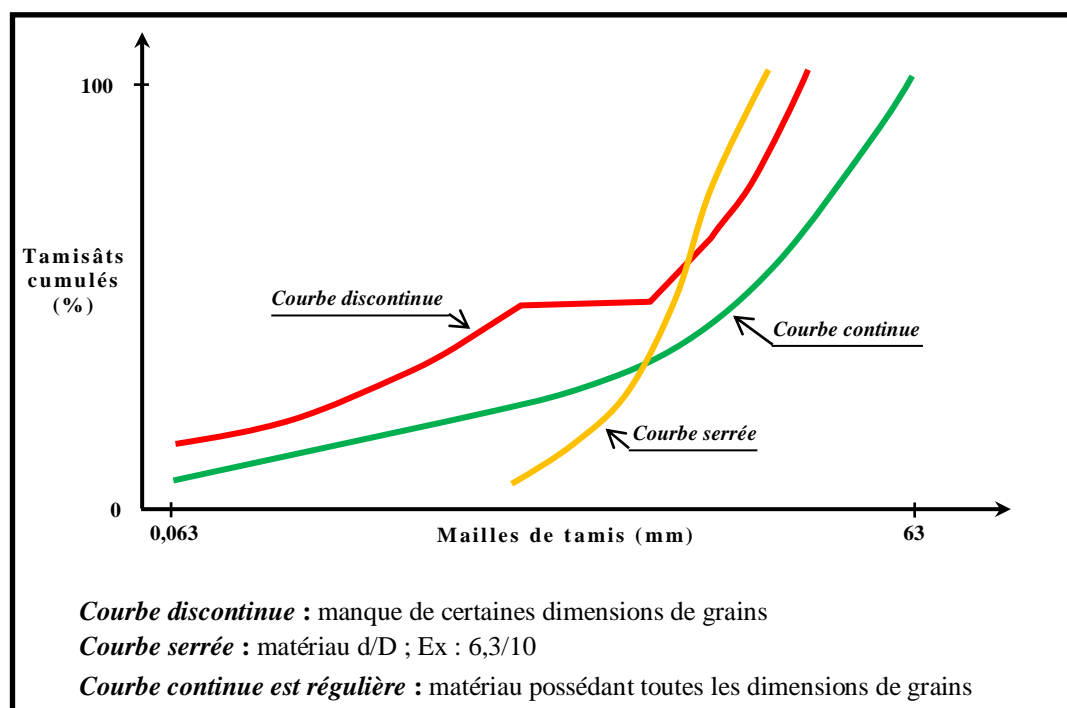


Figure 2.5 : Continuité de la courbe granulométrique

L'examen des histogrammes et des courbes permet de comparer les échantillons et de déterminer graphiquement les paramètres (mode, médiane, quartiles) qui servent à calculer les indices granulométriques caractérisant la distribution granulaire des grains dans les sédiments.

B- Paramètres centraux ou de position

➤ Le mode

Le mode représente le pourcentage le plus important correspondant à un tamis. Il est facilement repérable sur la courbe cumulative au niveau de son point d'inflexion.

Selon Rivière (1977), il existe trois groupes principaux de courbes cumulatives :

- Unimodales : présentant un seul mode, elles indiquent une seule dynamique sédimentaire ;
- Bimodales : présentant deux modes, indiquant l'existence d'un mélange de deux stocks sédimentaires donc de deux dynamiques différentes ;
- Plurimodales : présentant plusieurs modes, révélant que la sédimentologie de la zone étudiée est très agitée c'est-à-dire que la zone connaît des mouvements sédimentaires mal disproportionnés.

La carte de la répartition des modes permet d'apporter des précisions importantes quant à la sédimentologie générale. Elle montre le mélange des populations sédimentaires d'origines différentes et peut expliquer leurs modalités de mise en place.

➤ **La médiane**

La médiane est un paramètre clé, il correspond au diamètre du grain moyen dont l'ordonnée est à 50% du poids total du sédiment échantillonné, elle est déduite à partir de la courbe cumulative.

Le grain moyen est l'expression de la force d'un courant capable d'avoir mis en mouvement l'essentiel d'un sédiment donné (CHAMLEY, 2000). La médiane ne peut être utilisée avec des sédiments à distribution bimodale (FOLK et WARD, 1957 ; MATHIEU, 1984).

La médiane est aussi le deuxième quartile Q_2 .

➤ **Les quartiles**

Les quartiers ou quartiles sont trois points de la courbe cumulative :

- **Le 1^{er} Quartile Q_1** : Correspond au diamètre du grain représentant 25 % en poids total du sédiment.
- **Le 2^{ème} Quartile Q_2 (Médiane)** : est la taille pour laquelle il y a 50% du matériel de taille supérieure et 50% en dessous.
- **Le 3^{ème} Quartile Q_3** : Correspond au diamètre du grain représentant 75 % en poids total du sédiment.

Ils ont été appliqués aux sables pour la première fois par Trask en 1930 (VATAN, 1967). On peut grâce à ces paramètres définir quelques rapports

C- Les indices granulométriques

➤ **Indice de classement S_o (Sorting de Trask ou déviation standard)**

Cette mesure géométrique des quartiles élimine l'influence du facteur taille. Elle permet d'étudier le classement des sédiments. Elle indique la dispersion des tailles par rapport à la moyenne de l'échantillon (CHAMLEY, 2000) suite aux actions de tri au cours du transport et du dépôt, comme elle renseigne sur la croissance de tri lors du transport et de la sédimentation (CHAMLEY, 1987).

$$S_o = \sqrt{\frac{Q_3}{Q_1}}$$

Pour cet indice les valeurs présentées dans le tableau, tenant compte des limites de Trask (VATAN, 1967) et RIVIÈRE (1977), définissent les différents types de classement.

Il faut noter toutefois, à ce propos, que ces indications ne sont valables que si l'on considère le sédiment complet et non la fraction sableuse seule. Dans ce dernier cas, on aurait toujours un coefficient de classement inférieur à 2,5 (VATAN, 1967).

Tableau 2.3 : Valeurs de S_0 représentant les types de classement

Valeur de S_0	[1 - 1,5]]1,5 - 2,5]]2,5 - 3,5]]3,5 - 4,5]	> 4,5
Classement	Très bien classé	Bien classé	Normalement classé	Faiblement classé	Mal classé

➤ **Indice d'asymétrie de l'histogramme (Skewness)**

Ce coefficient exprime la symétrie par rapport à la médiane. Il permet d'évaluer la tendance des sédiments vers le grossier, ou vers le fin. S'il est égal à 1, le mode (sommet de la courbe de fréquence) coïncide avec le diamètre moyen. Si l'asymétrie est supérieure à 1, le classement est maximal du côté grossier ; au contraire, si elle est inférieure à 1, c'est du côté fin. Plus ce coefficient est loin de l'unité, plus le mode est loin du diamètre moyen. Ainsi, l'asymétrie reflète aussi bien le milieu de dépôt que les conditions de transport.

$$Sk = \frac{Q_1 Q_3}{Q_2^2}$$

2.3.2.2. ANALYSE MORPHOSCOPIQUE DU SÉDIMENT

A- Principe

L'analyse morphoscopique du sédiment est une technique d'examen, à la loupe binoculaire, de la forme et de l'état de la surface des particules composant un sédiment.

La sphéricité du grain, estimée par le rapport largeur/Longueur, permet de mesurer le degré de rapprochement de sa forme à celle d'une sphère.

L'état de surface du grain, estimée par la recherche de traces d'émoussé produites par un façonnement aquatique, et de picotins (angularités) produits par un façonnement éolien (transport par le vent : les chocs entre les particules créent à la surface de chacune d'elles des angularités qui, à la loupe binoculaire, apparaissent comme des points épars de réflexion de la lumière), permet de reconstituer leur histoire sédimentaire. En effet, les différents vecteurs de transport (vent, eau, glace) laissent différentes traces sur ces grains. Il en est de même pour les phases d'immobilisation, qui sont révélées par des dissolutions ou des précipitations minérales.

B- Mode opératoire

- Homogénéiser le sédiment et prélever de manière aléatoire 100 grains de chaque boîte de pétri dans lesquelles ont été pré-séchés les échantillons ;
- Observer les grains, un à un, sous une loupe binoculaire au grossissement (GX40) en veillant à ce que cette opération s'effectue à la lumière du jour car l'éclairage artificiel change la couleur des grains ;
- Suivre la charte visuelle ci-dessous pour estimer la sphéricité des grains du sédiment en rapport avec l'émoussé et préciser la couleur de chaque grain.



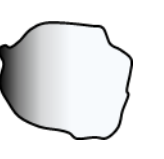
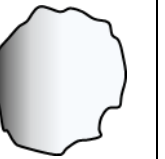
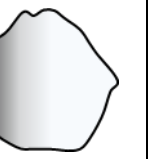
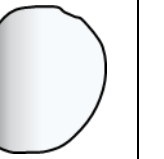



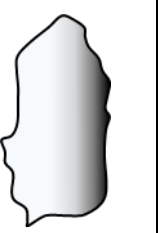
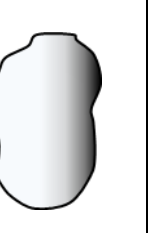
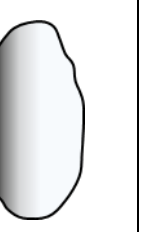
Sphéricité	<i>Forte</i>						
	<i>Faible</i>						
État de surface	<i>0 Très Anguleux</i>	<i>1 Anguleux</i>	<i>2 Subanguleux</i>	<i>3 Subémoussé</i>	<i>4 Émoussé</i>	<i>5 Très Émoussé</i>	
Couleurs	<i>Transparent</i>	<i>Blanc</i>	<i>Noir</i>	<i>Rouge</i>	<i>Orange</i>	<i>Jaune</i>	

Figure 2.6 : Détermination visuelle de la sphéricité et de l’émoussé (d’après PETTIJOHN, 1975 in CHAMLEY, 2011 - modifié)

2.3.2.3. ANALYSE CALCIMÉTRIQUE DU SÉDIMENT

Principe

La calcimétrie est la mesure de la teneur d’un sédiment en carbonates. Il peut s’agir de carbonates de calcium ou de carbonates de magnésium, mais ce dernier étant plus rare, et ayant généralement la même signification géomorphologique que le premier, on parle souvent de calcimétrie. Elle permet donc de déterminer la proportion (pourcentage) de carbonates de calcium CaCO₃ présents dans le sédiment.

Elle donne des indications sur la productivité de surface et éventuellement des apports de carbonates détritiques. Elle permet de connaître la part des sédiments biogènes, ou débris coquillers, et donc de suivre les migrations des sédiments nés dans des régions riches en plantes ou animaux fabriquant du calcaire.

L’analyse est basée sur la mesure de la diminution du poids de l’échantillon causée par la décomposition du calcaire après attaque du sédiment à l’acide chlorhydrique.

Le calcaire (CaCO₃) réagit avec l’acide chlorhydrique (HCL) pour donner du dioxyde de carbone (CO₂), de l’eau (H₂O) et du bichlorure de calcium (CaCl₂), suivant la formule :



Ce qui n’est pas attaqué par l’acide chlorhydrique est constitué par les éléments insolubles : argiles, quartz, ... etc.

Mode opératoire

- Peser dans des erlenmeyers une masse $m=20\text{g}$ de sédiment sec pour chacune des stations ;
- Injecter de l'acide chlorhydrique jusqu'à extinction de l'effervescence ;
- Laisser décanter ;
- Aspirer le surnageant contenant le bichlorure de calcium à l'aide d'une seringue ;
- Rincer à l'eau distillée et aspirer le surnageant encore une fois ;
- Sécher les échantillons à l'étuve ;
- Repeser les échantillons
- Déterminer le pourcentage de calcaire par différence de poids : $\text{Ca \%} = \frac{P_i - P_f}{P_i} \times 100$

2.3.2.4. ANALYSE DE LA MATIÈRE ORGANIQUE DU SÉDIMENT

Principe

Le taux de matière organique dans le sédiment est déterminé par la méthode de perte au feu décrite par CASTEL *et al* (1990). Cette méthode consiste à brûler la matière organique du sédiment déshydraté en l'incinérant à très hautes températures dans un four à moufle. Le poids de la matière inorganique restante permet de déduire le taux de matière organique du sédiment.

Mode opératoire

- Éliminer toutes traces d'humidité par un pré-séchage des échantillons à l'étuve pendant 24h à 105°C ;
- Disposer un poids initial $P_i = 10\text{g}$ de chaque échantillon dans des creusets tarés en porcelaine résistants à de hautes températures ;
- Enfourner les échantillons, durant une heure, dans un four à moufle préchauffé à une température ne dépassant pas les 360°C car au-delà des cristaux de sédiment peuvent éclater.
- Retirer les creusets du four à l'aide d'une pince, tout en évitant de les exposer à un courant d'air car ce dernier peut emporter avec lui les cendres, ce qui engendrait des biais dans les résultats ;
- Laisser les creusets refroidir 30 minutes à température ambiante avant de les placer dans un dessiccateur dans le but d'absorber toute humidité ;
- Retirer les creusets du dessiccateur après 30 à 45 minutes ;
- Peser les échantillons après incinération (P_f) ;
- Déterminer le pourcentage de matière organique : $\text{MO \%} = \frac{P_i - P_f}{P_i} \times 100$

2.3.2.5. DOSAGE DES ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES

2.3.2.5.1. Prélèvement et conservation des échantillons : Afin d'éviter tout risque de contamination, les sédiments sont récupérés dans des sachets en propylène et renouvelés à chaque prélèvement et stockés dans des boîtes en propylène et soigneusement étiquetées. Comme ils ne peuvent pas être traités rapidement, les échantillons sont fermés, étiquetés et conservés à température basse (congelés) afin d'éviter toute perte ; surtout pour le mercure qui est le plus volatil des éléments-traces métalliques.

2.3.2.5.2. Traitement des échantillons : La méthode appliquée pour le traitement des échantillons est celle proposée par UNEP/IAEA (1985a, 1985b et 1986) qui s'effectue à partir des opérations suivantes :

Une quantité de sédiment de poids frais (PF) d'environ 100g est prélevée de chaque échantillon et est étalée dans une boîte de pétri. Les échantillons ainsi préparés sont lyophilisés.

Lyophilisation : La lyophilisation est une technique permettant la déshydratation de l'échantillon congelé par sublimation à basse température (-55°C) et sous vide (0,1 bar) pendant 48 heures. Au bout de 24 h les échantillons sont retirés du lyophilisateur pour être remués à l'aide d'une spatule en acier inoxydable afin de permettre leur déshydratation complète si nécessaire. La lyophilisation est préférable à la déshydratation à l'étuve car cette dernière entraîne une perte des éléments-traces métalliques les plus volatils en particulier le mercure (Charlou et Joanny, 1983). Les échantillons lyophilisés sont pesés et leur poids sec est noté PS.

Broyage et tamisage : Les échantillons lyophilisés de sédiment sont broyés à l'aide d'un mortier en porcelaine puis tamisés au moyen d'un tamis de 200µm de maille. La fraction inférieure ou égale à 200µm est récupérée et stockée dans des piluliers en verre et stockée dans un endroit sec (dessiccateur en présence de gel de silice activé).

Homogénéisation : Le sédiment est constitué de particules diverses, l'affinité avec le métal est fonction de la taille et de la nature de la particule sédimentaire ainsi dans le but d'uniformiser la répartition des particules sédimentaires au sein de l'échantillon le lyophilisat ou fraction tamisée est récupéré et homogénéisé pendant 48 heures.

2.3.2.5.3. Nettoyage des instruments

Les éléments-traces métalliques se trouvent à l'état de traces dans le milieu marin. Une contamination est plus que probable si les conditions optimales d'hygiène et de propreté de tout instrument et de verrerie utilisés pendant le traitement et le stockage des échantillons ne sont pas réunies. Pour cela tout le matériel utilisé doit subir préalablement les opérations de nettoyages spécifiques détaillées en annexe 2.

2.3.2.5.4. Minéralisation des échantillons

La digestion ou minéralisation est une opération d'extraction et de solubilisation des éléments-traces métalliques après décomposition des échantillons qui s'effectue soit :

- en milieu acide : l'opérateur doit nécessairement manipuler sous une hôte aspirante et se munir du matériel de protection adéquat (masque à gaz, lunettes et gants) ;
- à chaud et sous colonne à reflux ;
- par voie humide : celle-ci permet la récupération maximale des éléments-traces métalliques (PINTA, 1979).

Afin de réduire encore l'effet de la contamination, nous réalisons l'analyse des éléments-traces métalliques après leur minéralisation au laboratoire de Sidi-Fredj. Nous avons réalisé deux différentes minéralisations en milieu acide selon l'élément recherché : mercure et autres métaux traces dans le sédiment comme suit :

A- Digestion du sédiment pour la détermination du mercure total par CV-AAS¹**Principe:**

Cette méthode est applicable pour des échantillons de sédiment. La forte digestion acide permet de décomposer les échantillons, ainsi que d'oxyder et convertir toutes les formes de mercure en mercure inorganique.

Réactifs:

- HNO₃ (65% pour analyse, ISO, Merck) ;
- H₂SO₄ (95-97%, pour analyse, faible en mercure, Merck) – pour le sédiment ;
- K₂Cr₂O₇ (10 %, pour analyse, faible en mercure, Merck) ;
- Eau déionisée Milli-Q (>18 MΩ cm, Millipore).

Matériel:

- Tubes en Téflon avec bouchons (60ml, Savillex) et tubes gradués en polypropylène avec bouchons (50ml, Sarstedt) nettoyés suivant les procédures 1 et 3 (voir annexe 2) ;
- Fiole jaugée de 500ml (classe A) nettoyée suivant la procédure 3 (voir annexe 2) ;
- Spatules en plastiques nettoyées suivant la procédure 1 (voir annexe 2) ;
- Balance de précision (Sartorius, MC-210S) et micropipette (Finnpipette) ;
- Plaque chauffante (Ceran 500, 22SR) et bloc en aluminium.

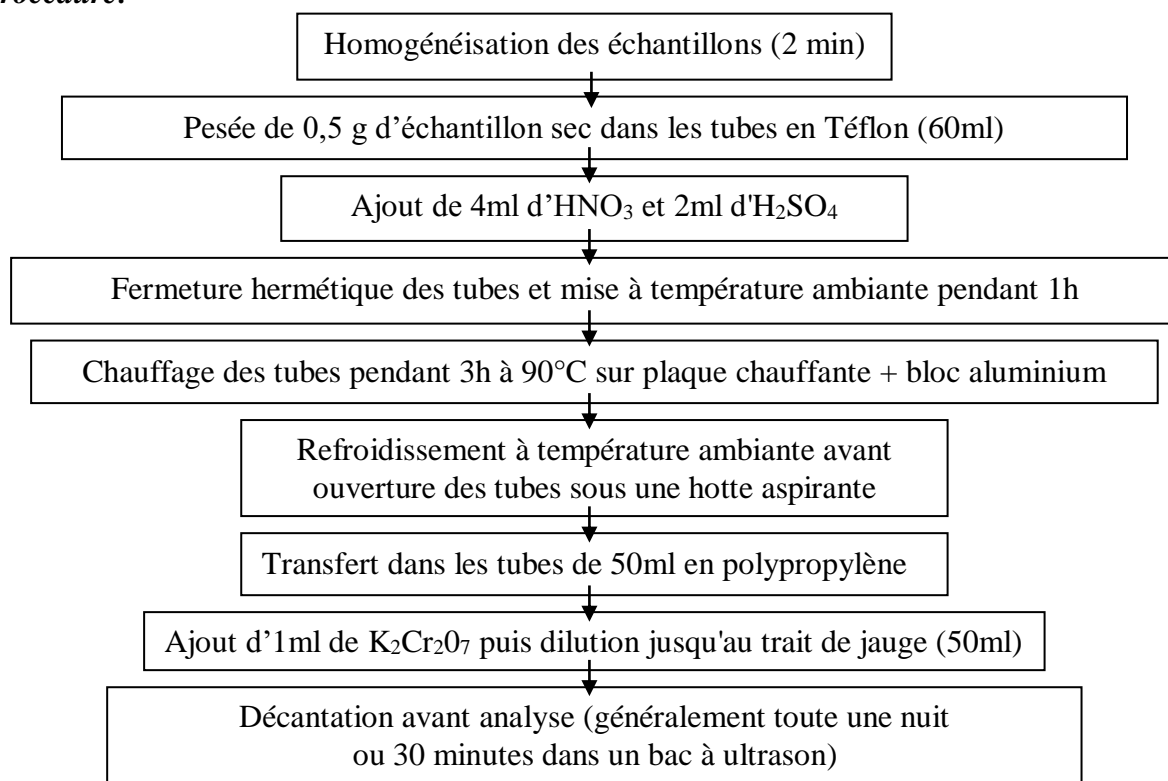
Procédure:

Figure 2.7 : Procédure de digestion du sédiment utilisée pour la détermination du mercure total par CV-AAS

¹Spectrophotométrie d'Absorption Atomique avec Système d'Hydrures

B- Digestion du sédiment pour la détermination du plomb, du cadmium, du fer, du cuivre, du manganèse et du zinc par AAS¹**Principe:**

Les échantillons de sédiment sont minéralisés, dans des ‘bombes’ en téflon fermées, à l’aide de d’une combinaison d’acide fluorhydrique (HF) et d’eau régale.

L’utilisation d’HF est nécessaire pour la décomposition complète des silicates. Pour les métaux étudiés, son utilisation a été substituée par de l’eau régale.

Réactifs:

- HNO₃ (65% pour analyse, ISO, Merck) ;
- HCL (30%, supra-pur, Merck) – pour le sédiment ;
- Eau déionisée Milli-Q (>18 MΩ cm, Millipore).

Matériel:

- Bombes en Téflon avec bouchons (50ml, Nalgène) et tubes gradués en polypropylène avec bouchons (50ml, Sarstedt) nettoyés suivant les procédures 1 et 2 (voir annexe 2) ;
- Spatules en plastiques nettoyées suivant la procédure 1 (voir annexe 2) ;
- Balance de précision (Sartorius, MC-210S) et micropipette (Finnpipette) ;
- Plaque chauffante (Ceran 500, 22SR) et bloc en aluminium.

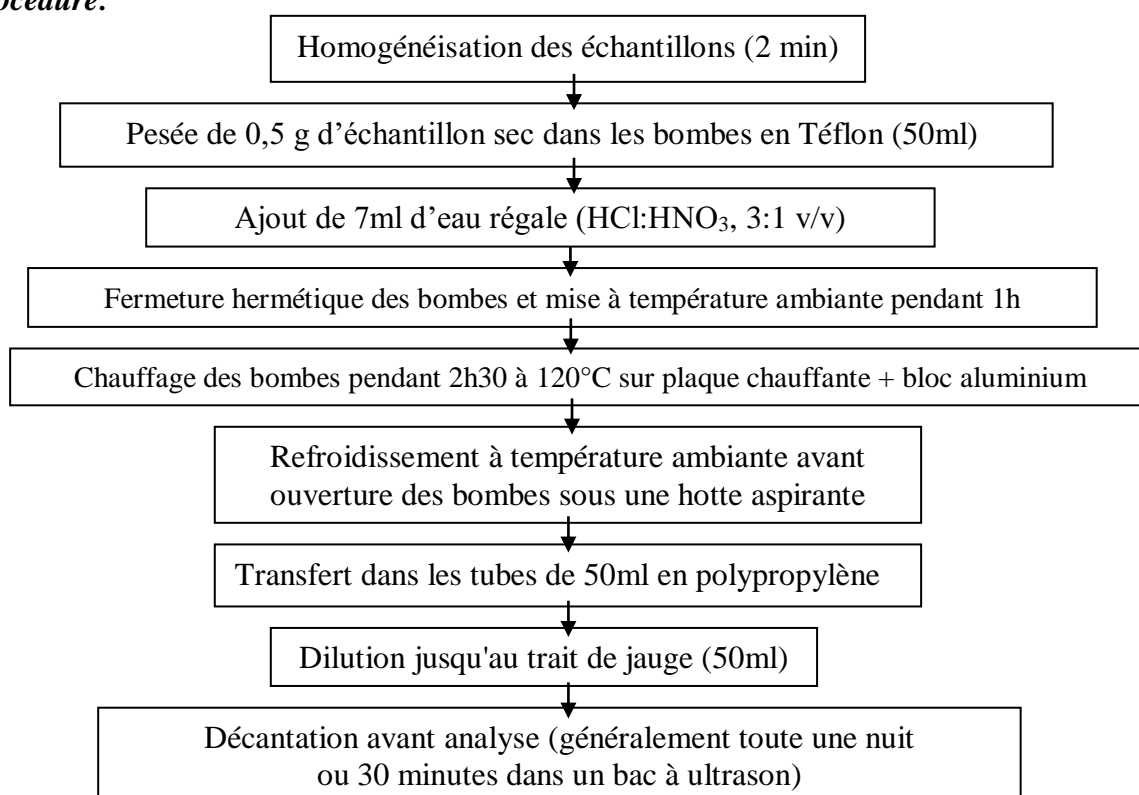
Procédure:

Figure 2.8 : Procédure de digestion du sédiment utilisée pour la détermination du plomb, du cadmium, du fer, du cuivre et du zinc par AAS

¹Atomic Absorption Spectrophotometry : Spectrophotométrie d’Absorption Atomique

C- Remarques importantes pour les deux minéralisations :

- Avant l'utilisation des godets, des minéralisations à blanc doivent se faire pour éviter toute contamination due aux précédentes minéralisations.
- Des blancs de réactifs doivent être préparés pour chaque série d'analyse. Ils sont préparés de la même manière que les échantillons, excepté qu'aucun échantillon n'est ajouté dans les flacons de digestion ;
- Les standards pour la courbe de calibration doivent être préparés en utilisant les mêmes réactifs que pour les échantillons ;
- Les échantillons prêts peuvent être conservés plusieurs jours au réfrigérateur (+4°C).

2.3.2.2.5. Analyse des échantillons par la méthode de la SAA**A- Principe**

L'absorption atomique est un processus qui se produit lorsqu'un atome appartenant à l'état fondamental passe à l'état excité par l'absorption d'une énergie, sous la forme d'un rayonnement électromagnétique, qui correspond à une longueur d'onde spécifique. Le spectre d'absorption atomique d'un élément est constitué d'une série de raies de résonance, tous originaires de l'état électronique fondamentale et finissent dans différents états excités. En général, la raie de la transition entre l'état fondamental et le premier état excité définit la plus forte capacité d'absorption, et c'est la raie habituellement utilisée (PRADYT, 2004).

Les transitions entre l'état fondamental et l'état excité se produisent uniquement lorsque le rayonnement incident, provenant d'une source lumineuse, est exactement égale à la fréquence d'une transition spécifique. Il en résulte une absorption du rayonnement incident liée à la concentration de l'élément considéré suivant la loi de Beer-Lambert.

$$\log \frac{I_0}{I} = \epsilon LC$$

I_0 : Intensité de la radiation incidente ;
 I : Intensité de la radiation après absorption atomique ;
 ϵ : Constante caractéristique de l'échantillon ($L \cdot mol^{-1} \cdot cm^{-1}$) ;
 L : Longueur du chemin optique (cm) ;
 C : Concentration dans la solution de l'élément considéré (mol/L) ;

Figure 2.9 : Loi de Beer-Lambert

La relation entre la quantité de lumière absorbée et la concentration de l'analyte présent dans des standards peut être déterminée. On peut déterminer les concentrations des échantillons en comparant les quantités de rayonnement absorbé par ces derniers avec la quantité de radiation absorbé par les standards. La lecture de l'instrument peut être calibrée de façon à afficher les concentrations de l'échantillon directement (PRADYT, 2004).

B- Appareillage

Les instruments de base pour la spectrométrie d'absorption atomique comportent quatre parties principales (Pradyt, 2004 ; Vandegans, 2013) : Le faisceau lumineux issu de la source (1) traverse la chambre d'absorption (2) dans laquelle l'élément se trouve porté à l'état atomique, avant d'être focalisé sur la fente d'entrée d'un monochromateur (3) qui sélectionne un intervalle très étroit de longueurs d'onde. Le trajet optique se termine sur la fenêtre d'entrée du détecteur-amplificateur (4) (Figure 2.10). La lecture est possible grâce à un ordinateur qui pilote l'ensemble des instruments.

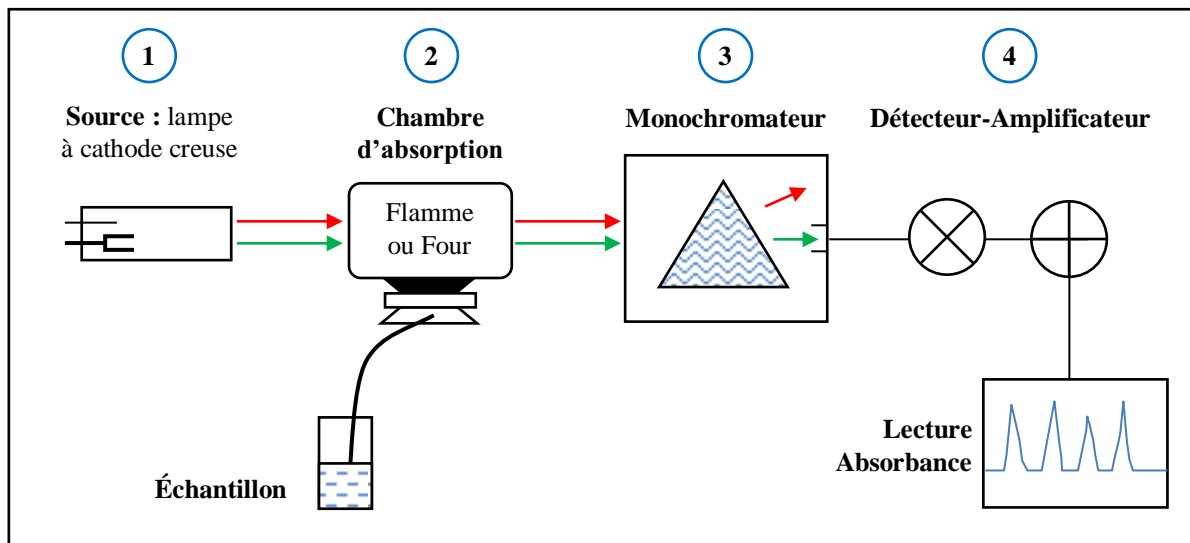


Figure 2.10 : Schéma de base d'un appareil de spectrométrie d'absorption atomique

Il existe également deux types de spectromètres : le Mono-faisceau et le double faisceau (figure 2.11). Ce dernier est plus performant car il permet de gagner une meilleure stabilité du signal et donc une meilleure lecture (BROKAERT, 2005 ; EMSE, 2005).

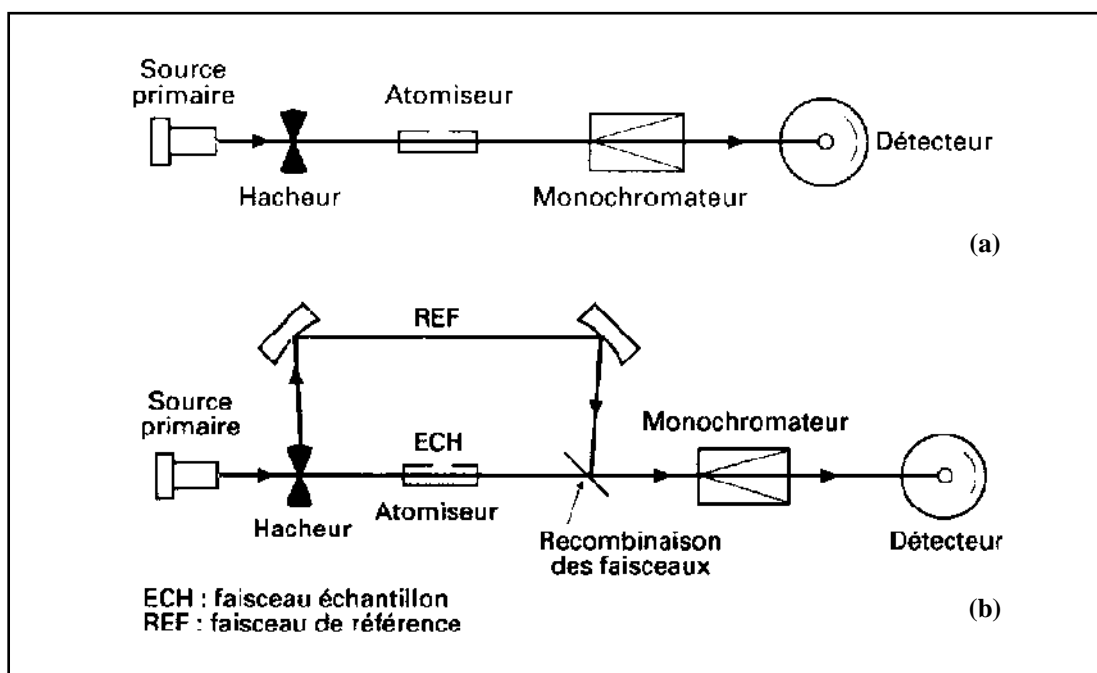


Figure 2.11 : Spectrophotomètres de flamme : (a) appareil à simple faisceau ; (b) appareil à double faisceau (VANDEGANS, 2013).

C- Source lumineuse

La source lumineuse est un dispositif permettant l'émission d'une radiation de résonance par l'élément même qu'on veut doser. Ce dispositif doit être stable dans le temps, présenter une luminance élevée pour le spectre de l'élément avec un bruit continu faible et enfin avoir une durée de vie assez longue. C'est généralement une lampe à cathode creuse ou une lampe à décharge électronique (PINTA, 1979 ; VANDEGANS, 2013).

➤ Lampe à cathode creuse

La lampe à cathode creuse est la lampe la plus utilisée. Elle existe pratiquement pour tous les éléments métalliques, notamment les éléments-traces métalliques. Elle est généralement monoélément, ce qui impose une lampe par élément à doser bien que quelques lampes multiéléments soient commercialisées, avec un risque de durée de vie raccourcie. La sélectivité de la lampe monoélément permet cependant de limiter les risques d'interférences spectrales. Dans une lampe à cathode creuse commerciale (figure 2.12), la cathode possède une forme cylindrique creuse, fermée sur un côté. La lampe est scellée et contient un gaz rare (Argon ou Néon) à une pression de quelques mbar.

Pour une intensité électrique de 10 mA (à environ 500 V), on a une émission d'électrons hautement énergétiques à la cathode qui provoque une ionisation du gaz de remplissage (Argon ou Néon), les cations formé bombardent ensuite la cathode ce qui provoquera l'éjection d'un atome de métal excité, le retour à l'état fondamental de ce dernier s'accompagnera d'une émission d'énergie sous forme d'une radiation spécifique (BROKAERT, 2005 ; VANDEGANS, 2013).

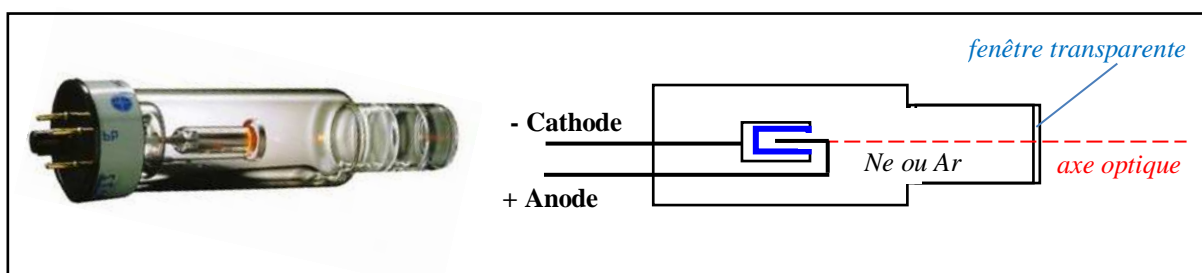


Figure 2.12 : Lampe à cathode creuse : source pour la spectrométrie d'absorption atomique

➤ Lampe à décharge électrique

Les lampes à décharge électrique ont été surtout utilisées pour l'analyse des éléments alcalins et volatils. Elles sont remplacées, à l'heure actuelle, par les lampes à cathode creuse ou les lampes sans électrode (LYNCH, 2001 ; VANDEGANS, 2013).

D- Injection des échantillons en solution

Les échantillons destinés à une analyse par spectrométrie atomique sont pour la plupart dissouts en milieu aqueux (minéralisation) et généralement introduits dans l'atomiseur par un nébuliseur pneumatique. Ce dernier aspire l'échantillon liquide à travers un capillaire par un flux de gaz à haute pression qui s'écoule autour de l'extrémité du tube (effet Bernoulli). Ce mécanisme de transport du liquide est appelé aspiration. La vitesse très élevée du gaz provoque la rupture du liquide en fines gouttelettes de dimension variées, qui sont alors entraînées dans l'atomiseur (SKOOG *et al*, 2003).

E- Chambre d'absorption

Les chambres d'absorption les plus utilisées en spectrométrie sont la flamme et le four graphite qui sont capables, à partir d'éléments présents en solution, de fournir des atomes libres en proportion suffisante pour utiliser la technique d'absorption. Il existe également la méthode FIAS (Flow Injection Atomic Spectrometry) et FIAS Hydrures/Mercure dans certains cas particuliers, notamment le dosage du mercure à l'état trace.

F- La flamme (atomiseur)

En SAA par flamme, les solutions d'échantillon sont généralement nébulisées grâce à un capillaire et un venturi dans une chambre de pulvérisation et l'aérosol produit est conduit, accompagné de la combustion résultant du mélange gaz et oxydant, dans un brûleur approprié.

Il faut noter que seulement 10% de la solution se retrouvent dans la flamme et qu'après des phénomènes complexes de vaporisation, dissociation, recombinaison, on obtient une proportion plus ou moins forte d'atomes libres susceptibles d'absorber le rayonnement.

C'est pour cela que l'on est obligé de préparer des étalons ayant une composition (une matrice) aussi voisine que possible que celle des échantillons afin de maîtriser au mieux les phénomènes physico-chimiques (nébulisation, vaporisation, réactions chimiques qui interviennent dans l'obtention des atomes libres à l'état fondamental (BROKAERT, 2005 ; EMSE, 2005 ; VANDEGANS, 2013).

G- Atomiseur électrothermique (four graphite)

Après insertion de l'échantillon sur une plate-forme montée dans l'atomiseur électrothermique, une séquence de chauffage est initiée, le tube est chauffé par effet Joule. La figure ci-dessous est un schéma simplifié du principe d'un four graphite.

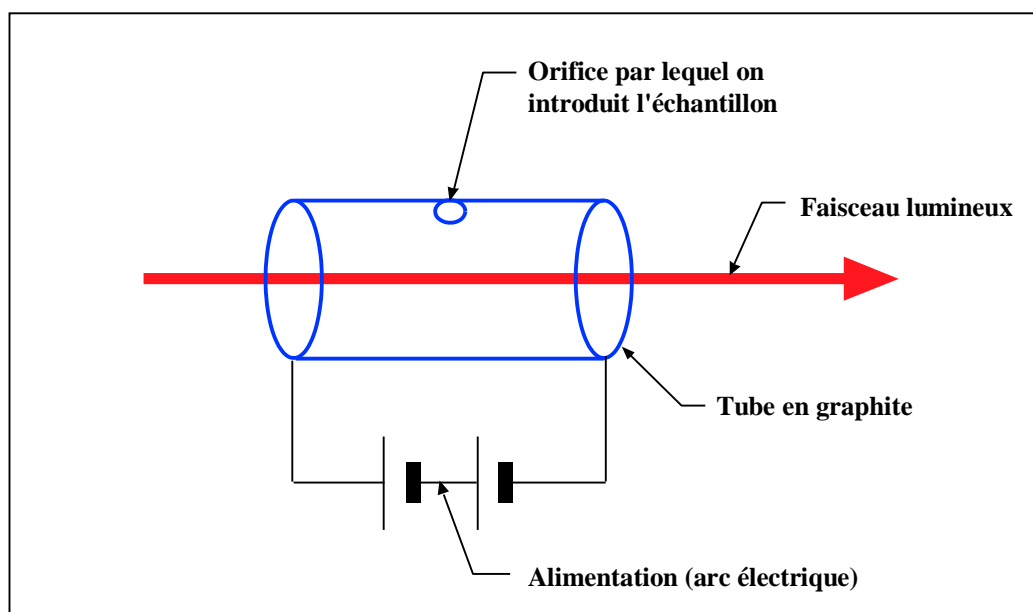


Figure 2.13: Schéma de principe d'un four graphite (EMSE, 2005)

Le procédé d'atomisation par four graphite se déroule en trois principales étapes (figure 2.13) :

- **Le séchage** : où l'échantillon est chauffé pendant 20 à 30s à 110°C afin d'évaporer les solvants ou des composants très volatiles de la matrice ;
- **La décomposition** : qui s'effectue à une température intermédiaire (souvent 500°C) pour la volatilisation des composants réfractaire de la matrice ainsi que la pyrolyse des composés organiques (les graisses et les huiles). La température de calcination ne doit pas être trop élevée ou maintenue trop longtemps, sinon il y a risque de perdre l'analyte ;

- **L'atomisation** : la puissance maximale est appliquée pour monter la température du four aussi rapidement que possible à la température d'atomisation sélectionnée. Le résidu analyte se volatilise et se dissocie en atomes libres qui absorbent la lumière de la source SAA. Le signal d'absorption transitoire doit être mesuré rapidement.

Le four graphite offre plusieurs caractéristiques intéressantes par rapport à la flamme (PRADYT, 2004) :

- Une faible quantité d'analyte de l'ordre de (10^{-6} à 10^{-8} g) est nécessaire ;
- Les phases solides peuvent être analysées directement, très souvent, sans prétraitement ;
- Le niveau de bruit de fond est très bas ;
- Augmentation de la sensibilité car la production d'atomes analytes libres est plus importante que dans la flamme.

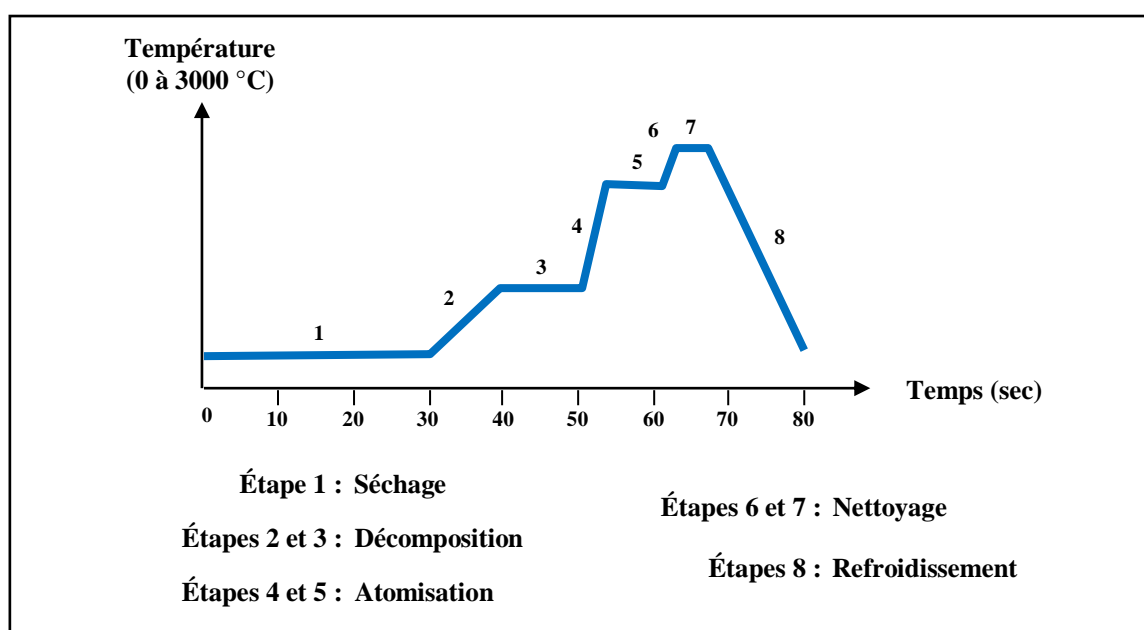


Figure 2.14: Exemple de programme électrothermique pour un four graphite (VANDEGANS, 2013)

H- La FIAS

La FIAS (Flow Injection for Atomic Spectroscopy) est associée à la colorimétrie, à la réfractométrie ou encore à la chromatographie. Actuellement, l'emploi de cette technique tend à s'appliquer à de très nombreux outils analytiques indépendamment de la cellule de mesure qui est utilisée (EMSE, 2005).

Cette technique consiste en une injection segmentée ou non de la solution à analyser dans le détecteur à l'aide d'un éluant servant de fluide porteur. On peut ainsi introduire de faibles quantités de solution de façon séquentielle et rapide. Le signal obtenu est discret. L'intégration de l'aire du pic permet la corrélation avec la concentration des éléments ou des espèces détectées (EMSE, 2005).

La figure 2.15 ci-dessous est un schéma simplifié du principe de la FIAS.

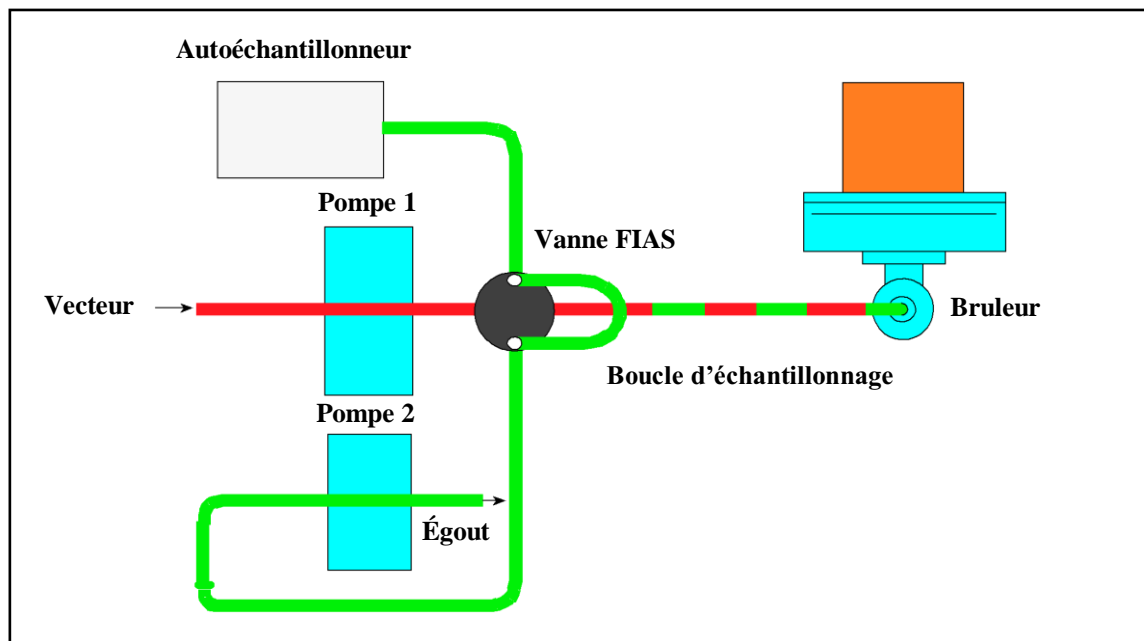


Figure 2.15: Schéma de principe de la FIAS (EMSE, 2005)

Les traits essentiels de la FIAS sont les suivants : un flux continu, une injection directe, une dispersion contrôlée de l'échantillon et des temps d'opération reproductibles.

La FIAS est le plus souvent une méthode d'analyse entièrement automatisée. Un système permet de délivrer un flux à débit constant pour véhiculer les solutions, par gravité, par surpression ou à l'aide d'une pompe péristaltique. Cette dernière est la plus employée et permet de bons résultats de reproductibilité quelle que soit la viscosité du liquide. Un système d'injection permet l'introduction de volume précis d'échantillon dans le flux sans le stopper.

L'automatisation de l'analyse demande de relier le système FIA à un ordinateur pour contrôler les différents paramètres : temps d'opération, débit des pompes....

La FIAS couplée aux appareils d'analyse apporte de nombreux avantages et certains inconvénients. Dans le cas de l'analyse par spectrométrie d'absorption atomique, on peut noter les points suivants (EMSE, 2005) :

- L'échantillon est injecté et véhiculé jusqu'au brûleur, ce qui conduit à un signal plus stable. La FIAS a également l'intérêt d'être plus reproductible.
- L'échantillon injecté n'a plus besoin d'être dilué auparavant pour se situer dans la zone de concentration de la gamme étalon car la solution est partiellement dispersée dans le fluide porteur durant le transport. De plus de petits volumes sont injectés, ce qui permet d'éviter les problèmes de saturation. La préparation de l'échantillon est alors plus rapide, et la limite de dosage se trouve agrandie.
- Pour de faibles concentrations, il est préférable de travailler avec l'aire du pic et non sa hauteur, ce qui permet d'abaisser la limite de détection. La FIAS accroît ainsi considérablement les limites de dosage, mais demande une étude préalable de l'éluant en fonction de l'élément à doser.
- L'analyse d'une solution demande un peu plus de temps que le dosage par la méthode conventionnelle (10 à 30 sec. contre 5 sec.).

- La FIAS a enfin l'énorme avantage de retarder l'encrassement du brûleur. En effet, l'injection de petits volumes (0,2 à 1 ml) et le passage du fluide porteur entre chaque analyse évite la formation de dépôt à l'intérieur du brûleur.

I- Monochromateur

Le faisceau incident (source émise) est un spectre de raies qui contient : les raies de l'élément à doser et les raies du gaz de remplissage, les raies d'éventuelles impuretés ainsi que les raies de l'atomiseur (flamme) par conséquent, c'est une lumière polychromatique. Le rôle du monochromateur consiste à éliminer toute la lumière, quelle que soit son origine, ayant une longueur d'onde différente de celle à laquelle on travaille pour avoir un faisceau monochromatique (EMSE, 2005).

J- Détecteur et dispositif de mesure

Dans les méthodes physiques d'analyse, l'appareil utilisé fournit un résultat qui sera le plus souvent un signal électrique représentatif de la grandeur à mesurer : le détecteur est donc un "transformateur" qui fournit un courant ou une tension à partir d'une caractéristique physico-chimique.

En spectrophotométrie d'absorption, la grandeur physique observée est le flux lumineux reçu par un détecteur de photons. Il existe trois types de détecteurs (EMSE, 2005):

- Les détecteurs thermiques ;
- Les détecteurs pyroélectriques ;
- Le photomultiplicateur.

La plupart des spectromètres modernes utilisent comme détecteur un photomultiplicateur relié à un amplificateur avant la lecture.

Le flux lumineux reçu par le photomultiplicateur n'est pas directement proportionnelle à la concentration de l'élément à doser. En effet l'absorbance n'est proportionnelle à la concentration que dans un domaine analytique limité et qu'au-delà d'une certaine concentration la droite s'incurve. Les appareils modernes comportent généralement un microprocesseur permettant une correction mathématique. Cependant au-delà d'une certaine concentration dépendant de l'élément et de la matrice, toute mesure devient illusoire en raison de son imprécision. La flamme n'étant pas un milieu très stable, il est préférable de moyenner plusieurs mesures, prises sur une durée assez longue, plutôt que de prendre une mesure instantanée. Généralement la méthode de mesure utilisée sur les instruments automatiques est l'intégration durant quelques dizaines de milliseconde, des informations prises toutes les 0,5 à 1 seconde (AUDIGIE et al, 1992).

K- Mode opératoire :

La spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) est donc une méthode analytique permettant de déterminer la concentration d'une substance par l'absorption d'une radiation spécifique à l'élément chimique contenu dans la substance en l'occurrence ici, le mercure (Hg), le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le fer (Fe), le cuivre (Cu), le manganèse (Mn) et le zinc (Zn) dont le maximum d'absorption se fait respectivement aux longueurs d'ondes 253.7, 283.3, 228.8, 248.3, 324.8, 279.6 et 213.9 nm.

L'appareil utilisé est un HITACHI® Z-5000 constitué d'un générateur de photons, destiné à fournir un flux de photons d'intensité constante dans le temps et de fréquence bien définie correspondant à l'élément à doser. À savoir, des lampes à cathode creuse constituée du métal (ou des métaux) à doser qui est volatilisé et excité par décharge cathodique dans une atmosphère gazeuse (néon ou argon) à très basse pression ; d'un générateur d'atomes ; d'un monochromateur à double faisceau (destiné à la sélection de la longueur d'onde et dont l'un des faisceaux atteint directement le récepteur sans traverser la flamme) qui permet d'éliminer les fluctuations de la source ; et d'un récepteur constitué par un photomultiplicateur, associé à un amplificateur linéaire et logarithmique.

Il est équipé d'un four à graphite et un système par flamme avec injecteur manuel et est piloté par le logiciel *AA Spectrophotometer* pour absorption atomique qui permet de très hautes performances d'analyse.

Pour les autres métaux étudiés, les échantillons minéralisés sont analysés avec le système par flammes chaudes nécessitant un mélange de gaz air/acétylène (C₂H₂) et un brûleur de type laminaire muni d'une fente longitudinale de 15cm.

Pour le plomb et le cadmium, au lieu de mettre à profit les hautes températures d'une flamme pour former des atomes à partir de l'échantillon minéralisé, la méthode dite « sans flamme » mettant en jeu notamment des tubes ou baguettes de graphite chauffés électriquement est utilisée. C'est le module de la spectrophotométrie d'absorption atomique à four graphite GFAAS (Graphite Furnance Atomic Absorption Spectrophotometry) de l'appareil qui est utilisé.

Étalonnage : La méthode utilisée est celle des standards seuls. Les gammes étalons (voir annexe 3) sont préparées quelque peu avant l'analyse à partir de solutions mères chacune à 1000 mg/l qui peuvent être conservées une année. Les droites d'étalonnage sont données ci-après.

Échantillon d'inter-calibration : Pour chaque série de minéralisations on ajoute un échantillon standard dit échantillon d'inter-calibration provenant de l'AIEA (Agence Internationale de l'Énergie Atomique) afin d'uniformiser et contrôler la justesse des résultats et affirmer la précision du protocole analytique. Ainsi, la différence entre la valeur trouvée (V_t) et la valeur référence (V_r) est calculée et le Δ est défini comme suit :

$$\Delta = ((V_t - V_r) / V_r) \times 100$$

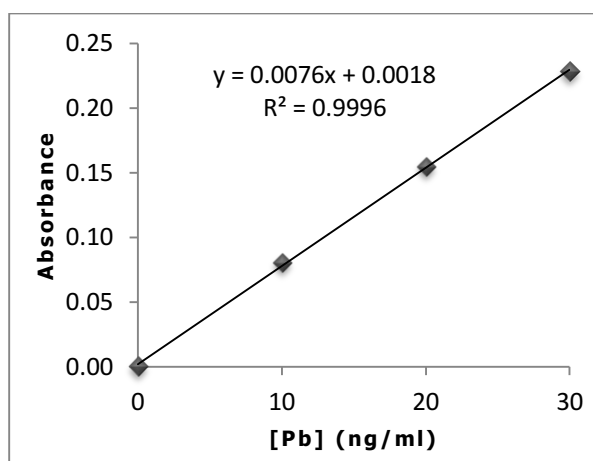
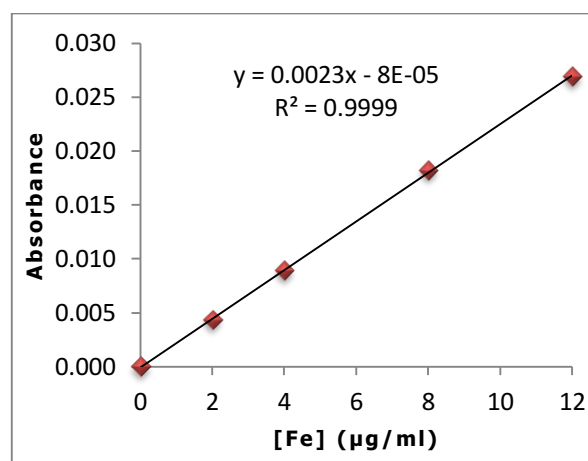
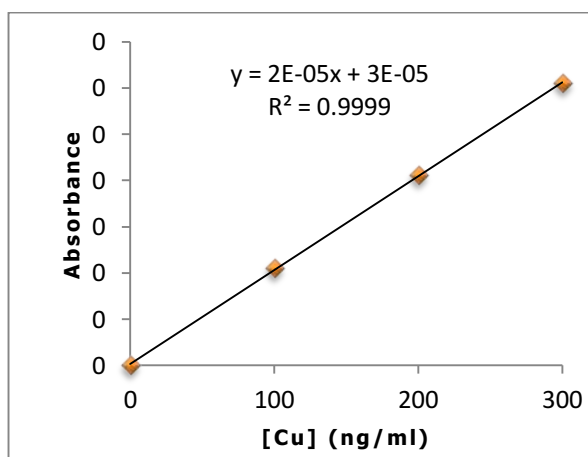
- ✓ Si Δ % < 10 aucune correction n'est apportée ;
- ✓ Si Δ % > 10 la correction est obligatoire et s'effectue de la manière suivante :

$$V_c = V_t / (1 + (\Delta / 100))$$

(V_t : Valeur trouvée, V_r : Valeur référence, V_c : Valeur corrigée)

Tableau 2.4 : Résultats obtenus avec les échantillons d'inter-calibration exprimés en mg/kg P.S.

Élément	Valeur de Référence (A.I.E.A) (V_r)	Incertitude	Intervalle de Confiance	Valeur trouvée (V_t)
Mercure	0.81	0.04	[0.77 - 0.85]	/
Plomb	74.8	2.2	[72.6 - 77.0]	76
Cadmium	0.73	0.05	[0.68 - 0.78]	/
Fer	37400	700	[36700 - 38100]	36978.1
Cuivre	47.7	1.2	[46.5 - 48.9]	47.2
Manganèse	495	11	[484 - 506]	493
Zinc	279	7	[272 - 286]	274.1

**Figure 2.16 :** Droite d'étalonnage du Plomb pour la matrice sédiment**Figure 2.17 :** Droite d'étalonnage du Fer pour la matrice sédiment**Figure 2.18 :** Droite d'étalonnage du Cuivre pour la matrice sédiment

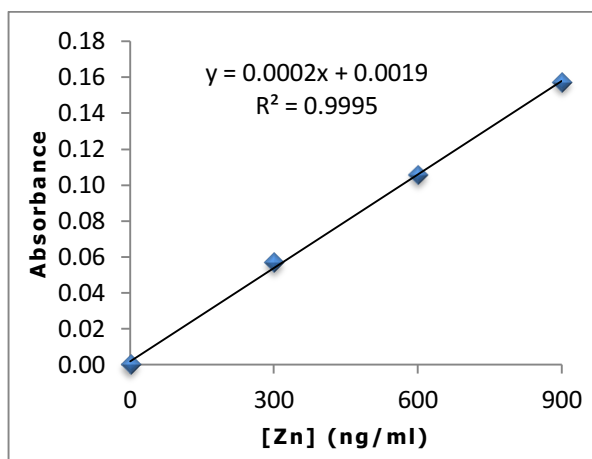


Figure 2.19 : Droite d'étalonnage du Zinc pour la matrice sédiment

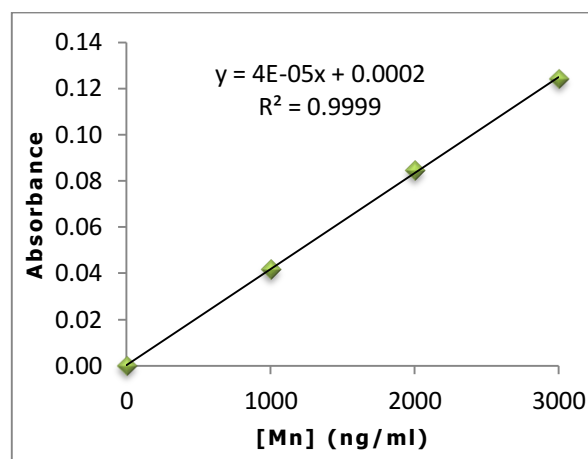


Figure 2.20 : Droite d'étalonnage du Manganèse pour la matrice sédiment

2.3.2.6. DOSAGE DES SELS NUTRITIFS

A- Principe :

Le principe de détermination des sels nutritifs est basé sur la formation de complexes spécifiques colorés dont l'absorption de l'énergie lumineuse à une certaine longueur d'onde (λ) est directement proportionnelle à la concentration du sel nutritif à doser. La quantité de lumière absorbée par la solution, appelée absorbance (A) ou densité optique (D.O), obéit à la loi de Beer-Lambert (voir figure 2.9).

B- Mode opératoire :

On s'intéresse au dosage des sels nutritifs : ammonium, nitrites, nitrates, ortho-phosphates et silicium dissout. L'analyse est faite par la méthode de colorimétrie à flux continu sur chaîne automatisée SKALAR (Auto-Analyzer SAN PLUS) selon le protocole décrit par le fabricant (SKALAR, 1998). Schématiquement, cet analyseur automatique est composé de 3 éléments : un échantillonneur qui permet d'aspirer les échantillons, une cassette où se déroule le développement des complexes colorés et le spectrophotomètre proprement dit.

Un système de pompe crée un flux continu entre les différents éléments de la chaîne, flux qui entraîne automatiquement l'échantillon au travers du système (voir le circuit analytique pour le dosage de chaque paramètre en annexe 4 et 5) pour son analyse.

Le dosage de chaque paramètre est passé en revue ci-après :

2.3.2.6.1. Dosage de l'ammonium

Le dosage de l'ammonium (NH_4^+) est réalisé suivant la méthode de KOROLEFF (1969 *in* AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983). En milieu alcalin ($8 < \text{pH} < 11,5$), l'ammonium dissout réagit sur l'hypochlorite pour former une monochloramine. Ce composé, en présence de phénol et d'un excès d'hypochlorite (milieu oxydant) donne lieu à la formation d'un bleu d'indophénol. La réaction est catalysée par le nitroprussiate de sodium. Le maximum d'absorption se fait à une longueur d'onde de 630 nm (*in* LOURGUIOUI, 2007).

2.3.2.6.2. Dosage des nitrites

Le dosage des nitrites (NO_2^-) est réalisé selon la méthode de GRIESS qui repose sur la formation d'un complexe coloré par réaction de diazotation entre l'ion nitrite, une amine primaire aromatique, la Sulfanilamide et une autre amine aromatique, le Dihydrochlorure de N-(1-naphthyl)-éthylène diamine (NED). En effet, Il s'agit de la réaction de GRIESS, réaction de diazotation spécifique de l'acide nitreux, qui se produit en deux étapes : L'ion nitrite réagit avec le sulfanilamide ($4-H_2NC_6H_4SO_2NH_2$) pour former un composé diazoïque (sel de diazonium) qui se combine ensuite en milieu acide ($pH < 2$) avec le NED pour former un composé rosé dont l'absorbance à 540nm (Benschneider et Robinson, 1952 et SKALAR, 1998 in LOURGUIOUI, 2007) est proportionnelle à la concentration des ions nitrite.

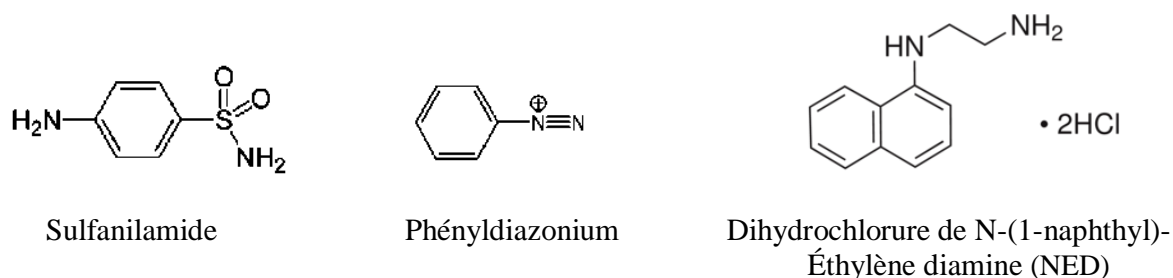


Figure 2.21 : Réactifs de GRIESS pour le dosage des nitrites

2.3.2.6.3. Dosage des nitrates

Selon WOOD *et al.* (1967 in LOURGUIOUI, 2007), Le passage des échantillons dans une colonne de cadmium traité au cuivre permet la réduction des nitrates (NO_3^-) en nitrites (NO_2^-). Ces dernières (NO_2^- initiaux + NO_3^- réduits) seront ensuite dosées par colorimétrie selon la méthode précédemment décrite. D'après RODIER *et al.* (1996), les concentrations de nitrates sont obtenues après la soustraction des concentrations de nitrites déterminés, antérieurement, avant le passage des échantillons dans la colonne réductrice.

2.3.2.6.4. Dosage des orthophosphates

Le principe du dosage des orthophosphates selon la méthode de MURPHY et RILEY (1962) repose sur la réaction de l'anion orthophosphate (PO_4^{3-}) avec l'ion molybdate d'ammonium et l'ion oxydrite de potassium (Antimoine) en milieu acide pour la formation de l'acide phosphomolybdique. Cet acide est réduit par l'acide ascorbique en bleu de molybdène dont l'absorbance à 880nm est proportionnelle à la concentration de l'ion orthophosphate présent dans un échantillon.

2.3.2.6.5. Dosage du silicium dissout

Présent à 95 % sous forme d'acide orthosilicique $Si(OH)_4$ (AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983) le silicium dissous réagit avec le molybdate d'ammonium en milieu acide pour former un complexe silicomolybdique qui réduit par l'acide ascorbique donne un composé coloré en bleu absorbant à 810 nm (MULLIN et RILEY, 1955 in LOURGUIOUI, 2007). L'ajout de l'acide oxalique évite l'interférence des phosphates.

2.3.2.6.6. Étalonnage, mesure et calcul

L'étalonnage nécessite, pour chaque sel à doser, la préparation d'une solution mère et d'une solution fille (voir annexes 6 à 9). Une fois la solution fille prête, nous employons le principe de neutralisation pour préparer d'autres solutions filles plus diluées (standards), qui constitueront une gamme-étalons (voir annexe 10).

Le signal d'absorption mesuré en continu par le spectrophotomètre est traduit sous la forme d'un pic sur un ordinateur interfacé. La hauteur du pic est proportionnelle à la concentration du sel dans l'échantillon. La mesure de standards de concentrations connues permet de calculer une droite de régression (de la forme $Y = aX + b$) qui est utilisée pour déterminer les concentrations inconnues. Les pics sont mesurés par rapport à une ligne de base constituée d'eau de mer oligotrophe (épui­sée de nutriments).

Le logiciel intégré de l'appareil utilisé réalise automatiquement tous les calculs nécessaires pour nous permettre d'obtenir les droites d'étalonnage ci-après.

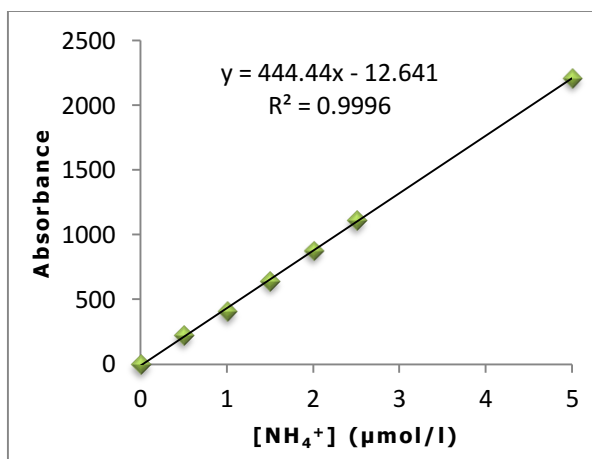


Figure 2.22 : Droite d'étalonnage de l'ammonium

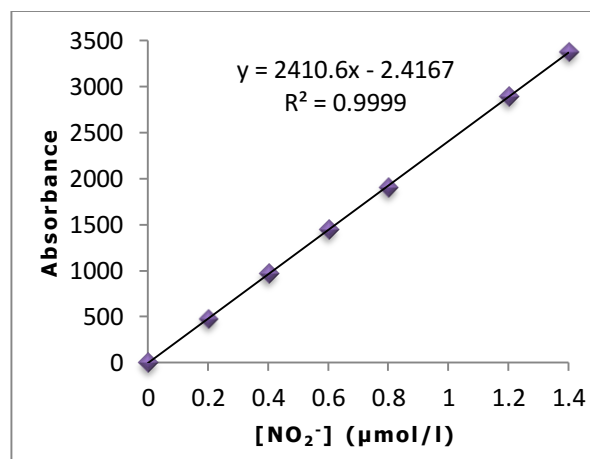


Figure 2.23 : Droite d'étalonnage des nitrites

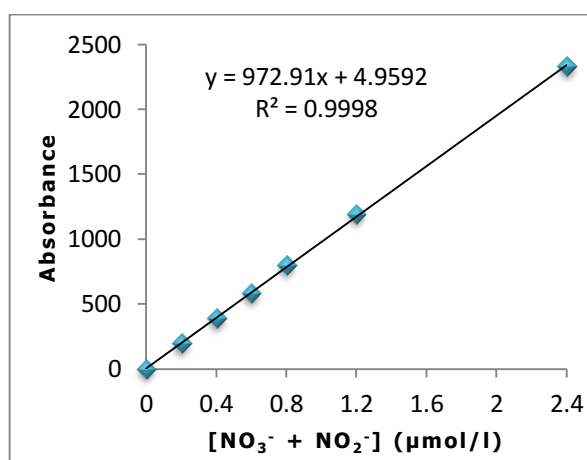


Figure 2.24 : Droite d'étalonnage des nitrites + nitrates

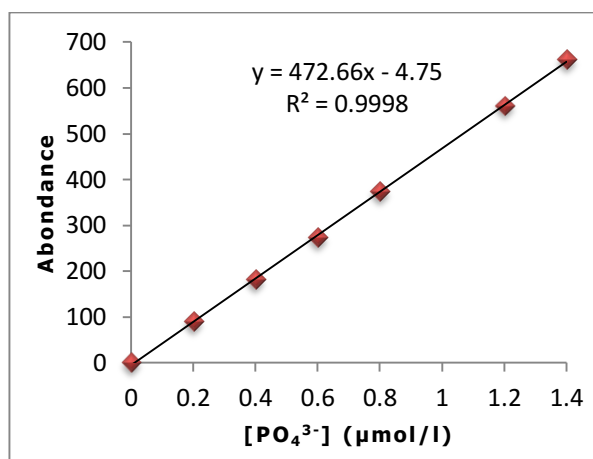


Figure 2.25 : Droite d'étalonnage des orthophosphates

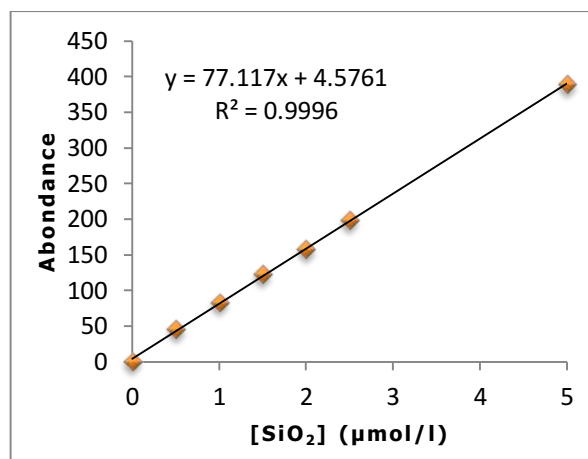


Figure 2.26 : Droite d'étalonnage du silicium dissout

2.3.2.7. ANALYSE MICROBIOLOGIQUE

Au laboratoire, l'objectif est de mettre en évidence la présence de pollution bactérienne d'origine humaine qui concerne la recherche et le dénombrement des germes révélateur de contamination fécale, qui selon FIGARELLA *et al.*, 2001 entraînent par leur abondance, la présomption d'une contamination plus dangereuse. Ce sont les conformes totaux, les conformes fécaux, *Escherichia coli* et les streptocoques fécaux. La recherche et l'identification des staphylocoques, des vibrions et des salmonelles est aussi entreprise dans le cadre de cette étude. L'estimation de la charge bactérienne dans la baie est effectuée par la méthode de filtration sur membrane.

2.3.2.7.1. Prélèvement

Un examen bactériologique ne peut être valablement interprété que s'il est effectué sur un échantillon correctement prélevé. Le prélèvement des échantillons s'est effectué en surface, au niveau des stations décrites précédemment. Les échantillons d'eau ont été recueillis dans des flacons de verre de 500ml stérilisés (140°C), puis bouchés et soigneusement étiquetés. Si certaines précautions ne sont pas prises, la teneur initiale en germes des eaux risque de subir des modifications dans le flacon après prélèvement.

L'évaluation est d'ailleurs assez difficile à prévoir et dépend de nombreux facteurs : température, concurrence bactérienne des espèces présentes, composition chimique de l'eau. C'est pour cela que les échantillons ont été transportés dans des glacières dont la température est comprise entre 4 et 6°C afin de les protéger de la lumière du soleil et de la chaleur jusqu'au moment de l'analyse, 24 après (AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983).

2.3.2.7.2. Dénombrement par la technique de filtration sur membrane

A- Principe :

La technique de filtration sur membrane est la méthode de concentration la plus utilisée au laboratoire pour sa facilité et sa reproductibilité. Elle consiste à recueillir, à identifier et à énumérer à la surface d'une membrane filtrante stérile de porosité 0,45µm les bactéries recherchées dans un échantillon d'eau.

Le quadrillage de la membrane facilite le dénombrement des colonies que les bactéries forment après incubation dans des milieux de culture spécifiques.

B- Matériel :

- Dispositif de filtration de marque « Sartorius Stedim » ;
- Bec-Bunsen pour garder tout au long de la manipulation la zone de travail stérile ;
- Boîtes de Pétri avec les milieux de culture spécifiques pour chaque germe ;
- Membranes d'ester de cellulose, filtrantes, quadrillées et stériles (en emballage individuel) de marque « Millipore », de porosité : 0,45µm et de diamètre : 47 mm, susceptibles de retenir les bactéries ;
- Deux Incubateurs (Étuves) ;
- Pompe à vide ;
- Pincés stérilisés et Pipettes.

C- Procédure : voir figure 2.27

2.3.2.7.3. Recherche et dénombrement des coliformes

Les coliformes sont des bâtonnets, anaérobies facultatifs, gram (-) non sporulants permettant l'hydrolyse du lactose à 35°C (OMS, 1979) avec dégagement de gaz. Les coliformes regroupent les genres *Echerichia*, *Citrobacter*, *Entérobacter*, *Klébsiella*, *Yersinia*, *Serratia* (RODIER *et al.*, 1996 ; JOLY et REYNAUD, 2003).

La recherche et le dénombrement de l'ensemble des coliformes (coliformes totaux), sans préjuger de leur appartenance taxonomique et de leur origine, est capital pour la vérification de l'efficacité d'un traitement désinfectant et est d'un intérêt nuancé pour déceler une contamination d'origine fécale (RODIER *et al.*, 1996). La recherche et le dénombrement des coliformes thermotolérants est un examen proposé en raison d'une concordance statistique entre leur présence et l'existence d'une contamination fécale quasi certaine (RODIER *et al.*, 1996). *Escherichia coli* est le type de coliformes d'habitat fécal exclusif ; sa recherche est donc extrêmement importante.

A- Principe :

Après ensemencement et incubation, l'aspect du milieu de culture est modifié par les germes (*E. coli* ou coliformes thermotolérants) dont la présence est ensuite confirmée et le nombre précisé.

B- Mode opératoire :

Après filtration d'un volume de 100ml d'échantillon, la membrane filtrante quadrillée est déposée sur un milieu gélosé sélectif Tergitol. L'opération est répétée deux fois. L'une des boîtes est incubée à 37°C pendant 24h pour la recherche des coliformes totaux, et l'autre à 44°C pour la recherche des coliformes thermotolérants.

Les colonies de coliformes sont identifiées par leur coloration laquelle est précisée dans la figure. Le nombre de colonies trouvées est exprimé en Unité Formant Colonie dans 100 ml d'eau analysée (UFC/100ml).

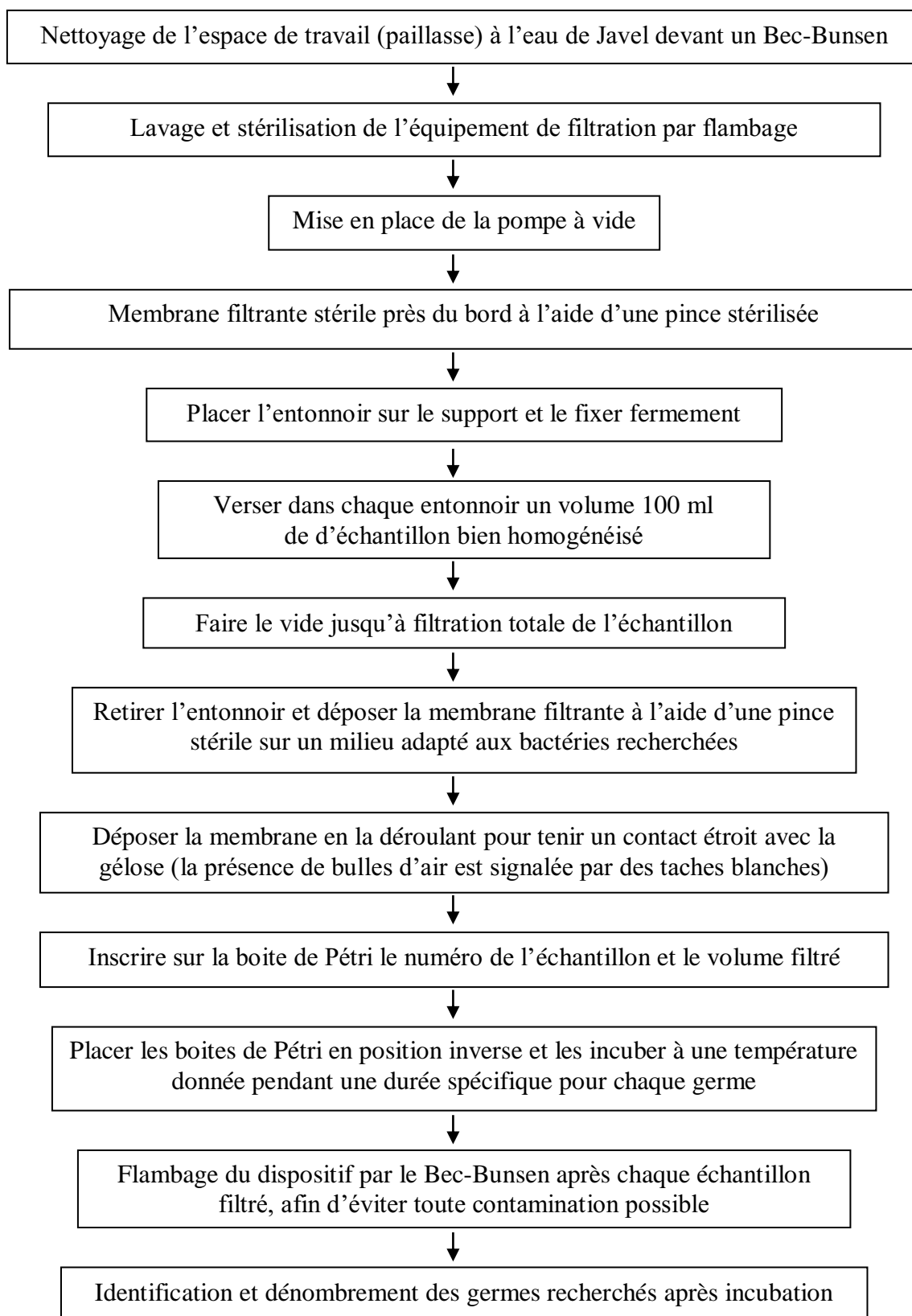


Figure 2.27 : Procédure filtration sur membrane pour la recherche et le dénombrement de bactéries dans l'eau de mer

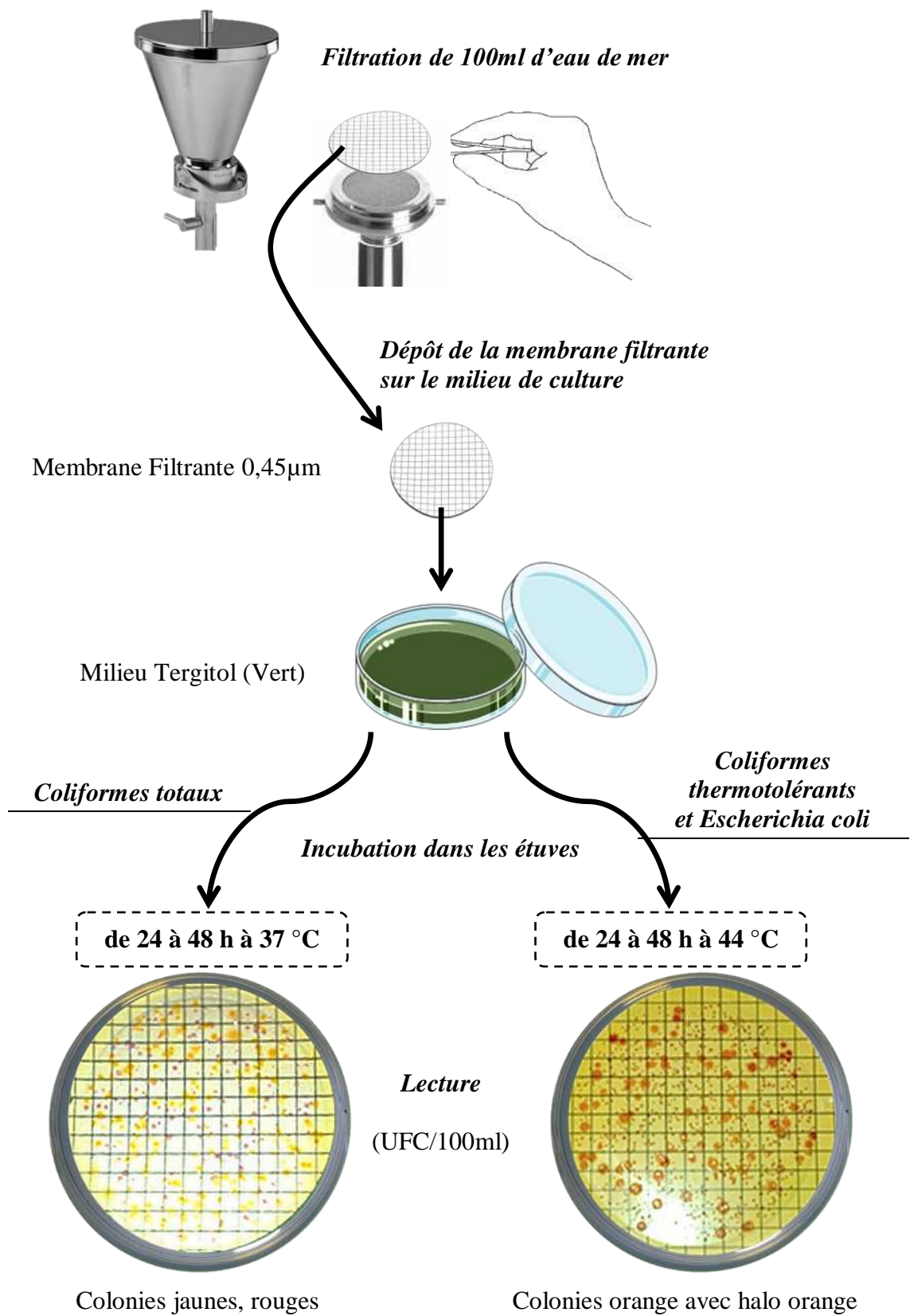


Figure 2.28 : Méthode de dénombrement des coliformes totaux, thermotolérants et *Escherichia coli* dans l'eau de mer

2.3.2.7.4. Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux

Selon la classification sérologique de Lancefield (1933), 5 espèces sont reconnues parmi les streptocoques fécaux (streptocoques du groupe D). Il s'agit de : *S. bovis*, *S. equinus*, *S. avium*, *S. faecalis* et *S. faecium*, car les autres streptocoques ont une origine fécale douteuse.

Ils sont des témoins de contamination fécale assez résistants, y compris dans les milieux salés (GAUJOUS, 1995). Ils peuvent aussi se multiplier dans les milieux présentant des pH allant jusqu'à 9.6, on peut par conséquent les utiliser comme indicateurs d'organismes pathogènes qui ont une résistance similaire au pH élevé (OMS, 1979).

Ils présentent une forte résistance vis-à-vis des inhibiteurs bactériens parmi lesquels, l'azide de sodium, relativement bien toléré et fortement inhibiteur de croissance pour les Entérobactériacea. Ce dernier entre dans la composition de presque tous les milieux sélectifs pour streptocoques fécaux.

A- Principe :

Deux tests sont nécessaires pour le dénombrement des streptocoques fécaux. Le premier est présomptif et est réalisé sur le milieu Slanetz et Bartley tandis que le deuxième est confirmatif et est réalisé sur gélose BEA (gélose Bile Esculine Azide).

Alors que le milieu de Slanetz et Bartley contient déjà une certaine quantité d'azide de sodium, le dépôt de la membrane sur le milieu BEA, nettement plus inhibiteur (plus forte concentration en azide de sodium), ne laisse se développer que les streptocoques fécaux.

B- Mode opératoire :

Après filtration d'un volume de 100ml d'échantillon, la membrane filtrante quadrillée est déposée sur le milieu de Slanetz et Bartley et incubée à 37°C pendant 24 à 48h. Une fois ce temps écoulé, le dépôt de la membrane sur le milieu BEA pendant 20 minutes permet de dénombrer les colonies noires de streptocoques fécaux comme illustré sur la figure. Le nombre de colonies trouvées est exprimé en Unité Formant Colonie dans 100 ml d'eau analysée (UFC/100ml).

2.5.2.7.5. Origine de la pollution fécale

L'origine de la pollution fécale a été étudiée par GELDREICH et KENNER (1968) en utilisant le rapport des coliformes thermotolérants aux streptocoques fécaux (CTH/SF). Le tableau suivant indique la signification des valeurs possibles que l'on peut obtenir.

Tableau 2.5 : Origine de la pollution fécale selon le rapport CTH/SF

Rapport CTH/SF	Source de contamination
$R < 0.7$	Principalement ou entièrement d'origine animale
$0.7 < R < 1$	Mixte à prédominance animale
$1 < R < 2$	Origine incertaine
$2 < R < 4$	Mixte à prédominance humaine
$R > 4$	Exclusivement humaine

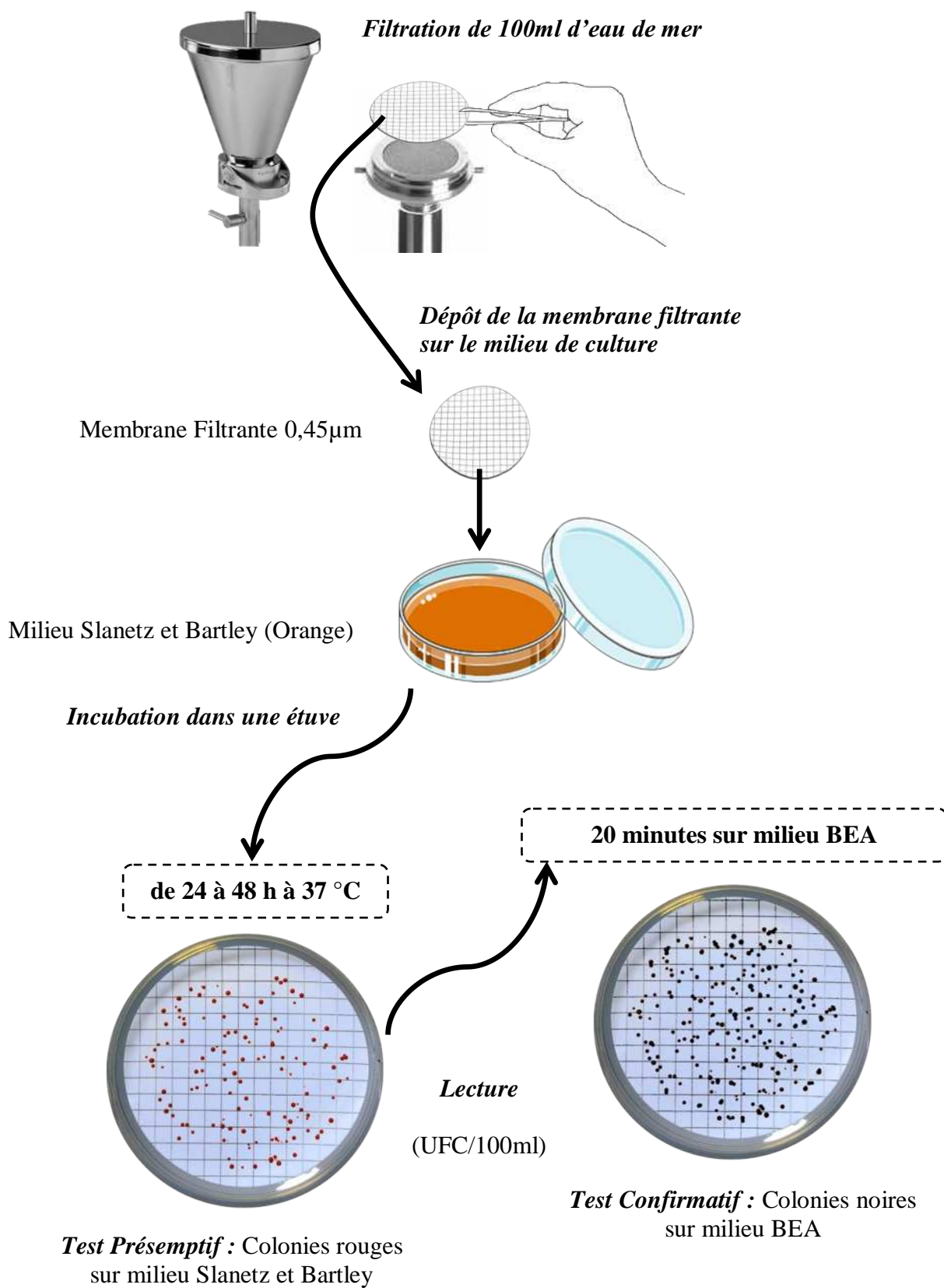


Figure 2.29 : Méthode de dénombrement des Streptocoques Fécaux dans l'eau de mer

2.5.2.7.6. Dénombrement des *Clostridium sulfito-réducteurs*

Le groupe des anaérobies sulfito-réducteurs regroupe différentes bactéries se multipliant en l'absence d'air. Elles peuvent être considérées comme des germes fécaux ; ce sont aussi des germes telluriques, et de ce fait, aucune spécificité d'origine fécale ne peut être attribuée à leur mise en évidence. Dans une telle optique d'interprétation, il y a intérêt à ne chercher que les espèces les plus susceptibles d'être fécales, c'est le cas en particulier de *Clostridium perfringens* (RODIER *et al*, 1996). Les *Clostridium perfringens* sont des bâtonnets anaérobies, Gram(+), sporulants et qui réduisent les sulfites en sulfures en 24 à 48 heures (OMS, 1979).

Ils sont excrétés par l'homme et les animaux, on les trouve régulièrement dans les matières fécales humaines, leur densité est la suivante (OMS, 1979) :

- Excréments humains 106 à 108 /g ;
- Eaux usées non traitées 103 /ml.

Ils sont employés comme indicateurs dans l'étude des pollutions littorales pour un certain nombre de raisons (OMS, 1979) :

- Ils se trouvent en abondance dans les eaux usées qui sont principalement d'origine humaine ;
- Ils ne se multiplient pas dans les sédiments ;
- Ils survivent longtemps dans les sédiments, ce qui permet de déceler une pollution ancienne ou intermittente (RODIER *et al*, 1996).

A- Principe :

Les microorganismes sulfito-réducteurs réduisent le sulfite de sodium en sulfure, provoquant avec le citrate ferrique un précipité noir de sulfure de fer autour des colonies.

Pour effectuer le dénombrement des *Clostridium perfringens*, il est recommandé d'incuber l'échantillon à 37°C pendant 24 à 48 heures avec le milieu VF+ additifs (versé dessus) et de procéder ensuite à la confirmation des colonies caractéristiques.

B- Mode opératoire :

Après régénération de la gélose viande foie (VF) par ébullition au bain-marie, ajouter une ampoule d'Alun de fer et une autre de sulfite de sodium (Additifs) à 250 ml de gélose ;

Préparer 4 tubes contenant de 1 à 5 ml de solution mère et les maintenir à 80°C au bain Marie pendant 5 à 10 minutes puis les refroidir brusquement sous l'eau du robinet ;

Ajouter de 15 à 19 ml de la gélose VF + Additifs à l'aide d'une pipette stérilisée ;
Incuber les tubes à 37°C pendant 24 heures.

Les résultats sont directement obtenus par le comptage des spores qui ont germé. Ils sont exprimés en (spores / 20 ml).

La figure ci-après résume la manipulation.

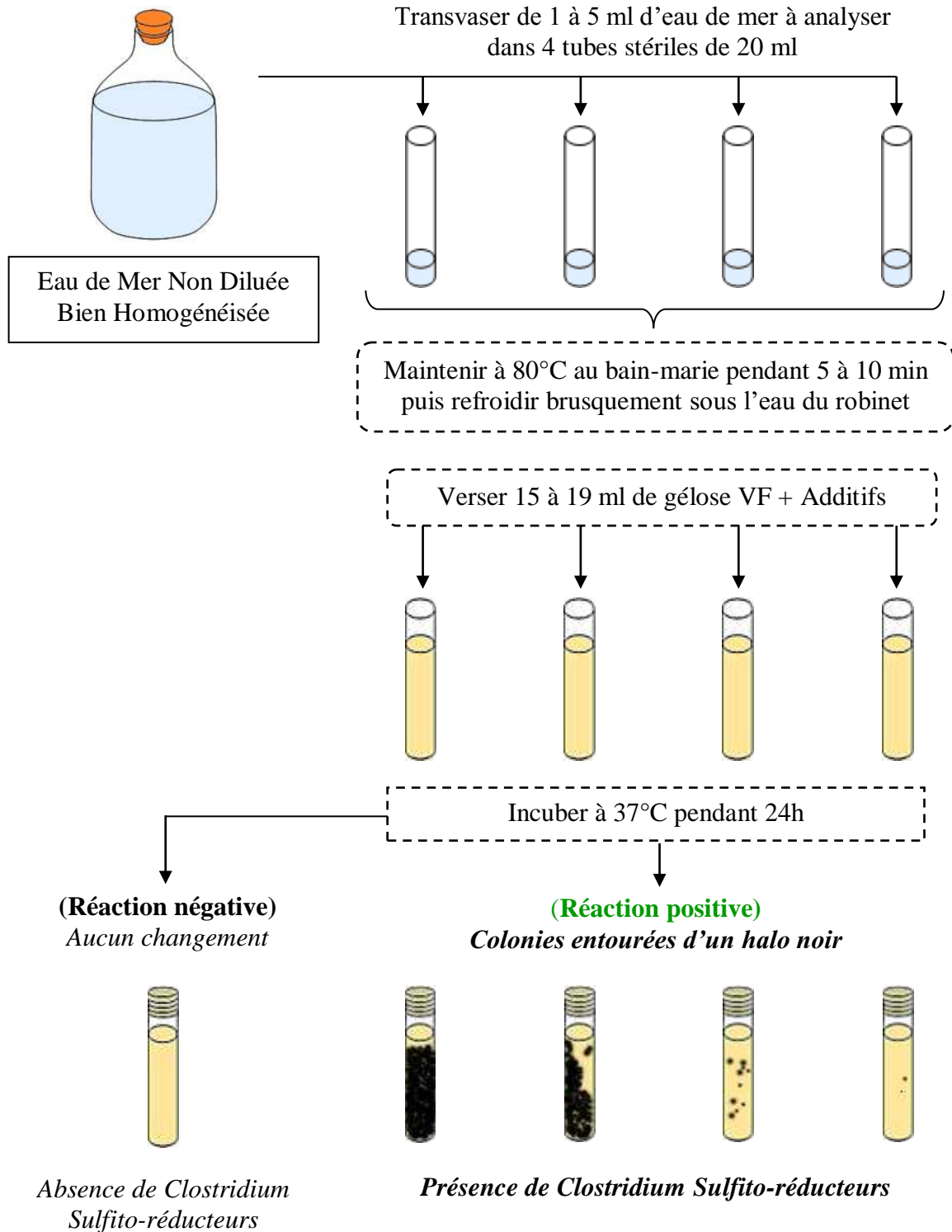


Figure 2.30 : Méthode de dénombrement des sulfito-réducteurs dans l'eau de mer

2.5.2.7.7. Dénombrement des staphylocoques

Parmi les staphylocoques, c'est le *Staphylococcus aureus* qui est recherché et dénombré dans notre étude. C'est une bactérie de la famille des *Micrococcaceae* de forme sphérique (coque), de 0,8 µm à 1,0 µm de diamètre. Ces coques à Gram positif se présentent généralement en grappes, par paires ou en cellules individuelles compte tenu de l'âge de la culture. C'est une bactérie non mobile, asporulée et aérobie facultatif possédant une catalase.

S. aureus est un microorganisme pathogène dont on connaît au moins deux types de manifestations cliniques chez l'homme. Les staphylocoques sont d'abord souvent mis en cause dans les cas de toxi-infections alimentaires où il y a production d'une entérotoxine thermorésistante responsable de gastro-entérites. Ils sont également responsables d'infections rhinopharyngées et cutanées qui sont de loin prédominantes par rapport aux infections gastro-intestinales.

Les staphylocoques trouvés dans l'eau proviennent principalement de la peau, de la bouche, du nez et de la gorge des baigneurs et occasionnellement d'une pollution fécale. Les staphylocoques pathogènes (*S. aureus*) produisent plusieurs types d'enzymes qui participent à l'invasion d'un hôte. Ces enzymes sont : la coagulase, la leucocidine, les hémolysines, la phosphatase et la désoxyribonucléase (Dnase). De plus, les staphylocoques sont parmi les organismes asporulés les plus difficiles à éliminer.

L'origine de *S. aureus*, sa pathogénicité, son pouvoir d'agression, sa résistance et les facteurs environnementaux sont autant de facteurs qui démontrent l'importance de confirmer son absence dans les eaux. L'ensemble de ces considérations en font le microorganisme indicateur de choix pour les eaux à vocation récréative et les piscines.

A- Principe :

Pour les *S. aureus*, il s'agit d'incuber la membrane filtrante pendant 48h à 37°C sur la gélose Baird-Parker. Dans ces conditions, les *S. aureus* forment des colonies de 1,0 mm à 1,5 mm, convexes, noires (par réduction du tellurite) et brillantes avec une zone claire dans la gélose sous la colonie. Il peut arriver qu'une zone opaque se forme à l'intérieur de la zone claire. *S. aureus* produit normalement une zone claire par lipolyse (lécithinase ou lipase) ou protéolyse et une zone opaque à cause de son système enzymatique. De plus, *S. aureus* produit une réaction positive à l'épreuve de la Désoxribonucléase (Dnase), la coagulase et la catalase.

B- Mode opératoire :

Après filtration d'un volume de 100ml d'échantillon, la membrane filtrante quadrillée est déposée sur le milieu de Baird-Parker et incubée à 37°C pendant 48h. Il est possible d'utiliser la gélose Chapman à la place du milieu de Baird-Parker, la lecture sera donc différente comme illustré sur la figure.

Sur Baird-Parker, elle se caractérise par la formation de colonies noires, brillantes convexes, entourées d'un halo d'éclaircissement.

Sur Chapman *Staphylococcus aureus* se présente sous forme de colonies de taille moyenne, lisses, brillantes, pigmentées en jaune.

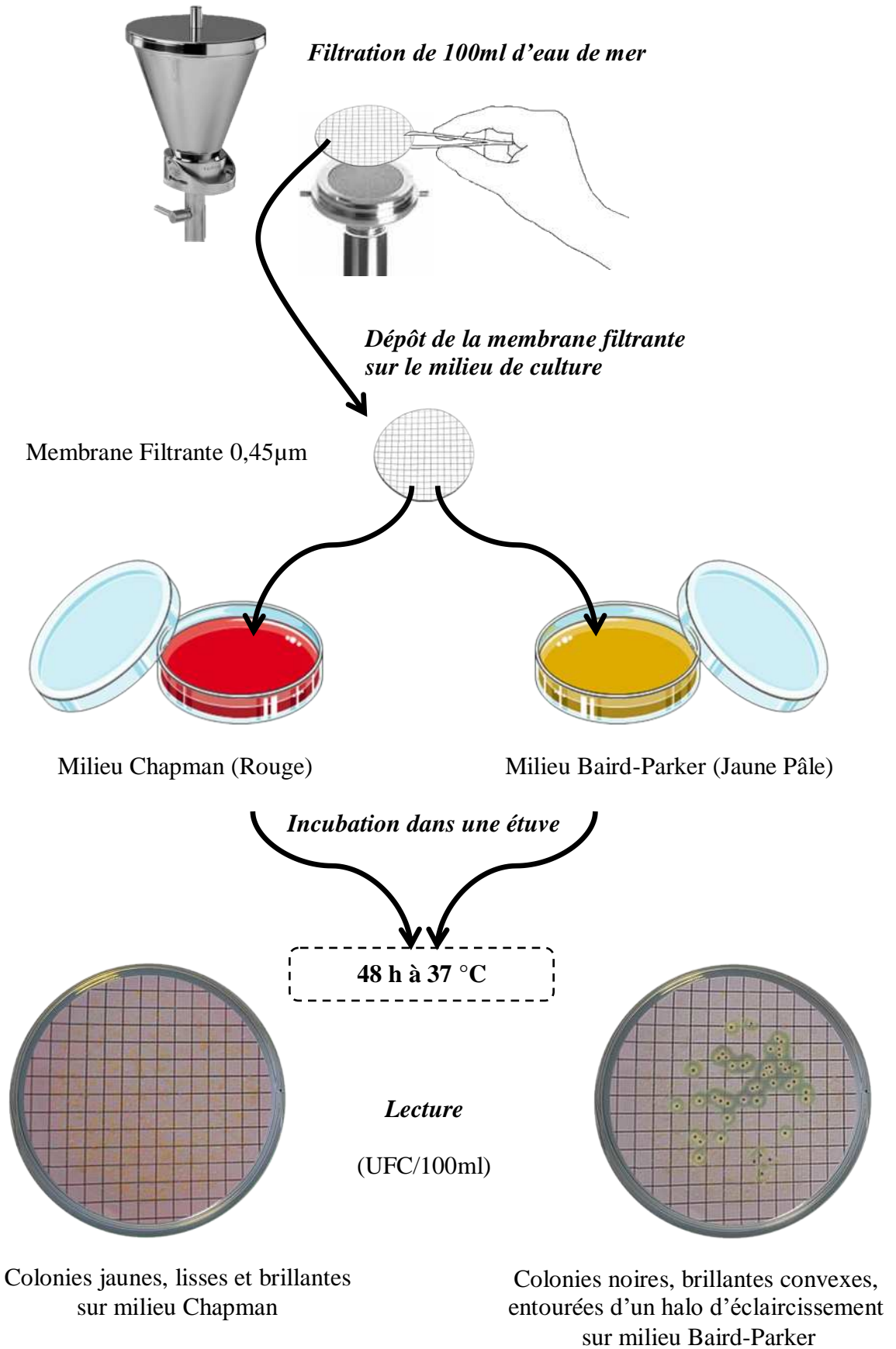


Figure 2.31 : Méthode de dénombrement de *Staphylococcus aureus* dans l'eau de mer

2.5.2.7.8. Recherche qualitative des vibrions et salmonelles

La recherche des Salmonelles et des Vibrions est effectuée par la méthode qualitative, réalisée en trois étapes successives: enrichissement, isolement et identification biochimique (RODIER *et al*, 1996).

2.5.2.7.8.1. Les vibrions

La plupart des vibrions sont d'origine marine et ne se multiplient qu'en présence de Na⁺. Le genre comporte un certain nombre d'espèces qui sont pathogènes pour l'homme, leur présence est indicatrice de pollution.

Les vibrions ont été isolés dans l'eau de mer, les sédiments marins, les poissons et les fruits de mer dans plusieurs régions du monde. Certaines souches produisent une hémolysine qu'on croyait être à l'origine d'intoxication alimentaire mais cette dernière est due à la production d'entérotoxine. Les espèces pathogènes sont surtout mésophiles, ce qui revient à dire qu'elles se présentent généralement (ubiquistes) dans les eaux tropicales, ainsi que dans les eaux tempérées, où elles sont surtout abondantes à la fin de l'été ou au début de l'automne (OMS/FAO, 1974).

A- Principe :

Un enrichissement des vibrions sur milieu Eau Peptonée Alcaline (EPA) 10 fois concentrée précède leur isolement sur gélose TCBS (Thiosulfate-Citrate-Bile-Saccharose). Les colonies présumées vibrions sont identifiées grâce à la coloration de Gram, au test de la catalase, au test de l'oxydase et aux tests biochimiques à l'aide de la galerie API20E.

B- Mode opératoire :**➤ 1^{er} enrichissement**

Dans un flacon de 500ml, mettre 50 ml du milieu d'enrichissement EPA (concentré 10 fois), compléter avec 450ml d'eau de mer à analyser et incuber à 37 °C pendant 18 à 48 heures.

➤ 1^{er} isolement

À partir du premier enrichissement, procéder à un isolement en stries très serrées d'une goutte prélevée en surface d'EPA positif (trouble), sur gélose TCBS. L'incubation doit se faire à 37°C pendant 18 à 48 heures.

➤ Lecture sur TCBS**➤ 2^{ème} enrichissement et 2^{ème} isolement**

À partir du premier enrichissement on procède à un deuxième enrichissement sur EPA en tube (9ml) (S/C) et à un deuxième isolement sur la gélose TCBS.

➤ Lecture

Les colonies sont jaunes quand le milieu change de couleur (réduction du saccharose) et sont vertes quand il garde sa coloration initiale (vert).

Les colonies peuvent aussi apparaître en :

- Petites colonies vertes claires avec virage du milieu vers l'orange (réduction du saccharose) ;
- Colonies jaune brunes: *Vibrio cholerae* ;
- Colonies jaunes translucides de grande taille ;
- Colonies incolore au centre vert : *Vibrio parahaemolyticus* ;
- Colonies orange saumon ;
- Colonies marron de grande taille ;
- Colonies orange bombées, d'autres sont transparentes ;

Les figures ci-après schématisent les techniques utilisées pour la recherche et l'identification des vibrions dans l'eau de mer.

2.5.2.7.8.2. Salmonelles

Les salmonelles sont des bactéries entériques en forme de bâtonnets, anaérobies facultatives, à Gram négatif, mobiles pour la plupart avec des flagelles péritriches, de $0,7-1,5 \times 2,0-2,5 \mu\text{m}$, qui produisent du sulfure d'hydrogène, leur classification est complexe et basée surtout sur les critères biochimiques et surtout sérologiques.

Les salmonelles sont présentes dans l'intestin de l'homme et des animaux et présentent des variations importantes de pathogénicité en fonction de la nature de l'hôte. Plusieurs sérotypes de *Salmonella* sont largement distribués dans la nature et associés aux matières fécales des animaux. On retrouve surtout les salmonelles dans les produits d'origine animale, y compris les produits de la mer, les produits consommés crus et l'eau polluée.

Si les conditions de développement sont défavorables, elles sont aptes à se multiplier aux basses températures (5 à 10°C), la croissance est très lente mais peut être significative.

A- Principe :

La recherche de *Salmonelles* s'effectue classiquement selon un schéma comportant trois étapes : Le pré-enrichissement, l'enrichissement, et l'isolement. Dans le cas où les résultats sont positifs on passe à l'identification biochimique.

On procède, dans notre étude, à deux enrichissements successifs sur milieu SFB additionné de disques SFB. L'isolement est effectué sur gélose SS (gélosé Salmonelles-Shigelles). L'identification est faite sur galerie API 20 E après test biochimiques : coloration de Gram, test de la catalase, test de l'oxydase.

L'identification des bactéries isolées est basée sur l'attaque des trois sucres suivants: salicine, lactose, et saccharose et la production d'H₂S à partir de thiosulfate. Sachant que les Salmonelles n'attaquent aucun de ces sucres.

La présence de colonies bleu-vertes à centre noir ou vert présume la présence de Salmonelles. Les colonies vertes sont: Shigella ou Providencia, Pseudomonas. Les colonies saumon : Escherichia, Citrobacter, Klebsiella, Enterobacter, Serratia. Les colonies saumon à centre noir : Proteus, Citrobacter.

B- Mode opératoire :

➤ **1^{er} Enrichissement**

Un premier enrichissement des Salmonelles est effectué sur bouillon au sélénite de Sodium+Cystéine (SFB). Le SFB favorise leur développement en inhibant par l'action du sélénite de Sodium, la croissance des coliformes et des entérocoques. Après filtration de 500ml de l'échantillon à analyser, mettre la membrane filtrante dans 100ml du milieu SFB, ajouter 4 disques SFB et incuber à 37 °C pendant 18 à 48 heures.

➤ **1^{er} Isolement**

Du premier enrichissement, un isolement est réalisé sur gélose SS qui est un milieu d'isolement des Salmonelles et des Shigelles, bien que de nombreuses bactéries à Gram négatif puissent s'y développer. L'identification d'entérobactéries pathogènes repose sur la non-utilisation des glucides présents dans la gélose. L'incubation est effectuée à 37°C pendant.

➤ **2^{ème} Enrichissement et 2^{ème} Isolement**

À partir du premier enrichissement on procède à un deuxième enrichissement sur SFB en tube (9ml) (S/C) auquel on ajoute 1 Disque SFB puis à un deuxième isolement qui s'effectue par l'étalement d'une goutte du tube SFB positif sur la gélose SS. L'incubation se fait toujours à 37°C pendant 18 à 24 heures.

➤ **Lecture**

Ce sont les colonies isolées suspectes, de couleur noire, rose ou rose à centre noir, qui font l'objet de tests biochimique (coloration de Gram, test de la catalase, test de l'oxydase) puis d'une identification à l'aide de la galerie API 20 E.

Les figures ci-après schématisent les techniques utilisées pour la recherche et l'identification des salmonelles dans l'eau de mer.

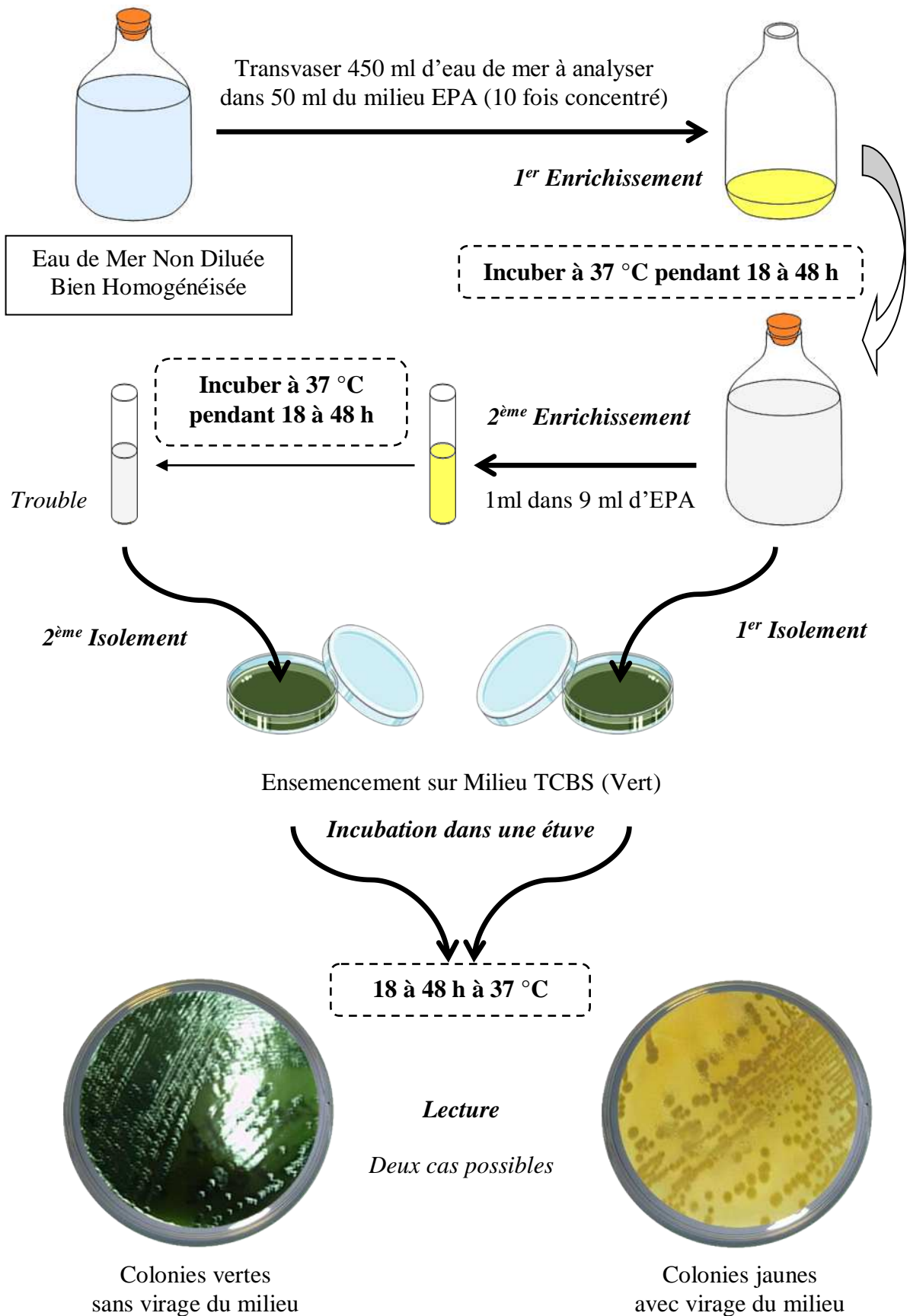


Figure 2.32 : Technique de recherche des vibrions

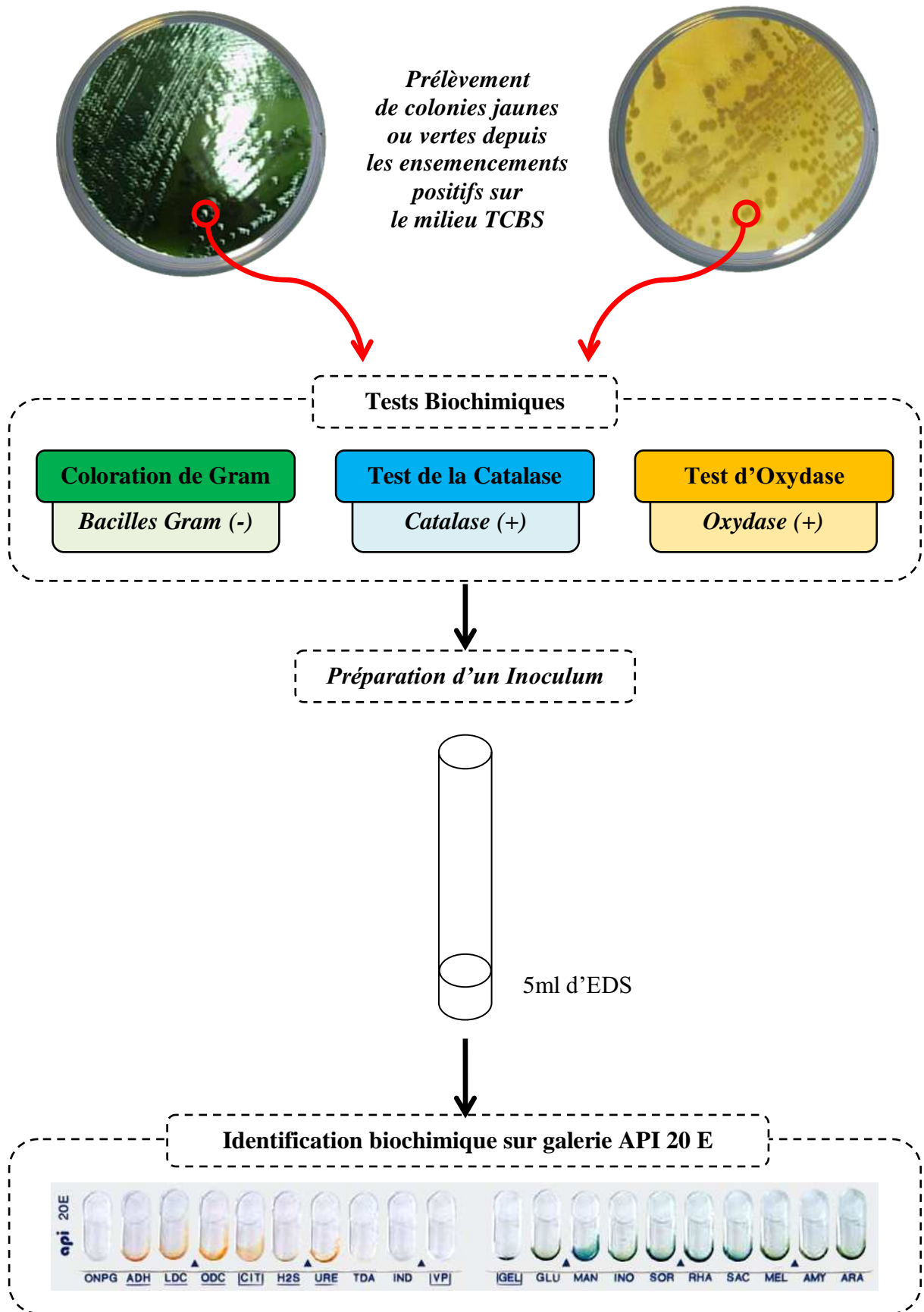


Figure 2.33 : Technique d'identification des vibrions.

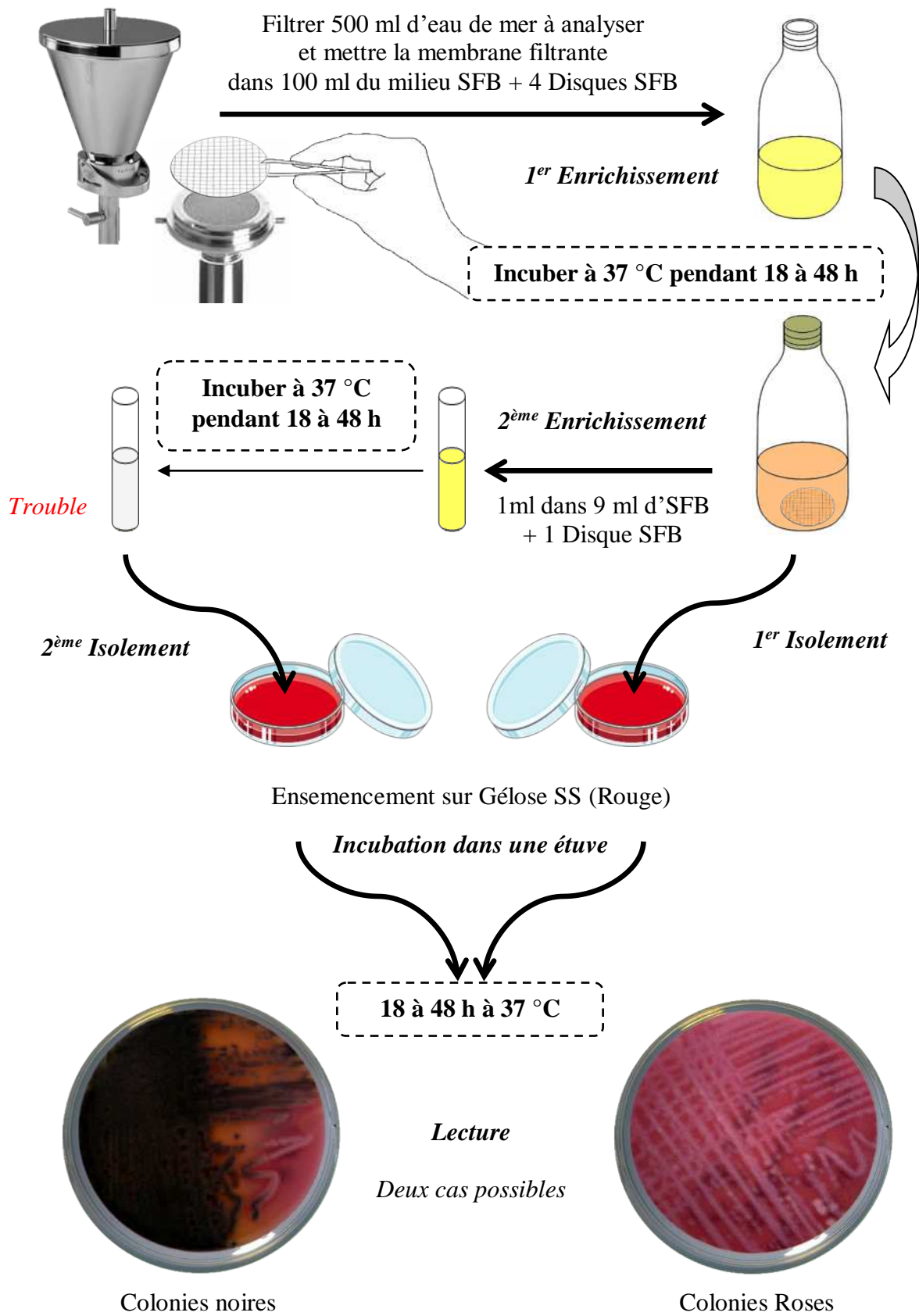


Figure 2.34 : Technique de recherche des salmonelles

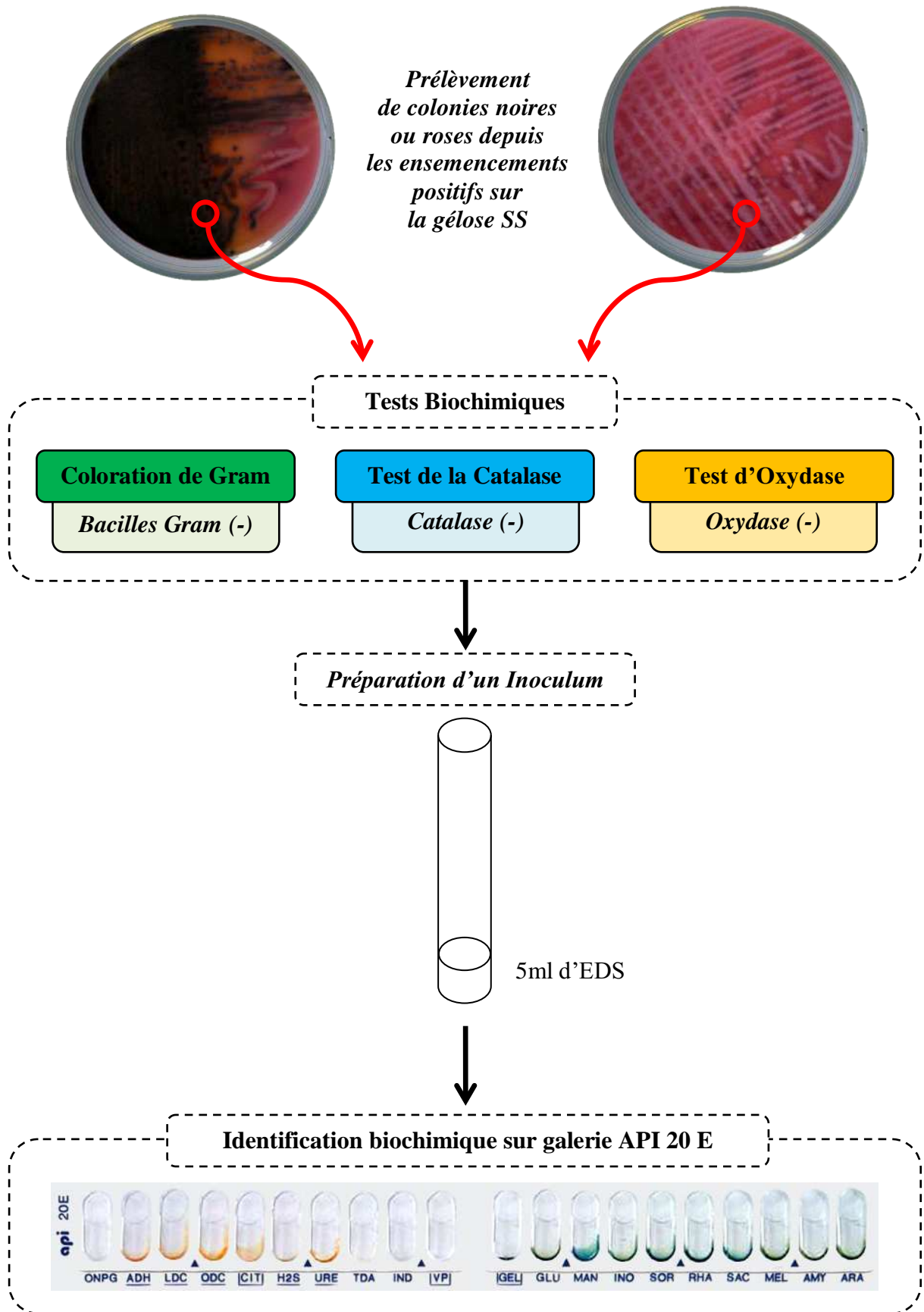


Figure 2.35 : Technique d'identification salmonelles

2.5.2.7.9. Techniques usuelles de caractérisation, d'isolement et d'identification des bactéries

A- La coloration de Gram :

Cette technique doit son nom au bactériologiste danois Hans Christian Gram qui mit au point son protocole en 1884. C'est une coloration qui permet de mettre en évidence les propriétés de la paroi bactérienne, et d'utiliser ces propriétés pour les distinguer et les classer. Son avantage est de donner une information rapide sur les bactéries présentes dans un produit ou un milieu tant sur le type que sur la forme. Elle permet de séparer les bactéries à Gram positif, dotées d'une simple paroi avec une grande quantité de peptidoglycane (ex : *Staphylococcus aureus*), des bactéries à Gram négatif, composées de moins de peptidoglycane mais pourvues d'une membrane externe supplémentaire (ex : *Escherichia coli*).

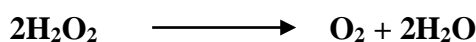
La procédure de cette méthode est la suivante : on étale les bactéries sur une lame de verre, on les fixe par la chaleur ou l'alcool, puis on les colore successivement avec une solution de violet de gentiane et un mordant, la liqueur de Gram, ou solution de Lugol (mélange d'iode et d'iodure de potassium) ; la préparation est ensuite traitée avec un solvant organique, l'alcool. Les bactéries à Gram positif résistent à la décoloration par l'alcool, tandis que les bactéries à Gram négatif sont rapidement décolorées. Après le solvant, on procède à une contre-coloration avec un colorant rouge, la fuchsine de Ziehl. Les bactéries à Gram positif apparaissent en violet, tandis que les bactéries à Gram négatif, qui acceptent le contre-colorant, sont rouge clair ou rose (SINGLETON et SAINSBURY, 1984).



Figure 2.36 : Principe de la coloration de Gram

B- Test de la catalase :

La catalase est une enzyme catalysant la dismutation de l'eau oxygénée (peroxyde d'hydrogène, H_2O_2), c'est-à-dire qu'elle déclenche la réaction d'oxydo-réduction dans laquelle le peroxyde d'hydrogène donne deux espèces de degrés d'oxydation différents comme suit :



Son utilisation en bactériologie systématique pour l'identification des bactéries consiste à mettre en contact une colonie de la bactérie à étudier avec de l'eau oxygénée (à 10 volumes). Une effervescence (dû à un dégagement de dioxygène) signe sa présence, on dit alors que la bactérie est catalase positive.

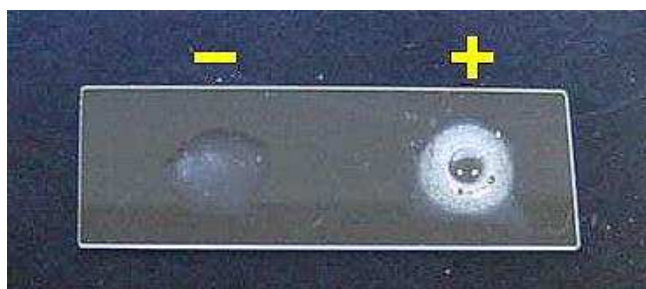


Figure 2.37 : Test de la catalase

La technique est la suivante : sur une lame de verre propre, déposer une goutte de H_2O_2 , puis la mettre en contact avec une colonie isolée, prélevée directement avec une pipette pasteur boutonnée ou une anse plastique à usage unique. Il ne faut pas utiliser une anse en métal car elle serait alors oxydante :

- Si il y a une formation de bulles, la bactérie possède la catalase ;
- Si rien n'est observable, la bactérie ne possède pas l'enzyme.

C- Test d'oxydase :

L'oxydase est une enzyme catalysant une réaction d'oxydo-réduction impliquant une molécule de dioxygène (O_2) comme accepteur d'électron. Dans ces réactions, l'oxygène est réduit en eau (H_2O) ou en peroxyde d'hydrogène (H_2O_2).

On dit qu'une bactérie est oxydase + si un fragment de culture est capable d'oxyder la forme réduite de dérivés N-méthylés du paraphénylènediamine en semi-quinone (de couleur violacée). La présence d'oxydase serait liée à celle dans la chaîne respiratoire du complexe enzymatique IV : cytochrome c oxydase.

Le test de l'oxydase est une procédure qualitative permettant de déterminer la présence ou l'absence de l'activité du cytochrome c oxydase dans les bactéries. L'activité dépend de la présence d'un système intracellulaire de cytochrome oxydase qui catalyse l'oxydation du cytochrome c par l'oxygène moléculaire, lequel sert alors d'accepteur terminal d'électrons dans le système de transport des électrons de l'organisme.

Les organismes contenant du cytochrome c dans leur chaîne respiratoire sont positifs pour l'oxydase et font virer le réactif au violet ; les organismes sans cytochrome c dans leur chaîne respiratoire n'oxyde pas le réactif, le laissant incolore dans l'intervalle de temps imparti au test et sont négatifs pour l'oxydase.

Ce test est réalisé à l'aide d'un test rapide avec la lame « BD BBL™ DrySlide™ Oxidase ». C'est une lame jetable présentant quatre zones de réaction à papier filtre imprégné du dihydrochlorure de N,N,N',N'- tétraméthyl-p-phénylènediamine et de l'acide ascorbique, un agent réducteur et un stabilisant.

La technique préconisée par le fabricant de la lame est la suivante : à l'aide d'une anse à inoculation (en platine ou en plastique) ou une pipette pasteur boutonnée, prélever les colonies isolées et les inoculer directement sur la zone de réaction de la lame *BD BBL™ DrySlide™ Oxidase*. Chaque zone de réaction permet jusqu'à 4 tests. Pour assurer une réaction appropriée, étaler l'inoculum sur la zone de réaction de la lame jusqu'à 3 – 4 mm. Examiner la zone de réaction pour observer le virement de la coloration au violet foncé dans les 20 s. Toute coloration postérieure aux 20 s doit être jetée.

- Les organismes positifs pour l'oxydase donnent une coloration violette ou sombre dans les 20 s ;
- Les organismes négatifs pour l'oxydase ne produisent aucun changement de coloration ou seulement un virement au gris clair dans les 20 sec imparties au test ;
- Il n'est pas possible de tenir compte du changement de couleur après 20 s.

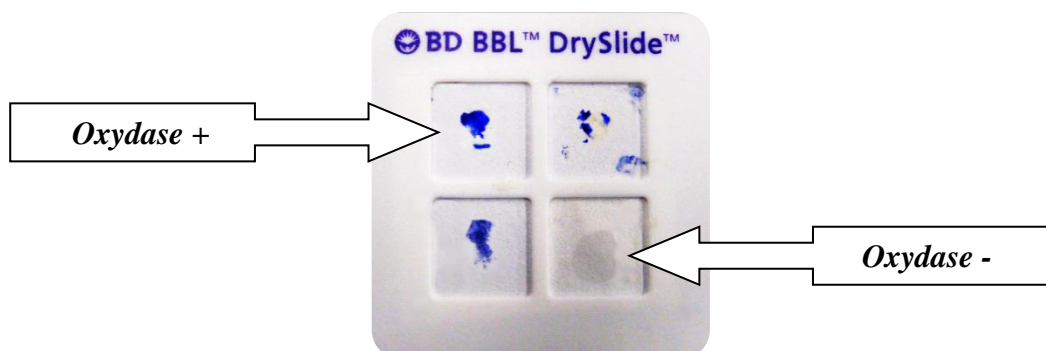


Figure 2.38 : Test rapide d'Oxydase sur lame *BD BBL™ DrySlide™ Oxidase*

D- Isolement et Identification par la galerie API 20E

L'isolement est une technique qui nécessite des milieux gélosés, contenant de nombreux facteurs de croissance et parfois des inhibiteurs les rendent sélectifs. Il permet la séparation des bactéries d'un mélange poly microbien et l'obtention de colonies d'espèces différentes espacées les unes des autres ;

L'identification biochimique des bactéries se fait à l'aide de galeries API 20 qui effectuent 21 tests biochimiques simultanés et miniaturisés : étude de la fermentation de divers glucides et recherche directe d'une enzyme. Chaque microtubule d'une galerie (voir figure) contient un substrat différent sous forme déshydratée et sur lequel le micro-organisme considéré va réagir. Ils sont remplis d'une suspension bactérienne calibrée. Les réactions produites pendant la période d'incubation se traduisent par des virages colorés spontanés ou révélés par l'addition de réactifs. La lecture de ces réactions se fait à l'aide d'un tableau de lecture (tableau 2.6) et l'identification est obtenue à l'aide d'un catalogue analytique ou un logiciel d'identification.

La première galerie API apparue dans le monde de la microbiologie a été la galerie Api 20 E destinée à l'identification des entérobactéries dont les coliformes et salmonelles. Différentes galeries API existent pour l'identification d'autres germes, à titre d'exemple : API 20 STREP pour les streptocoques, API 20 STAPH pour les staphylocoques, API 20 A pour les anaérobies dont. L'API 20 E peut être utilisée pour l'identification des non-entérobactéries (*Vibrio*, *Pseudomonas*).

La technique est la suivante : partir d'une boîte de pétri contenant une culture pure (un seul type de bactérie), une suspension dans de l'eau distillée stérile est préparée. Avec cette solution bien homogénéisée, on remplit les galeries en respectant le mode d'emploi (voir figure ci-après). Les galeries sont incubées à 37°C pendant 24 heures. Après incubation, la lecture de la galerie doit se faire en se référant au tableau de lecture. Les tests sont regroupés en groupe de 3, et une valeur (1, 2 ou 4) est indiquée pour chacun. Additionner à l'intérieur de chaque groupe les nombres correspondants aux tests positifs. On obtient un nombre de 7 chiffres qui sert de code d'identification. Se référer en suite au catalogue API pour Identifier la souche d'après ce code.

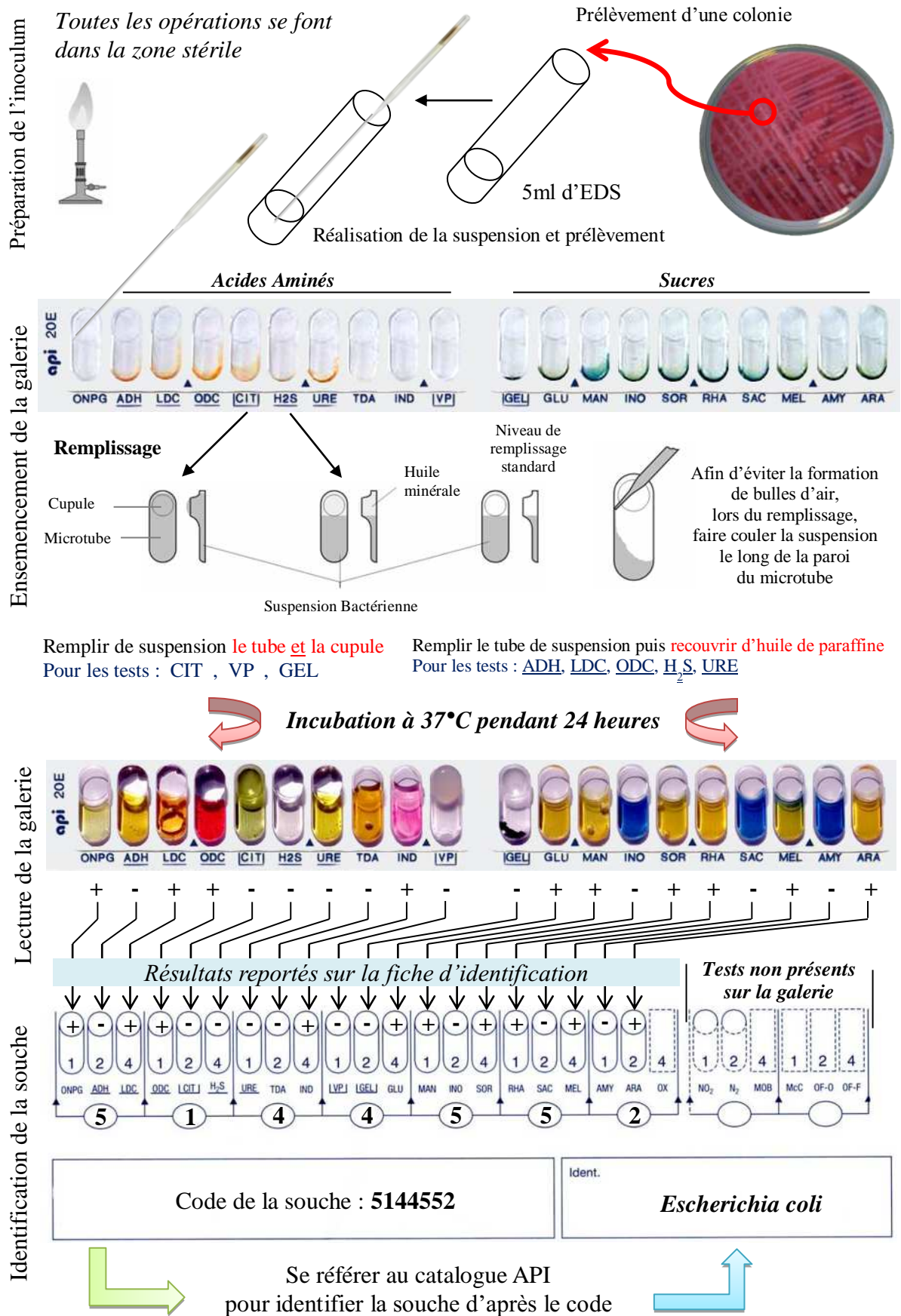


Figure 2.39 : Identification biochimique par la Galerie API 20 E

Tableau 2.6 : Lecture de la galerie miniaturisée Api 20E (source : Catalogue API)

Tests	Substrat	Caractère recherché	Résultats	
			Négatif	Positif
ONPG	Ortho-nitro-phenyl-galactoside	Beta-galactosidase	incolore	Jaune
ADH	Arginine	Arginine dihydrolase	Jaune	Rouge/orangé
LDC	Lysine	Lysine décarboxylase	Jaune	Orangé
ODC	Ornithine	Ornithine décarboxylase	Jaune	Rouge/orangé
CIT	Citrate de sodium	Utilisation du citrate	Vert pâle/jaune	Bleu-vert/vert
H₂S	Thiosulfate de sodium	Production d'H ₂ S	Incolore/grisâtre	Dépôt noir/ fin liseré
URE	Urée	Uréase	Jaune	Rouge/orangé
TDA	Tryptophane	Tryptophane désaminase	TDA / Immédiat	
			jaune	Marron foncé
IND	Tryptophane	Production d'indole	IND / 2 mn, maxi	
			jaune	Anneau rouge
VP	Pyruvate de sodium	Production d'acétoïne	VP 1 + VP 2 / 10 mn	
			incolore	Rosé-rouge
GEL	Gélatine de Kohn	Gélatinase	Non diffusion	Diffusion du pigment noir
GLU	Glucose	Fermentation/oxydation	Bleu/bleu-vert	Jaune
MAN	Mannitol	Fermentation/oxydation	Bleu/bleu-vert	Jaune
INO	Inositol	Fermentation/oxydation	Bleu/bleu-vert	Jaune
SOR	Sorbitol	Fermentation/oxydation	Bleu/bleu-vert	Jaune
RHA	Rhamnose	Fermentation/oxydation	Bleu/bleu-vert	Jaune
SAC	Saccharose	Fermentation/oxydation	Bleu/bleu-vert	Jaune
MEL	Melibiose	Fermentation/oxydation	Bleu/bleu-vert	Jaune
AMY	Amygdaline	Fermentation/oxydation	Bleu/bleu-vert	Jaune
ARA	Arabinose	Fermentation/oxydation	Bleu/bleu-vert	Jaune
Ox	Sur papier filtre	Cytochrome-oxydase	Ox / 5-10 mn	
			incolore	Anneau violet
NO₃-NO₂	Tube GLU	Production de NO ₂ Réduction au stade N ₂	NIT 1 + NIT 2 / 2-3 mn	
			Jaune	Rou
			Zn	
			Rouge	Jaune
MOB	Microscope	Mobilité	Immobile	Mobile
MAC	Milieu de MacConkey	Culture sur	Absence	Présence
OF	Glucose	Fermentation : sous huile Oxydation : à l'air	Vert	Jaune
			Vert	Jaune
CAT		Possession d'une catalase	H₂O₂ / 1-2 mn	
			Pas de bulles	Bulles

Tableau 2.7 : Profil morphologique et biochimique de quelques bactéries recherchées (Bacilles, Gram-)

Famille	<i>Enterobacteriaceae</i>				<i>Vibrionaceae</i>			
	Coliformes		Salmonelles		Vibrions			
Aspect des cellules	Bacilles		Bacilles		Bacilles			
Gram	-	-	-	-	-	-	-	-
Catalase	-	/	-	-	/	/	/	/
Production de gaz	+	+	+	+	+	+	+	+
Oxydase	-	-	-	-	-	+	+	-
ONPG	+	+	+	+	+	/	-	/
LDC	+	-	-	+	+	-	+	/
ODC	+	-	+	-	+	-	/	-
ADH	-	+	+	-	+	+	-	/
Uréase	-	-	-	-	-	-	-	-
Indole	+	-	-	-	-	/	/	/
VP	-	-	+	+	-	-	+	+
TDA	-	-	-	-	-	-	-	-
H2S	-	+	-	-	+	-	-	-
CIT	-	+	+	/	-	-	+	+
<i>Espèces</i>	<i>E. coli</i>	<i>Citrobacter freundii</i>	<i>Enterobacter cloacae</i>	<i>Klebsiella pneumoniae</i>	<i>S. arizonae</i>	<i>V. fluvialis</i>	<i>V. alginolyticus</i>	<i>V. metschnikoveii</i>

Tableau 2.8 : Profil morphologique et biochimique de quelques bactéries recherchées (Coques, Gram+)

Ordre	<i>Streptococcus</i>	<i>Staphylococcus</i>
Aspect des cellules	Paires en chaînettes	Coques en amas
Gram	+	+
Catalase	-	+
Production de gaz	-	+
Coagulase	-	+
Esculinase	+	/
<i>Espèces</i>	<i>S. faecalis</i>	<i>S. aureus</i>

Two decorative blue curved lines, one slightly above the other, starting from the left and curving towards the right, framing the text.

Chapitre 3

*Résultats
&
Discussions*

3.1. ÉVALUATION DE LA POLLUTION DANS LA BAIE D'EL DJAMILA

La gestion rationnelle et la maîtrise de la pollution nécessitent l'étude quantitative et qualitative des paramètres de caractérisation de la pollution ainsi que leur distribution. Dans le cas de la baie d'El Djamil, on s'intéresse surtout à l'analyse des éléments traces métalliques au niveau de la matrice sédiment qui a également fait l'objet d'une analyse granulométrique et aux sels nutritifs et paramètres physico-chimiques de la matrice eau dont les résultats (voir annexe 11, 12, 13 et 14) sont présentés graphiquement ci-après avec discussion.

3.1.1. PARAMÈTRES BACTÉRIOLOGIQUES

Nous n'avons pas pu obtenir de résultats d'analyses microbiologiques néanmoins, il nous est nécessaire ici de valider et maintenir les protocoles proposés et présentés dans le chapitre précédent qui serviront aux analyses microbiologiques ultérieures des eaux de baignade des onze plages de la baie d'El Djamil. La stratégie d'échantillonnage et le positionnement des stations sont également maintenus et considérés dans la base de données à réaliser.

Tableau 3.1 : Localisation proposée des stations de suivi microbiologiques des eaux baignade dans la baie d'El Djamil

Zones	Localisation des stations		Caractéristique
Port de Sidi-Fredj	P1	φ : 36°45'49"N	Bassins du port de plaisance de Sidi-Fredj
		λ : 2°50'55"E	
Plage EST de Sidi-Fredj	P2	φ : 36°45'40"N	Plage fréquentée toute l'année
		λ : 2°50'57"E	
Plage El Riadh	P3	φ : 36°45'34"N	Plage de l'hôtel El Riadh
		λ : 2°51'9"E	
Plage El Minzah	P4	φ : 36°45'37"N	Plage de l'hôtel El Minzah
		λ : 2°51'30"E	
Plage Sahel	P5	φ : 36°45'48"N	Plage très fréquentée en été
		λ : 2°52'8"E	
Plage Club des Pins	P6	φ : 36°46'19"N	Plage très fréquentée en été
		λ : 2°52'58"E	
Plage Les Dunes	P7	φ : 36°46'51"N	Plage interdite à la baignade
		λ : 2°53'33"E	
Plage El Bahdja	P8	φ : 36°47'2"N	Plage interdite à la baignade
		λ : 2°53'40"E	
Plage Fontaine	P9	φ : 36°47'27"N	Plage interdite à la baignade
		λ : 2°53'57"E	
Plage Jeunesse	P10	φ : 36°47'48"N	Plage très fréquentée
		λ : 2°53'60"E	
Plage Méditerranée	P11	φ : 36°47'57"N	Plage très fréquentée
		λ : 2°54'1"E	
Port d'El Djamil	P12	φ : 36°48'1"N	Bassins du port de pêche et de plaisance d'El Djamil
		λ : 2°53'53"E	
Plage Artificielle d'El Djamil	P13	φ : 36°48'10"N	Nouvelle plage artificielle très fréquentée
		λ : 2°53'43"E	

Tableau 3.1 (suite) : Localisation proposée des stations de suivi microbiologiques des eaux baignade dans la baie d’El Djamila

Zones	Localisation des stations		Caractéristique
Stations de Référence	P14	φ : 36°47'49"N	<i>Large des plages :</i> Stations de référence pour les paramètres microbiologiques
		λ : 2°53'41"E	
	P15	φ : 36°47'1"N	
		λ : 2°53'21"E	
	P16	φ : 36°46'29"N	
		λ : 2°52'46"E	
	P17	φ : 36°45'59"N	
		λ : 2°52'4"E	
	P18	φ : 36°45'51"N	
		λ : 2°51'14"E	

Pour ce qui est des normes de salubrité à retenir pour les eaux de baignade, on se tiendra pour les coliformes et entérocoques aux recommandations du conseil de l’Europe : Directive 76/160/CEE du 8 décembre 1975. Ces normes sont reprises par le Décret exécutif algérien n°93-164 du 10 Juillet 1993 et listés dans le tableau 3.2. Quant-aux normes de salubrité pour les eaux de baignade relatives aux *Escherichia coli* et les streptocoques fécaux on retiendra ceux proposés par BRISOU et DENIS (1980) (voir tableau 3.3).

Tableau 3.2 : Normes de salubrité pour les eaux de baignades retenues pour les coliformes et entérocoques

		G : Nombre Guide		I : Nombre Impératif	
Coliformes totaux (Nb/100ml)					
		500		10000	
Bon		G	Moyen	I	Mauvais
Coliformes thermotolérants (Nb/ 100ml)					
		100		2000	
Bon		G	Moyen	I	Mauvais
Entérocoques (Nb/ 100ml)					
		100			
Bon		G	Moyen		
Qualités					
< G		<i>Bon</i> : Bactériologiquement satisfaisant dans 80% des cas			
Entre G et I		<i>Moyen</i> : Situation encore acceptable dans 95% des cas			
> I		<i>Mauvais</i> : Seuil de sécurité - ALERTE			

Tableau 3.3 : Normes de salubrité pour les eaux de baignade retenues pour *Escherichia coli* et les Streptocoques fécaux

Qualités	E.coli/100ml	Streptocoques fécaux/100ml
Très bonne	< 50	< 5
Bonne	50 - 200	5 - 20
Moyenne	200 - 1000	20 - 100
Suspecte	1000 - 2000	100 - 200
Dangereuse	> 2000	> 200

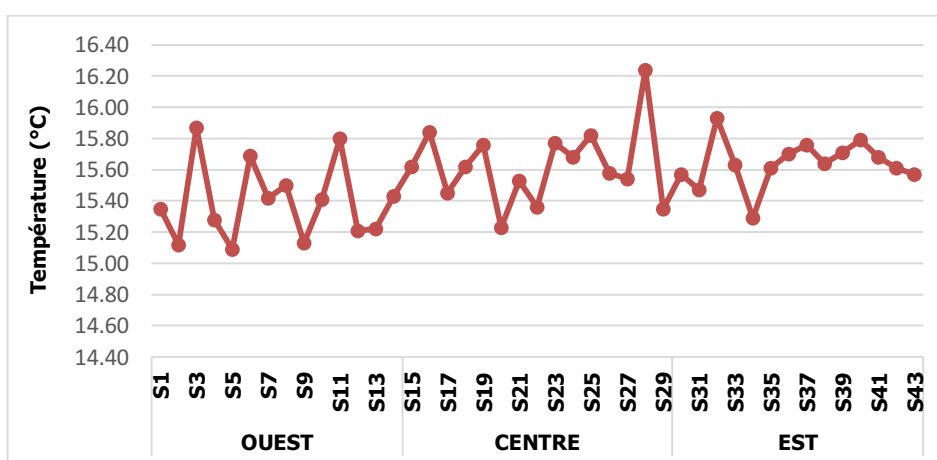
3.1.2. PARAMÈTRES PHYSICOCHIMIQUES

3.1.2.1. TEMPÉRATURE

Les résultats de la mesure de la température de surface de l'eau sont regroupés en annexe 11. Leur représentation graphique par la figure 3.1 permet de mieux apprécier la variabilité de la température de surface de l'eau entre les stations.

Quand les températures les plus hautes avoisinent les 16°C (avec un maximum e 16,24 °C à la station S28), les températures les plus faibles se situent aux alentours de 15°C (avec un minimum de 15,09°C à la station S5). Avec cet écart peu significatif de l'ordre d'un degré, nous pouvons donc dire que la température de l'eau est homogène sur toute la baie. Cette légère différence est liée aux conditions météorologiques car la couche superficielle est soumise à l'influence directe des échanges atmosphère-mer (une situation typique à la période printanière). Elle semble l'être davantage à l'EST de la baie (aux stations de 35 à 43) où on note une meilleure homothermie et un rapprochement plus significatif de la moyenne qui est de 15,56°C. Ceci peut être dû à un état plus calme de l'eau, à l'abri des houles du nord.

D'après MOUHOU (1986) qui situe les maxima de la température superficielle de la baie de Bou-Ismaïl d'août à octobre et les minima de la température superficielle de février à mars. Les températures que nous avons enregistré en mars dans la baie d'El Djamilia qui occupe le quart Est de la baie de Bou-Ismaïl font partie des minimales en cette période de l'année et semblent donc être normales car elles sont en dessous la moyenne annuelle, de l'ordre de 21° à 27°C, estimée par (LALAMI-TALEB, 1970).

**Figure 3.1 :** Températures des eaux de surface de la baie d'El Djamilia (Mars 2014)

3.1.2.2. POTENTIEL D'HYDROGÈNE (pH)

Le pH est considéré comme étant l'un des paramètres les plus importants de la qualité des eaux naturelles (BRISOU et DENIS, 1980). D'après GAUJOUS, 1995, le pH normal de l'eau de mer et des eaux douces en zones calmes est compris entre 6 et 9. Aminot et Kérouel (2004) quant à eux estiment à 8,3 sa valeur moyenne pour l'eau de mer.

La figure 3.2 reflète les résultats de l'annexe 11 pour ce paramètre et révèle pour l'ensemble des stations que le pH enregistré est légèrement au-dessus de 8,3 avec une moyenne de 8.87. Les valeurs de pH varient entre 8,36 (station S3) et 9,34 (station S6). Cette légère hausse peut d'après SEVRIN REYSSAC et al (1995) être un cas de développement du phytoplancton puisque ses valeurs sont très élevées, généralement supérieures à 8,3 dans le cas de très fortes densités algales. Ceci peut donc renseigner sur l'enrichissement des eaux de la baie d'El Djamila en phytoplancton au début du printemps.

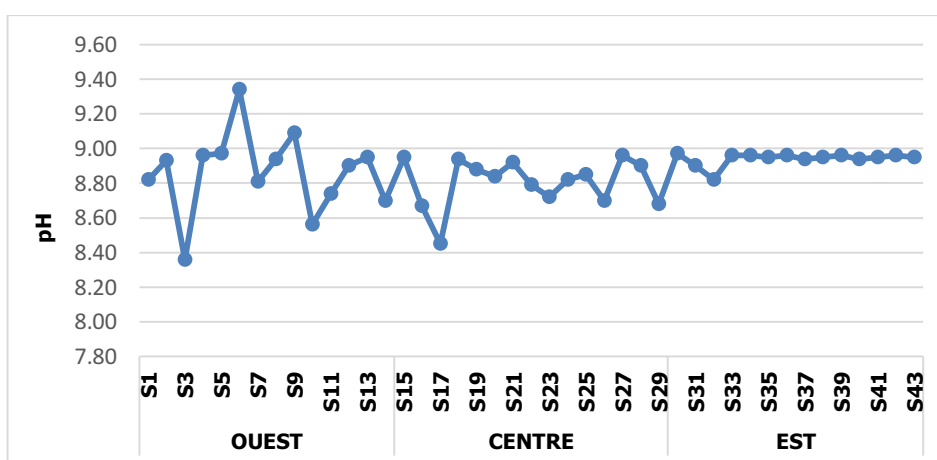


Figure 3.2 : potentiel Hydrogène des eaux de surface de la baie d'El Djamila (Mars 2014)

Tout comme pour la température, c'est vers l'EST de la baie que le pH semble être plus stable et avoisine la moyenne de 8.87 confortant le lien entre la température et le pH. Le pH alcalin et la température modérée du côté EST de la baie constituent des conditions de milieu idéales pour la prolifération du phytoplancton.

Quand le pH reste inférieur à 9, il n'a pas d'incidence écologique forte sur les organismes aquatiques selon GAUJOUS (1995). Cependant à la station S6 qui se trouve près du rivage, un maximum de 9.36 dépasse significativement ce seuil indiquant une probable pollution par les rejets des hôtels du secteur Ouest de la baie.

3.1.2.3. OXYGÈNE DISSOUS

Les teneurs en oxygène dissous dans l'eau de mer dépendent de facteurs physiques (température, salinité) et biologiques (photosynthèse, respiration, dégradation des matières organiques). Le pourcentage de saturation est également utilisé pour définir la teneur en oxygène dissous dans l'eau de mer. C'est pourquoi ces deux renseignements ont été enregistrés dans le cadre de ce travail et figurent en annexe 11.

La figure 3.3 ci-après permet de mieux comparer les concentrations en oxygène dissous des stations de la baie d'El Djamila. En effet, on peut voir qu'il y a une faible variabilité de l'oxygène dissous (qui s'accroît aussi vers l'EST de la baie) avec un écart de seulement 1.74 mg/l.

Les eaux de la baie d'El Djamilia sont relativement pauvres en oxygène car la concentration moyenne n'est que de 3.74 mg/l alors qu'en général, les concentrations en oxygène dissous varient entre 5 et 10 mg/l dans l'eau de mer d'après FRONTIER et PICHOD-VIALE (1991). Cet appauvrissement est dû à la faible solubilité de l'oxygène dans l'eau qui s'équilibre vite à la surface avec l'atmosphère surtout en début de printemps quand l'hydrodynamisme devient plus faible qu'en hiver. Il peut aussi correspondre, au printemps, au développement du phytoplancton qui consomme ce paramètre vital qui gouverne la majorité des processus biologiques des écosystèmes aquatiques (photosynthèse et respiration de la biomasse) (LE PIMPEC *et al.*, 2002).

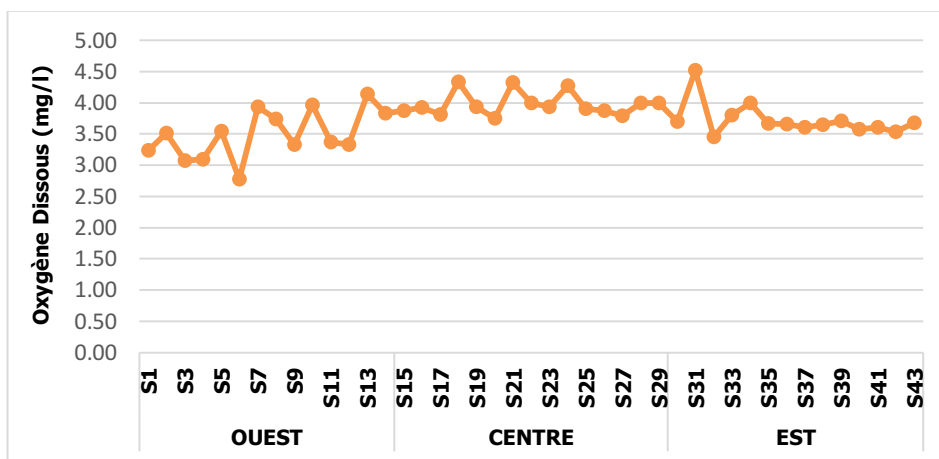


Figure 3.3 : Oxygène dissous des eaux de surface de la baie d'El Djamilia (Mars 2014)

3.1.2.4. SALINITÉ

La mesure de la salinité est complémentaire à celle de la température. Par son influence sur la masse volumique de l'eau de mer, elle permet d'appréhender la circulation océanique, d'identifier les masses d'eaux d'origines différentes et de suivre leurs mélanges au large comme à la côte et notamment aux embouchures des oueds et cours d'eau.

Les valeurs de la salinité mesurées dans l'ensemble des stations de la baie d'El Djamilia sont représentées dans la figure 3.4 et les valeurs exactes en annexe 11.

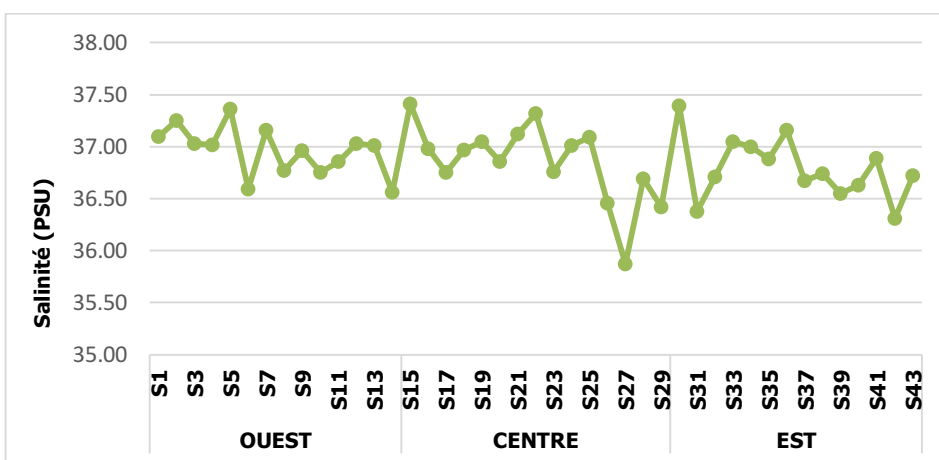


Figure 3.4 : Salinité des eaux de surface de la baie d'El Djamilia (Mars 2014)

La salinité des eaux méditerranéennes est comprise entre 36 et 38 PSU (IFREMER, 1986). Dans les eaux côtières algériennes elle avoisine 37‰ (LALAMI-TALEB, 1970 ; MAHIOUT, 1989). Avec une moyenne de 36.87 PSU, les valeurs de salinité enregistrées sont donc bien celles attendues. Elles sont comprises entre 35.87 et 37.41 PSU dans la baie d'El Djamila. C'est à l'embouchure de l'oued béni-messous que l'on rencontre la plus faible valeur de 35.87 PSU au niveau de la station S27.

3.1.3. SELS NUTRITIFS

L'ensemble des résultats d'analyse des sels nutritifs sont données en annexe 12 et discutés ci-après.

3.1.3.1. L'AZOTE

L'azote se trouve dans l'eau de mer sous différents états d'oxydation, notamment +V pour l'ion nitrate NO_3^- , +III pour l'ion nitrite NO_2^- , 0 pour l'azote moléculaire N_2 et -III pour l'ion ammonium NH_4^+ . C'est aussi dans l'état réduit -3 que l'azote se trouve dans la plupart des composés organique (protéines, acides nucléiques).

Si l'azote moléculaire N_2 est de loin la forme la plus abondante dans l'eau de mer, les formes d'azote normalement utilisables par le phytoplancton sont les ions nitrate, nitrite et ammonium. C'est pour cela qu'un enrichissement du milieu par ces trois espèces chimiques stimulera le développement du phytoplancton qui en excès engendre l'eutrophisation.

3.1.3.1.1. Ammonium :

Lorsqu'elles ont le choix, les algues absorbent l'ammonium de préférence au nitrate et au nitrite, car cet azote réduit, nécessite moins d'énergie de synthèse. Ceci constitue une première bonne raison à la rareté de l'ion ammonium en milieu marin. C'est pourquoi même si les concentrations en ammonium sont très variables en fonction du lieu et de la saison, d'après Aminot et Chaussepied (1983), en eaux côtières non polluées et en milieu océanique, les concentrations sont généralement inférieures à 1 $\mu\text{mol/l}$.

Les analyses indiquent d'après la figure 3.5 suivante que ce n'est pas le cas avec une moyenne de 24.57 $\mu\text{mol/l}$ mais qu'en effet, une variabilité des valeurs est observée avec un minimum de 2.78 à la station S23 et maximum de 64.71 à la station S28.

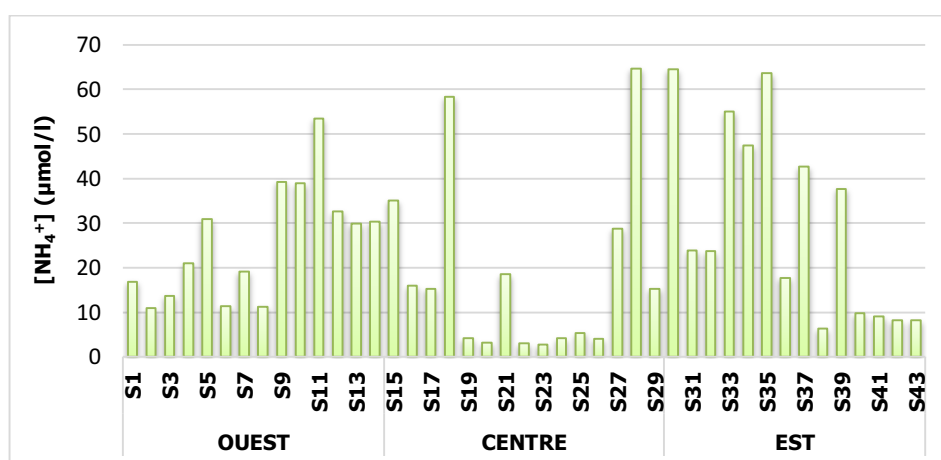


Figure 3.5 : Histogramme des concentrations en ammonium dans la baie d'El Djamila (Mars 2014)

Aminot et Chaussepied (1983) indiquent que des taux de l'ordre de plusieurs dizaines, voire plusieurs centaines de $\mu\text{mol/l}$ sont rencontrés au niveau d'une zone polluée quand la dégradation de la matière organique est incomplète. Ce qui laisse présager que la baie d'El Djamilia est modérément polluée en ammonium car la plupart des stations présentent des concentrations qui dépassent $10 \mu\text{mol/l}$ sans dépasser $70 \mu\text{mol/l}$. Ces concentrations plus élevées traduisant peut-être l'influence des rejets urbains de la zone Est et agricoles de la zone Ouest puisque au centre de la baie où il y a moins d'urbanisation et une activité agricole moindre, les concentrations en ammonium restent faibles.

3.1.3.1.2. Nitrites et nitrates :

Au niveau de la plupart des stations, les nitrites sont à des taux normaux d'après Aminot et Kérouel (2007). En effet, comme ce sont des formes labiles, ils sont généralement présents en quantités à peine mesurables ($< 1 \mu\text{mol/l}$, généralement $0,5 \mu\text{mol/l}$) comme le montre la figure 3.6 suivante.

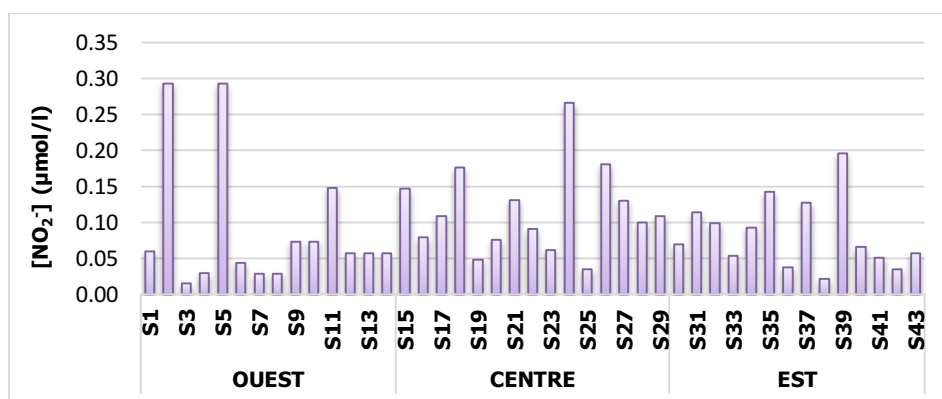


Figure 3.6 : Histogramme des concentrations en nitrites dans la baie d'El Djamilia (Mars 2014)

Même avec un pic de $4.20 \mu\text{mol/l}$ à la station S21, la figure 3.7 révèle que les teneurs en nitrates dans la baie d'El Djamilia ne dépassent pas $5 \mu\text{mol/l}$, concentration typique d'une eau marine d'après Aminot et Kérouel (2007). Avec une moyenne de seulement $1.59 \mu\text{mol/l}$ elles sont tout aussi faibles que les nitrites, ce qui laisse penser que le milieu est en effet appauvri en oxygène dissous et peut expliquer les teneurs relativement élevés de l'ammonium.

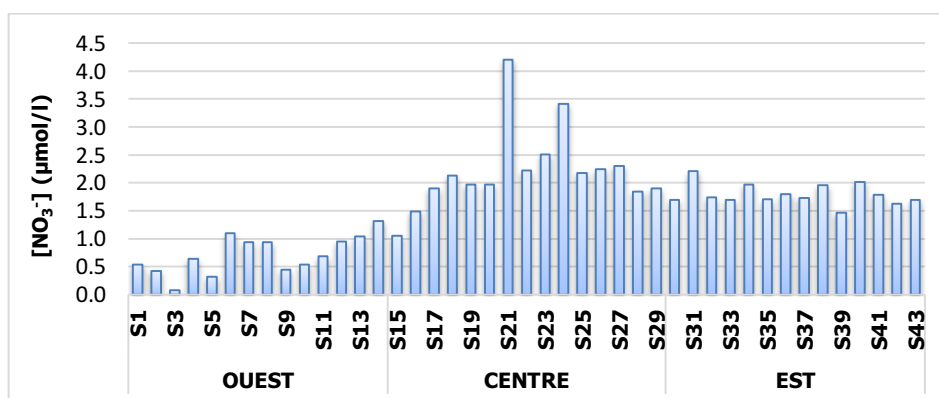


Figure 3.7 : Histogramme des concentrations en nitrates dans la baie d'El Djamilia (Mars 2014)

3.1.3.2. LE PHOSPHORE

Comme dans le cas de l'azote (N), le phosphore (P) est important pour la vie puisqu'il est essentiel à la fabrication des acides nucléiques ARN et ADN. Les phosphates, ou PO_4^- , sont des composés de Phosphore (P), un des 11 premiers éléments présents sous forme de trace dans l'eau de mer. Le phosphore est un élément limitant dans les écosystèmes marins.

Dans l'eau de mer, on le retrouve sous plusieurs formes dépendantes du pH. À un pH de 8.1, il y a 0.5% de H_2PO_4^- ; 79% de HPO_4^{2-} et 20% de PO_4^{3-} . Si le pH remonte, les taux changent vers plus de PO_4^{3-} et moins de HPO_4^{2-} .

Comme le montre la figure 3.8, les résultats d'analyse des orthophosphates indiquent que leurs teneurs sont très faibles pour la majorité des stations si on en tient à la concentration orthophosphates d'une eau côtière non polluée qui se situe entre 0 et 1 $\mu\text{mol/l}$ (Aminot et Chausseped, 1983) et généralement 0,5 $\mu\text{mol/l}$ (Aminot et Kérouel, 2007).

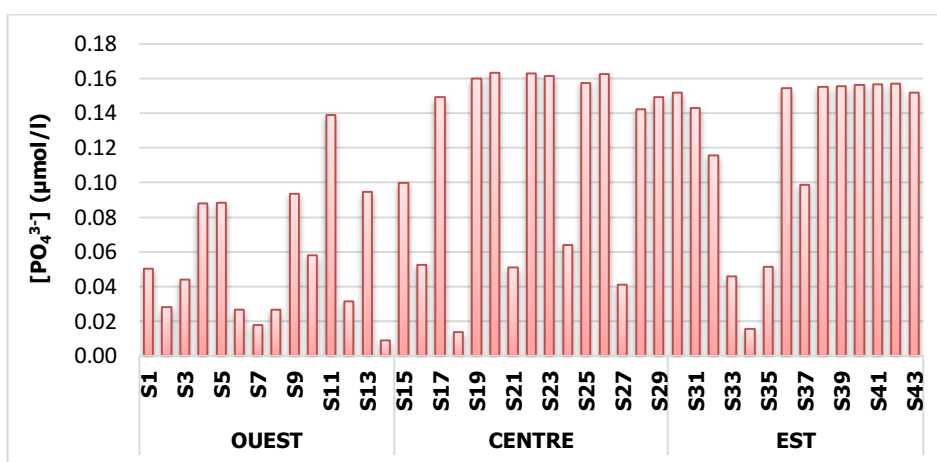


Figure 3.8: Histogramme des concentrations en orthophosphates dans la baie d'El Djamilia (Mars 2014)

Ce sont les stations des zones centre et est qui présentent de fortes teneurs en orthophosphates. Cependant, on remarque aussi que les concentrations ne dépassent pas 0,18 $\mu\text{mol/l}$, ce qui est très faible et fort probablement dû comme avec l'oxygène dissous à sa forte consommation par le phytoplancton. En effet, l'ion orthophosphate (PO_4^{3-}) joue un rôle prépondérant au sein du milieu marin car c'est lui que les végétaux utilisent pour leur croissance d'où son importance pour la photosynthèse. Cependant, l'addition de phosphore dans ces systèmes peut agir comme fertilisant et générer des problèmes d'eutrophisation (forte productivité biologique résultant d'un excès de nutriments). Phénomène qui ne semble pas s'être déclenché dans la baie d'El Djamilia.

3.1.3.3. LE SILICIUM DISSOUT

Le silicium minéral est dissous dans l'eau de mer essentiellement sous la forme d'acide orthosilicique ($\text{Si}(\text{OH})_4$). C'est un élément nutritif qui entre dans la composition des "squelettes" de certaines espèces phytoplanctoniques (diatomées) qui participent au cycle géochimique du silicium dans les mers, car elles extraient la silice pour former leurs membranes externes. C'est donc un facteur limitant important. Sa régénération dans l'eau de mer provient de la dégradation du silicium organique particulière mais également de la dissolution des sels minéraux.

La concentration des eaux océaniques de surface peut être très basse ($< 1 \mu\text{mol/l}$) (Aminot et Chaussepied, 1983). Les concentrations s'élèvent progressivement lorsque l'on s'approche des côtes et en particulier aux embouchures des oueds. La figure 3.9 confirme bien ce fait et montre que les teneurs du silicium dissout SiO_2 enregistrées dans la baie d'El Djamila varient entre $3.74 \mu\text{mol/l}$ (station S4) et $7.93 \mu\text{mol/l}$ (station S24) augmentant aux stations près du rivage (S1, S6, S15, S21, S24, S30, S33, S36, S40) et au niveau de l'embouchure de l'oued béni-messous (S27).

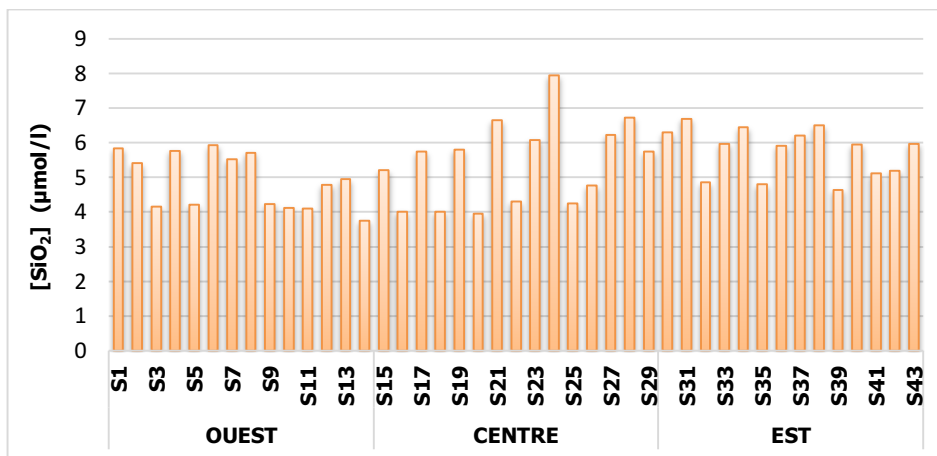


Figure 3.9 : Histogramme des concentrations en silicium dissout $[\text{PO}_4^{3-}]$ en $\mu\text{mol/l}$ dans les trois zones d'étude (Mars 2014)

3.1.4. ANALYSE GRANULOMÉTRIQUE

3.1.4.1. ANALYSE DE LA FRACTION FINE

La carte de répartition des pélites montre dans la baie d'El Djamila que leur distribution spatiale est conforme au schéma classique généralement admis, à savoir une augmentation graduelle des teneurs en pélites de la côte vers le large. Leur teneurs sont faibles dans tous les échantillons analysés et ne dépassant pas 7%. L'analyse des pélites montre donc que les sédiments de la baie sont bien répartis et que l'action de l'hydrodynamisme est homogène dans la baie ouverte aux houles du nord-ouest d'incidence frontale qui engendrent des courants de retours permettant le drainage des fractions fines vers le large.

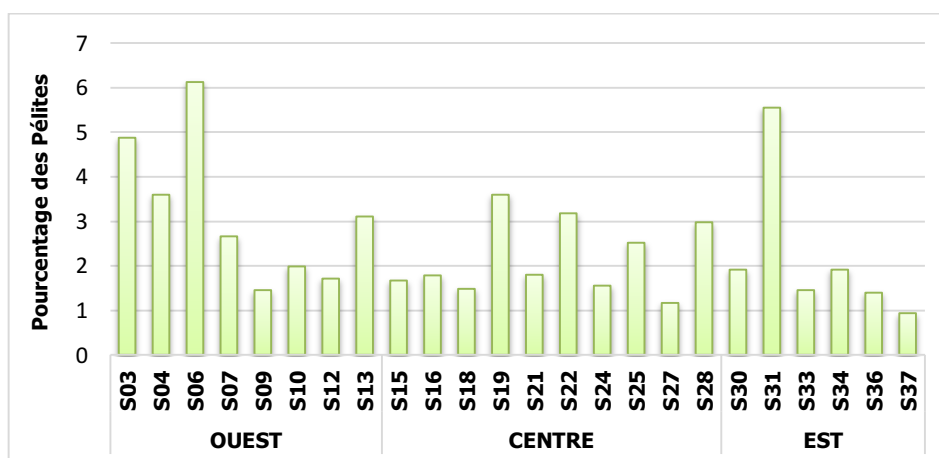


Figure 3.10 : Pourcentage des pélites dans la baie d'El Djamila

3.1.4.2. ANALYSE DE LA FRACTION GROSSIÈRE

3.1.4.2.1. Courbes granulométriques

Dans toutes les stations étudiées, les courbes sont redressées ce qui témoigne d'une homogénéité des sédiments analysés (voir annexe 14). Elles sont uni-modales ce qui indique la présence d'un seul stock sédimentaire exposé par un seul mode granulométrique représentatif du sédiment. La figure ci-après représente la courbe cumulative de la station 6 qui a une allure générale similaire aux courbes des autres stations de la baie d'El Djamilia.

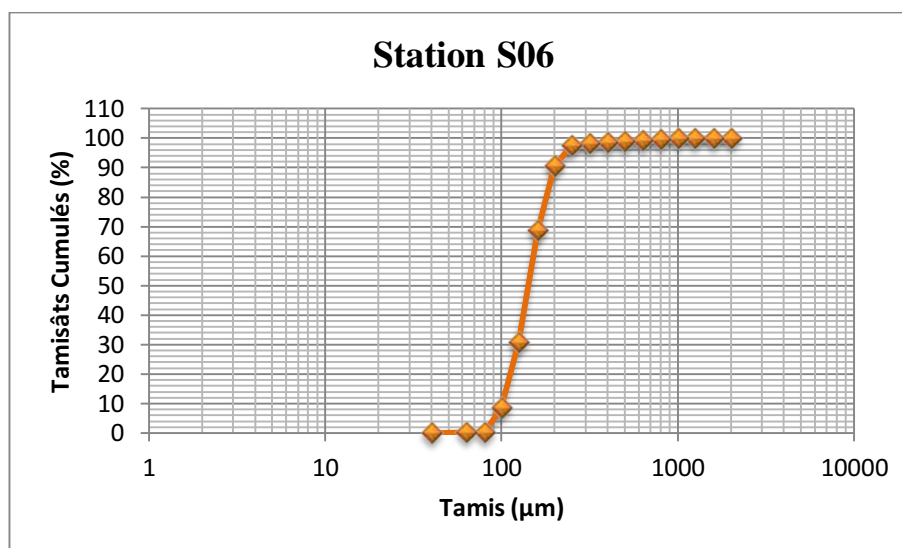


Figure 3.11 : Courbe granulométrique uni-modale du sédiment de la station 6 dans la baie d'El Djamilia

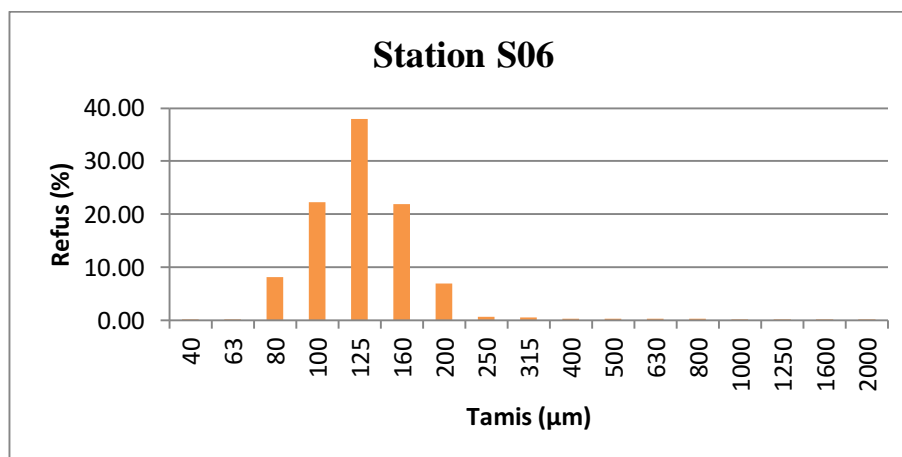


Figure 3.12 : Histogramme uni-modale du sédiment de la station 6 dans la baie d'El Djamilia

Les courbes granulométriques obtenues indiquent que les sédiments de la baie d'El Djamilia sont de nature sableuse fine devenant très fin et boueux vers le large. L'étude des paramètres et indices granulométriques ci-après permettent de mieux confirmer quantitativement ce fait. Il est à noter que des prélèvements saisonniers permettraient de mieux apprécier la qualité granulométrique et son évolution dans notre zone d'étude.

3.1.4.2.2. Les paramètres granulométriques

A- Le mode

Nous avons considéré les classes granulométriques du sable suivantes :

Tableau 3.4 : Classes granulométriques des arénites (sables)

Diamètre des grains de sable en μm				
<i>Très Grossier</i>	<i>Grossier</i>	<i>Moyen</i>	<i>Fin</i>	<i>Très fin</i>
]1250 – 2000]]630 – 1250]]315 – 630]]125 – 315]]63 – 125]

La composition sédimentaire des échantillons de la baie d'El Djamila étudiés montre, d'après ces classes deux faciès granulométriques :

- 13 stations sur 24 ont un mode appartenant à la classe des sables fins ;
- 11 stations sur 24 ont un mode appartenant à la classe des sables très fins.

Le faciès des sables très fins caractérise les stations du large tandis que le faciès des sables fins caractérise ceux plus vers le rivage.

B- La Médiane

Les sédiments de la baie sont homogènes car la médiane varie dans un intervalle réduit (entre 105.88 et 257.30 μm). La moyenne de la médiane est de 149,19 $\mu\text{m} \in]125 \mu\text{m} - 315 \mu\text{m}]$, ceci montre donc que la constitution du sédiment est majoritairement du sable fin.

C- Le premier et troisième quartile

L'annexe 13 dresse les valeurs des premiers et troisièmes quartiles des sédiments étudiés. Ils sont nécessaires avec les médianes au calcul des indices granulométriques discutés ci-après.

3.1.4.2.3. Les indices granulométriques

A- Indice de classement (So : Sorting de Trask)

Dans la baie d'El Djamila les valeurs de So (voir annexe 13) varient entre 1,80 et 1,56. Ces résultats traduisent un sédiment majoritairement très bien classé en tenant compte des limites de Trask (Vatan, 1967) et Rivière (1977) qui définissent les différents types de classement (voir tableau 2.3).

B- Indice d'asymétrie (Sk : Skewness de Trask)

Les valeurs de l'indice d'asymétrie Sk des échantillons de la baie d'El Djamila avoisinent la valeur 1, ce qui signifie que le mode coïncide avec le diamètre moyen et permet donc de caractériser les sédiments de la baie d'El Djamila selon leurs classes uni-modales. Ceci traduit un classement maximum vers les sédiments fins.

3.1.4.2.4. Calcimétrie

Les teneurs en carbonates des sédiments de la baie sont relativement faibles avec une moyenne de 18.3%. La part des sédiments biogènes, ou débris coquilliers est donc faible.

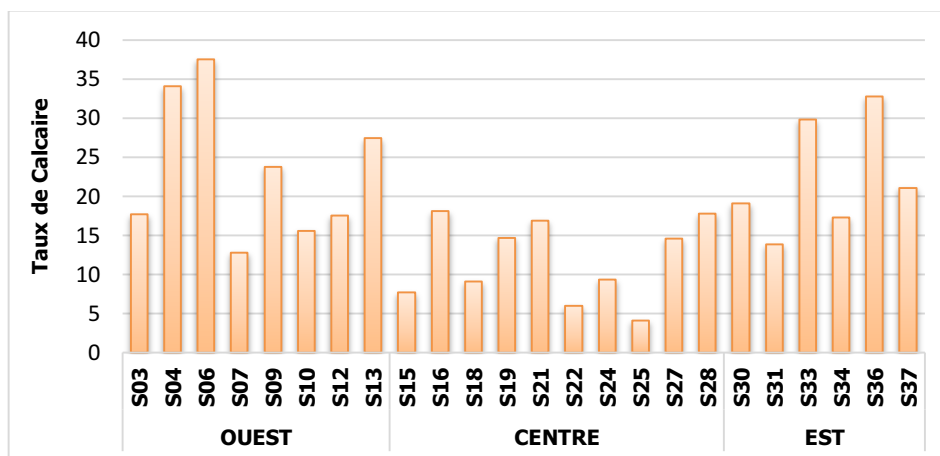


Figure 3.13 : Taux de calcaire dans les sédiments de la baie d'El Djamilia

Les sédiments qui tapissent le fond de la baie sont fort probablement d'origine détritique terrigène provenant de roches préexistantes continentales dont les fragments ont été transportés par l'oued béni-messous car les calcaires ont un poids faible par rapport aux poids des grains de sédiment d'origine détritique et ne jouent donc pas un rôle important dans le transport sédimentaire.

3.1.5. ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES

Les sédiments marins ont une capacité importante de stockage des contaminants. Cette capacité d'enregistreur permet d'obtenir des niveaux de contamination plus fiables que ceux obtenus à partir de mesures sur la colonne d'eau beaucoup plus variables en termes de concentration des éléments. C'est pour cette raison que nous avons choisi d'étudier leurs concentrations dans les sédiments superficiels de la baie d'El Djamilia.

Les résultats d'analyse des éléments traces métalliques étudiés sont regroupés en annexe 15. Le tableau 3.5 nous permet de les comparer aux références trouvées dans la littérature dans la zone méditerranéenne et de les discuter ci-après.

Tableau 3.5 : Statistiques des concentrations maximales en éléments-traces métalliques dans les sédiments de la baie d'El Djamilia exprimées en mg/kg p.s

Élément	Valeur maximale /Station	Références dans la littérature pour la méditerranée		
		Valeurs	Station	Réf.
Plomb (Pb)	18,3 (S28)	[20,6 – 69,7]	Golfe de Lion	Roussiez <i>et al</i> (2006)
		[4-33]	Adriatique	Spagnoli <i>et al</i> (2008)
		[5 - 30]	Détroit de Sicile	Tranchida <i>et al</i> (2011)
Cuivre (Cu)	23.9 (S28)	< 25	Sédiment non pollué	Filgueiras <i>et al.</i> (2004)
		> 75	Sédiment très pollué	
		[2,7 – 51,3]	Sardaigne, Italie	Caredda <i>et al.</i> (1999)
		[9 – 87]	Baie d'Alger	Benamar <i>et al.</i> (1999)
Zinc (Zn)	91.9 (S28)	[198 – 324]	Sardaigne, Italie	Caredda <i>et al.</i> (1999)
		[58 – 274]	Baie d'Alger	Benamar <i>et al.</i> (1999)
		[29 – 509]	Mer Méditerranée, France	Fernex <i>et al.</i> (2001)
Manganèse (Mn)	291.7 (S16)	< 300	Sédiment non pollué	Filgueiras <i>et al.</i> (2004)
		> 500	Sédiment très pollué	

3.1.5.1. LE PLOMB

La figure 3.14 indique que la plupart des échantillons de sédiment analysés ont des concentrations faibles en plomb avec une moyenne de 4,3 mg/kg pour l'ensemble des stations. Cependant, les stations S3, S4 et S28 se distinguent avec des concentrations supérieures à 10 mg/kg. Les deux premières stations se localisent près du port de Sidi-Fredj tandis que la station S28 se trouve au large de l'embouchure de l'oued béni-messous. Néanmoins leurs concentrations restent aux limites inférieures des intervalles de concentrations rencontrés dans plusieurs sites méditerranéens ne signalant pas de problèmes pour cet élément.

Les pics observés peuvent témoigner d'un apport anthropique au voisinage du port de Sidi-Fredj et à l'embouchure de l'oued béni-messous car l'origine du plomb dans les sédiments provient en général des canalisations d'eau, mais aussi des bacs de batteries, des peintures, des additifs pour l'essence, des eaux de ruissellements des voies de circulations, des industries pharmaceutiques et sidérurgiques.

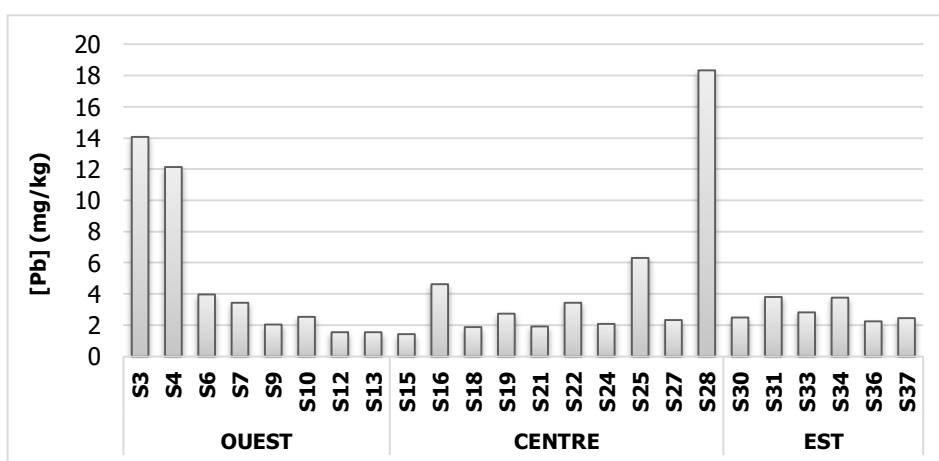


Figure 3.14 : Concentrations du plomb (Pb) en mg/kg (p.s) dans le sédiment de la baie d'El Djamilia

Les stations à Est de la baie ne présentent pas de fortes concentrations en plomb alors que c'est cette zone qui connaît une forte urbanisation et une récente intensification de l'activité portuaire (avec l'installation du nouveau port) qui sont susceptibles d'apporter une charge polluante en plomb.

3.1.5.2. LE CUIVRE

Le cuivre est relativement peu toxique. Les concentrations rencontrées dans les sédiments de la baie d'El Djamilia ont une moyenne de 5mg/kg. Ce qui est suffisamment faible si on considère les valeurs repères du tableau 3.5 rencontrés dans différents sites méditerranéen.

Les sédiments ne sont donc pas pollués même si la figure 3.15 montre un pic de 23.95mg/kg à la station S28.

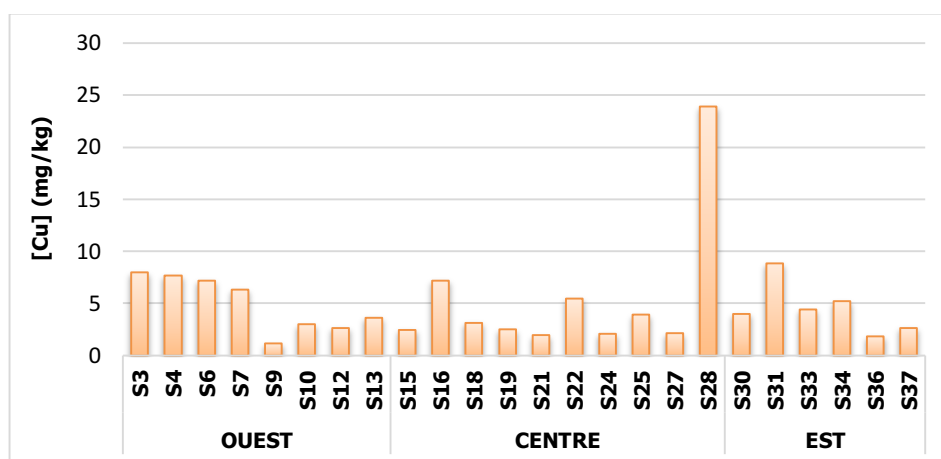


Figure 3.15 : Concentrations du cuivre (Cu) en mg/kg (p.s) dans le sédiment de la baie d'El Djamilia

3.1.5.3. LE ZINC

Le Zinc est un des métaux les moins toxiques. Dans la baie d'El Djamilia, les fortes teneurs se rencontrent aux stations avoisinant le port de Sidi-Fredj à l'Ouest mais aussi au centre de la baie. Elles restent en dessous de ceux rencontrés dans la baie d'Alger si on en tient au tableau 3.5.

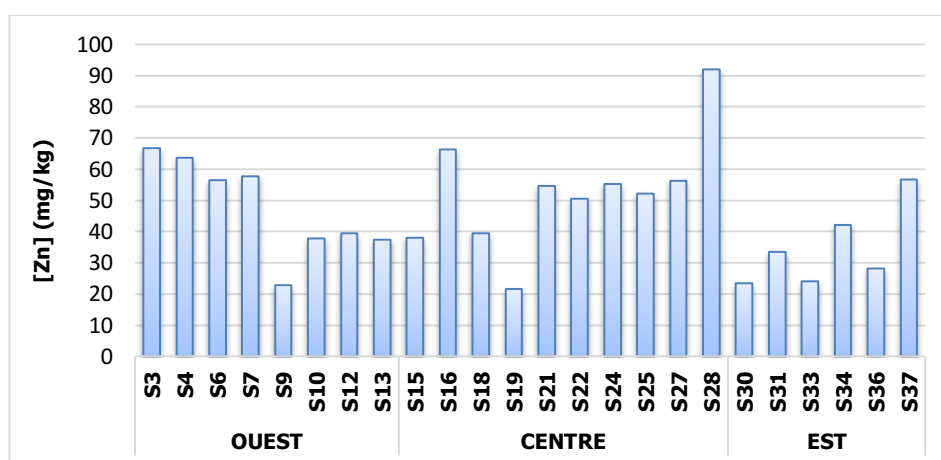


Figure 3.16 : Concentrations du zinc (Zn) en mg/kg (p.s) dans le sédiment de la baie d'El Djamilia

3.1.5.4. LE MANGANÈSE

La figure 3.17 montre que les concentrations de manganèse sont toujours plus élevées dans les stations du large (S4, S7, S10, S13, S16, S19, S22, S25, S28, S31, S34 et S37) dont les sédiments ont une granulométrie plus fine que ceux plus grossiers vers le rivage. Ceci révèle leur probable affinité pour les grains très fins. La concentration moyenne des échantillons est de 233,3 mg/kg et la concentration maximale mesurée dans la station S16 est de 297,1 mg/kg. Cette dernière est juste au-dessous de 300 mg/kg, valeur seuil pour un site non pollué d'après FILGUEIRAS *et al.* (2004).

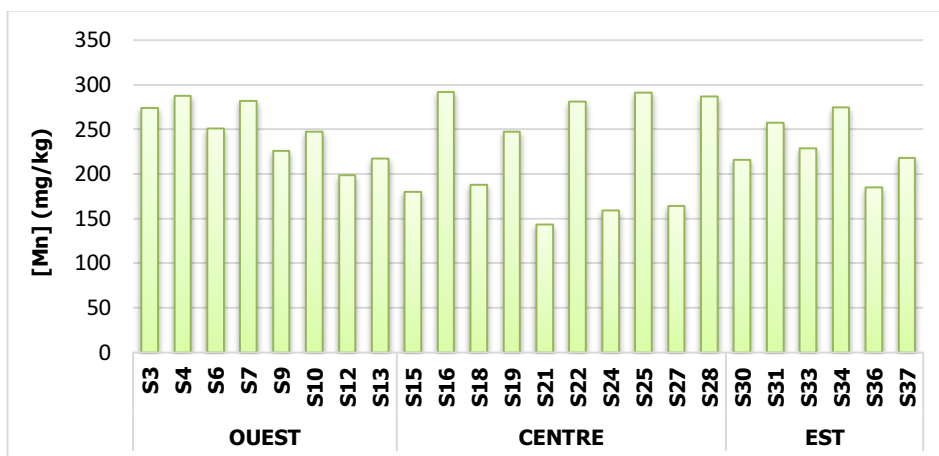


Figure 3.17 : Concentrations du manganèse (Mn) en mg/kg (p.s) dans le sédiment de la baie d'El Djamila

3.2. DISCUSSION GÉNÉRALE

Les résultats obtenus permettent d'estimer la qualité de l'environnement marin de la baie d'El Djamila et d'avancer que son milieu marin reste non pollué en dépit des récents changements qui s'opèrent dans cette petite baie. En effet l'étude des paramètres physico-chimique et des sels nutritifs n'a pas révélé d'anomalies significatives et l'analyse granulométrique du sédiment de la baie a permis de confirmer la distribution homogène du sable fin qui tapisse ses fonds.

Pour ce qui est des éléments-traces métalliques étudiés, les concentrations mesurées restent toutes faibles par rapport à celles observées dans différents sites méditerranéen. L'étude de leur distribution associée aux différentes fractions granulométriques du sable de la baie serait un moyen très utile pour affiner l'évaluation. Ceci dit, c'est le plomb qui paraît être le meilleur indicateur parmi les éléments étudiés pour détecter les effets anthropiques locaux.

Dans le futur, il serait intéressant de considérer les échantillons boueux du large qui n'ont pas pu être analysés et donc augmenter la taille des échantillons pour assurer une caractérisation complète de la baie.

Il est aussi très important d'obtenir des échantillonnages réguliers dans le temps, qui vont permettre de contrôler l'évolution temporelle des paramètres étudiés dans la baie surtout ceux de la matrice eau (paramètres physico-chimiques et sels nutritifs). Le suivi de leur variation verticale est à fortement considérer.

Le mercure et le cadmium n'ont pas pu être analysés mais ils restent toujours importants à considérer dans le réseau de la baie.



Conclusion

Conclusion

La présente étude nous a permis de déterminer les concentrations de quatre éléments traces métalliques, le plomb, le cuivre, le zinc et le manganèse dans le sédiment superficiel de la baie d'El Djamila dans des stations réparties, pour la première fois, sur toute la baie afin d'avoir une couverture spatiale la plus répandue possible.

Le dosage des éléments traces métalliques a été réalisé par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA). Cette méthode analytique a permis de déterminer avec précision les teneurs des éléments étudiés. Le protocole expérimental a été vérifié par l'utilisation de standards de concentrations connues fournis par l'Agence Internationale de l'Énergie Atomique (AIEA). Les résultats des analyses de ces matériaux de référence certifiés, obtenus au laboratoire de l'ENSSMAL, ont révélé par rapport aux valeurs de référence des écarts acceptables. Étant donné que le protocole expérimental a été appliqué correctement, les résultats obtenus ont été validés.

Les concentrations des éléments-traces métalliques n'ont pas montré une contamination des sédiments de la baie d'El Djamila car elles restent inférieures aux valeurs rencontrés dans différents sites méditerranéens pollués ou pas. Le plomb paraît être le meilleur indicateur parmi les éléments étudiés pour détecter les effets anthropiques locaux. Cependant, des études complémentaires sont à envisager afin de comprendre mieux les mécanismes géochimiques qui influent sur la distribution des éléments traces métalliques dans la baie. Ces études pourraient inclure l'aspect granulométrique et s'intéresser aux fractions plus fines du sable et les sédiments boueux du large qui n'ont pas fait l'objet de ce travail.

L'évaluation des éléments traces métalliques a été accompagnée de celle des paramètres physico-chimiques et du dosage des sels nutritifs de l'eau superficielle de la baie qui n'a elle aussi pas révélé d'anomalies liés à la pollution mais plutôt à des changements saisonniers naturels.

Certes cette évaluation de l'état de la baie reste ponctuelle et ne représente qu'une image instantanée mais elle nous a permis de vérifier l'absence d'une pollution chronique dans la baie. Elle nous a également permis de recueillir des données récentes qui présenteront plus d'intérêt avec la mise en place du réseau de surveillance et l'obtention de nouvelles données qui permettront de faire un suivi temporel et étudier la variabilité verticale des paramètres de pollution déjà entamé et offrira une meilleure image de la caractérisation environnementale de la baie.

Il est bien évidemment souhaité d'élargir l'éventail d'analyses à effectuer en proposant de nouveaux paramètres à suivre dans la baie et reconsidérer les éléments-traces métalliques qui n'ont pas pu être analysés. Ceci viendra progressivement compléter et enrichir ce travail dont l'objectif était en premier lieu de contribuer au lancement du réseau de surveillance de la baie d'El Djamila avec le recueil et l'actualisation des protocoles et méthodes d'analyses en fonction du matériel disponible afin de les standardiser pour les futures campagnes de prélèvements et d'analyses et ceci pour une harmonisation et structuration des données facilitant leur interprétation, exploitation et diffusion.

D'autre part, l'élaboration de ce travail nous a permis d'estimer les difficultés à surmonter pour l'instauration d'un réseau de surveillance qui réside dans l'implication de plus de moyens matériels et l'effort de tous. Il nous a été possible de proposer une stratégie de surveillance intéressante à développer dans les années à venir et constitue donc une base solide pour la mise en place du réseau de surveillance de la baie d'El Djamila.



Bibliographie

Bibliographie

A

- ADRIANO D., 2001. Trace elements in terrestrial environments : biogeochemistry, bioavailability, and risks of heavy metals.** Springer-Verlag, New York, 1-846.
- AMINOT A., CHAUSSEPIED M., 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin.** CNEXO : 395p.
- AMINOT A., KEROUEL R., 2007. Dosage automatique des nutriments dans les eaux marines : méthodes en flux continu.** Ifremer, 188p.
- ALLIOUANE A., RAMDANI L., 2006. Aménagement des ports de pêche de Zemmouri et d'El Djamila.** Mémoire d'ingénieur en Aménagement du littoral. ISMAL.
- AIDOUD D., MIMOUNI H., 2009. Ensablement des ports de Sidi-Fredj et d'El Djamila et le devenir des produits de dragage.** Mémoire d'ingénieur, ISMAL, 5-7-8-9p.
- AMIARD J.C., PINNEAU A., BOITEAU H.L., METAYER C., AMIARD-TRIQUET C., 1987. Application de la Spectrophotométrie d'absorption atomique Zeeman au dosage de 8 éléments traces (Hg, Cd, Cr, Mn, Ni, Pb, Se) dans les matières biologiques solides.** Water research 21 (6), 693 – 697.
- ANAYAT M., MOUDACHE A., 2010. Pollution tellurique dans les eaux et sédiments superficiels de la baie de Bou-Ismaïl.** Mémoire d'ingénieur, ISMAL, 23p.
- ANONYME., 1980. Le courrier du CNRS, N° 35.janvier, 1980.**
- ASSO A., 1982. Contribution à l'étude de pollution métallique chez la moule *Perna perna* (L) dans la région d'Alger.** Thèse de Doctorat de 3^{ème} cycle d'Océanographie Biologique. Université d'Aix-Marseille II : 135 p.
- ATSDR, 1990. Toxicological profiles for copper.** Agency for toxic substances and disease registry, atlanta, GA: US department of Health and Human Services, Public Health Services.
- AUBERT M., REVILLON P., BREITTMAYER J. P., GAUTHIER M., AUBERT J., FJATAN G., 1982. Métaux lourds en Méditerranée.** *Rev. Inter. Oceanorg. Méd., Nice*, 3 : 118-121.
- AUDIGIÉ C.L., DUPONT G., ZONSZAIN F., 1992. Principe des méthodes d'analyse biochimique tome 2.** 3^{ème} Édition, Doin éditeur, France, 174p. ISBN : 2-7040-0684-9

Bibliographie

B

BAE J.-S., FREEMAN H.S., 2007. Aquatic toxicity evaluation of copper-complexed direct dyes to the *Daphnia magna*. *Dyes and Pigments* 73, 126-132.

BELANGER D., 2009. Utilisation de la faune macrobenthique comme bioindicateur de la qualité de l'environnement marin côtier. Maître en écologie internationale : maîtrise en biologie incluant un cheminement de type cours en écologie internationale. Canada, 67p.

BELHOUCINE F., 2005. Contamination du Merlu *Merluccius merluccius* (L., 1758) par trois métaux lourds (Cadmium, Plomb et le Zinc) pêché dans la baie d'Oran. Thèse de Magister, 200p.

BERTRAND J.C., LARSEN H., 1989. La bactérie marine : mythe ou réalité. In *Microorganismes dans les écosystèmes océaniques*. Eds. M. Bianchi, D. Marty, J. C. Bertrand, P. Caumette et M. Gaunthier. pp. 3-26. Massons, Paris.

BONTOUX J., 1993. Introduction à l'étude des eaux douces : eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson. Edition Technique et Documentation Lavoisier, 166p.

BOWEN H.J.M., 1966. Trace elements in biochemistry. Academic Press. N.Y. : 241p.

BELLAN G., PERES J.M., 1974. La pollution des mers. Edit. Presses Universitaires de France, 127p.

BIANCHI M., MARTHY D., BERTRAND J.C., CAUMETTE P., GAUTHIER M., 1989. Les microorganismes du domaine océanique. Edit. Masson. 447p.

BITTEL, R., 1973. Étude du comportement des métaux lourds en milieu marin, en vue de l'évaluation de la capacité limitée d'acceptation des écosystèmes océaniques pour la pollution chimique. *Rev. Inter. Océanog. Med.* 37p.

BRISOU J.F., DENIS F., 1978. Hygiène de l'environnement maritime. Edit. Masson. 248p.

BROKAERT J.A.C., 2005. Analytical Atomic Spectrometry with Flames and Plasmas. Deuxième édition revue et augmentée. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co.KGaA, Weinheim (Federal Republic of Germany), 414p. ISBN: 978-3-527-31282-5

BELLAHSENE Y., MESSAOUDI S., 2005. Étude bathymétrique, sédimentologique et pollution par les métaux lourds de la baie d'El Djamila. Mémoire d'ingénieur, ISMAL, 13-26p.

Bibliographie

BENGUEDDA–RAHAL W., 1993. Contribution à l'étude de quelques polluants métalliques chez la moule *Perna perna* et le rouget *Mullus surmeletus*,(L.) dans la partie occidentale au golf d'Arzew. Thèse de Magister, ISMAL, 152p.

BAKI M., 1987. La dynamique sédimentaire dans la baie d'El Djamila (baie de Bou-Ismaïl). Mémoire d'Ingénieur en Géologie Marine, USTHB.

BOUZIANI M., 2000. L'Eau- de la Pénurie aux Maladies. Editions Ibn- Khaldoun ; Oran ; Algérie : 247p.

BELLAN G., PERES J.M., 1974. La pollution des mers. Edit. Presses Universitaires de France.127p.

BLIEFERT C., PERRAUD R., 2009. Chimie de l'environnement : Air, Eau, Sols, Déchets. 2^{ème} édition, Editions De Boeck Université, 478p.

BRYAN, G.W., 1971. The effect of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B Biological Sciences* 177, 389-410

BRYAN, G.W., 1984. Pollution due to heavy metals and their compounds. *Marine Ecology* 5, 1290-1431.

C

CASAS S., 2005. Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. Thèse de doctorat : Océanologie biologique, Environnement marin, 314p.

CHALUMEAU L., 2003. Étude stratigraphique de la séquence sédimentaire du site archéologique de Marin-Les Picettes (NE). Institut de géologie, Université de Neuchatel, Neuchatel, 95 p.

CHIFFOLEAU J.F., AUGER D., CHARTIER E., MICHEL P., TRUQUET I., FISHT A., GONZALEZ J.L., ROMANA L.A., 2001. Spatiotemporal changes in Cadmium contamination in the Seine estuary (France). *Estuaries Journal*, Volume 24, Issue 6, pp 1029-1040.

Clemens S., 2001. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. *Planta* 212, 475-486.

Bibliographie

COMMISSION OSPAR (Page consultée le 29 avril 2007). Liste OSPAR de produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires.

COPIN-MONTÉGUT G., 1996. Chimie de l'Eau de Mer. Collection de Synthèse, Institut Océanographique, Paris, 384p.

COSSA D., 1987. Les éléments traces dans l'eau de mer: leurs niveaux de concentration et leurs mesures. Nantes (France), Rapport IFREMER DERO 87-04-MR:11.

COSSA D., LASSUS P., 1989. Le cadmium en milieu marin, biogéochimie et écotoxicologie. Rapport Science et Tech. IFREMER, N°16, SDP Brest .111p.

COSSA D., THIBAUD Y., ROMÉO M., GNASSIA-BARELLI M., 1990. Le Mercure en Milieu Marin : Biogéochimie et Ecotoxicologie. *Rapports Scientifiques Techniques IFREMER* 19, 1-130.

Chang C., Sibley T.H., 1993. Accumulation and transfer of copper by *Oocystis pusilla*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 50, 689–695.

D

Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23, October 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* 43, 1-72.

DERACHE R., 1986. Toxicologie et sécurité des aliments. Techniques et Documentation Lavoisier. 344p.

DREISBACH R. H., 1983. Handbook of poisoning : prevention diagnosis & treatment. 11th ed, Los Altos, Calif. : Lange Medical Publications, 1983 [RM-515008]

DROUOT L. KLINGLER A.M., 1986. Bivalves marins et pollution virale de l'eau de mer. Thèse Faculté des Sciences Pharmaceutiques et Biologiques NANCY 1 :185p.

E

EBERLIN T., 1997. Les infections microbiennes. Edit. Masson.128p.

EISLER R., 1987. Mercury Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC. Biological Report No 85(1.10).

Bibliographie

ELISABETTA M., GIOACCHINO S., 2004. Copper-induced changes of non-protein thiols and antioxidant enzymes in the marine microalga *Phaeodactylum tricorutum*. *Plant Science* 167, 289–296.

EMSE : École des Mines de Saint-Etienne (Centre SPIN, Axe " Génie des Procédés"), 2005. Méthodes spectrométriques d'analyse et de caractérisation, spectrométrie d'absorption atomique. 43p.

ENGEL DW., 1999. Accumulation and cytosolic partitioning of metals in the American *Crassostera virginica* Marine. *Environmental Research*. 47 (1999): 89-102.

EISLER L., GARDNER G.R., 1973. Acute toxicity to an estuarine teleost of mixtures of cadmium, copper and zinc salts. *J. Fish. Biol.*, 5: 131-142.

EQUINOXE L., 1990. Le magazine des ressources vivantes de la mer " Environnement littoral". Numéro spécial, 1999, pp 32-54.

F

F.A.O., 1981. Manuel des méthodes de recherches sur l'environnement aquatique. 4^{ème} partie : principe de sélection des tests biologiques pour l'évaluation de la pollution marine. Do. Tec. Pêches FIRI / T :164p.

FARMER, J. J., III, F. W. HICKMAN-BRENNER, AND M. T. KELLY. 1985. Vibrio, p. 282-301. In E. H. LENNETTE, A. BALOWS, W. J. HAUSLER, JR., AND H. J. SHADOMY (ed.), *Manual of clinical microbiology*, 4th ed. American Society for Microbiology, Washington, D.C.

FEILLET P., 2002. Le bon vivant, une alimentation sans peur et sans reproche. Edition : INRA, Paris.

FERNANDES F.S., HENRIGUES, 1991. Biochemical, physiological and structural effect of excess copper in plants. *The Botanical Review* 57, 246–273.

FIGARELLA J., LEYRAL G., TERRET M., 2001. Microbiologie générale et appliquée. Edit. Jacques Lanore, 285p.

FLINT K.P., 1987. The long-term survival of *Escherichia coli* in river water. *Journal of applied bacteriology* Vol 63, p261 – 270.

FOWLER, S.W., 1982. Biological transfer and transport process. In: Pollutant transfer and transport in the sea. P2 – 65. Kullenberg G. Edition. CRC Press Boca Raton: 478p.

Bibliographie

FRONTIER S. & PICHOD-VIALE D., 1991. *Ecosystèmes : structure, fonctionnement, évolution*, Paris, Masson, 392p.

G

GAUTHIER M., PIETRI C., 1989. **Devenir des bactéries et virus entériques en mer. Microorganismes dans les écosystèmes océaniques.** Edit. Masson.447p.

GAUJOUS D., 1995. **La pollution des milieux aquatiques : aide-mémoire.** Edition Technique et Documentation Lavoisier, Paris, 220p.

GALAF F., GHANNAM S., 2003. **Contribution à l'élaboration d'un manuel et d'un site web sur la pollution du milieu marin.** Mémoire d'Ingénieur d'État en Agronomie : option : halieutique, Rabat, Maroc.

GESAMP, 1983. **Rapport de la treizième session. Genève, Suisse, 28 février-4 mars 1983.** Groupe mixte d'experts OMI/FAO/UNESCO-COI/OMM/OMS/AIEA/ONU/PUNE chargé d'étudier les aspects scientifiques de la protection de l'environnement marin.

GOBEIL C., SILVERBURG N., SUNDBY B., COSSA D., 1987. **Cadmium diagenesis in laurentian trough sediments.** *Geochim Cosmochim. Acta.* (51). pp. 589-595.

GROUSSET F. ET DONARD O., 1989. **Des métaux dans les sédiments.** Courrier du CNRS; N°12, Dossiers Scientifiques, 35 – 36p.

GUIRAUD J.P., 1998. **Microbiologie alimentaire- Techniques d'analyse microbiologique.** éd, DUNOD, 652 P.

GUTHERIE F.E., PERRY J.J., 1980. **Introduction to environmental toxicology.** Black well Scientific publication : 484p.

GÜVEN, K., ÖZBAY, C., ÜNLÜ , E., SATAR, A., 1999. **Acute lethal toxicity and accumulation of copper in *Gammarus pulex* (L.) (Amphipoda).** *Turkish Journal of Biology* 23, 510–521.

H

HARALDSSON C., WESTERLAND S., 1988. **Trace metals with water column of the Black Sea and Framvaren.** *Marine Chemistry*, Volume 23, issue 3-4 (April, 1988), p. 417-424.

Bibliographie

HOLLEMAN A.F., WIBERG E., 1985. *Lehrbuch der Anorganischen Chemie*. Berlin-New York, 568-570.

HOUMA F., 2009. *Modélisation et cartographie de la pollution marine et de la bathymétrie à partir de l'imagerie satellitaire*. Thèse de doctorat, Université de Val de Marne Paris XII, Spécialité : Science de l'univers et Environnement, 274p.

J

JEFFERIES, D. J., FREESTONE, P., 1984. Chemical analysis of some coarse fish from a Suffolk River carried out as part of the preparation for the first release of captive-bred otters. *The Journal of the Otter Trust* 1(8), 17–22.

JICA, MATET, ONEDD, 2008. *Compte rendu du séminaire Conjoint Algérie Japon pour une gestion efficace de l'Environnement*. Alger, du 21 au 22 avril 2008, 102 p.

JOANNY M., 1997. *Surveillance de l'environnement littoral et côtier*. Edition Ifremer, 33p. ISBN 2-905434-81-3

JOLY B., REYNAUD A., 2003. *Entérobactéries : systématiques et méthodes d'analyses*. Edit. Techniques et Documentation. Paris. 356p.

JONES MELISSA K. AND OLIVER JAMES D., 2009. *Vibrio vulnificus: Disease and Pathogenesis*. *Infect. Immun.* 2009, 77(5):1723. DOI: 10.1128/IAI.01046-08.

JURADO J.M., MARTÍN M.J., PABLOS F., MOREDA-PIÑEIRO A., BERMEJO-BARRERA P., 2007. Direct determination of copper, lead and cadmium in aniseed spirits by electrothermal atomic absorption spectrometry. *Food chemistry* 101, 1296-1304.

K

KJELLSTRÖM T., 1986. *Itai-itai disease*. In : *Cadmium and Health : A Toxicological and Epidemiological Appraisal*. Friberg, L., Elinder, C.G., Kjellström, T., Nordberg, G.F., edit., CRC Press, Boca Raton pub., Florida, 257-290.

KREMLING K., 1985. The distribution of Cd, Cu, Ni, Mn and Al in surface waters of the open Atlantic and European shelf area. *Deep. Sea. Res.*, 32: 531-553.

KREMLING K., HYDES D., 1988. Summer distribution of dissolved Al, Cd, Cr, Cu, Mn and Ni in surface waters arounds the British Isles. *Continental Shelf Res.*, 8: 89-105.

Bibliographie

KUCUKSEZGIN, F., KONTAS, A., ALTAY, O., ULUTURHAN, E., DARILMAZ, E., 2006. Assessment of marine pollution in Izmir Bay : Nutrient, heavy metal and total hydrocarbon concentrations. *Environment International* 32, 41-51.

L

LABORATOIRE D'ÉTUDES MARITIMES (LEM), 1998. Dragage des ports de Sidi Fredj et d'El Djamila : Rapport portant sur les résultats d'analyses chimiques des sédiments à draguer.

LABORATOIRE D'ÉTUDES MARITIMES (LEM), 2008. Étude d'Impact sur l'environnement de la réalisation de la plage artificielle à El Djamila.

LACOUÉ-LABARTHE T., 2007. Incorporation des métaux dans les œufs de la seiche commune *Sepia officinalis* et effets potentiels sur les fonctions digestives et immunitaires. Thèse de doctorat : Océanologie Biologique & Environnement Marin, 200 p.

LALAMI-TALEB R., 1970. Facteurs de répartition verticale du phytoplancton au large d'Alger. Thèse de Doct. 3^{ème} cycle en biologie. Université d'Alger: pp168.

LARBAIGT G., 1989. Une meilleure connaissance des risques sanitaires liés à la baignade. *Revue des sciences de l'eau*, 2 : 295-306p.

LAUWERYS R., 1990. Toxicologie industrielle et Intoxication professionnelle. 3^{ème} édition. Ed. Masson : 1130p.

LECLAIRE L., 1972. La sédimentation holocène sur le versant méridional du bassin Algéro-Baléares (Pré-continent Algérien). *Mémoire Museum histoire Naturelle, Paris, Série C, Tome 24*, pp391.

LECLERC H., GAILLARD J.L., SIMONET M., 1995. Microbiologie générale : la bactérie et le monde bactérien. Edit. Doin. 535p.

LEHOCZKY E., SZABO L., HORVATH S., MARTH P., SZABADOS I., 1998. Cadmium uptake by lettuce in different soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 29, 1903–1912.

LEVÊQUE C., 1996. Écosystèmes aquatiques. *Les fondamentaux, Ed. Hachette*. 159p.

LE PIMPEC P., LIÉNARD A., BONNARD R., LAFONT M., CAZIN B., BOSSARD, PH., HUBERT B., BRAY M., 2002. Guide pratique de l'agent préleveur chargé de la police des milieux aquatiques. Cemagref Éditions, 159 p.

Bibliographie

LOURGUIOUI H., 2006. Étude hydrobiologique du barrage de Boukourdane (wilaya de Tipaza). Thèse de magister, ISMAL, 80p

LYNCH J., 2001. Analyse physico-chimique des catalyseurs industriels, manuel pratique de caractérisation. Édition Technip. Paris, 2001. 336p. ISBN : 2-7108-0750-5.

M

MAHIOUT L., 1989. Quelques aspects de la dynamique de la pollution bactérienne dans l'embouchure de l'oued Béni-Messous. Mémoire d'ingénieur, option : aménagement. ISMAL, 88p.

MANCINI J.L., 1978. Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions. Water pollution control board journal. p2477 – 2484.

MANUEL DE BERGEY., 1984. Systematic bacteriology ; 9th edition.

MARCHAND M., ABARMOUB A., MARCAILLOU-LEBAUT C., 1990. Les polychlorobiphényles (PCB) en milieu marin : biogéochimie et écotoxicologie. Rapport scientifique et technique de l'IFRIMER., n° 18, 1990 : 162 p.

MARCHAND M., KANTIN R., 1997. Les métaux traces en milieu aquatique. Océanis 23(4): 595-629.

MARCUS J.M., THOMPSON A.M., 1988. Heavy metals in oyster tissue around three coastal marine. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 36 : 587-594.

MART L., RUTZEL H., KLAHRE P., SIPOS L., PLATZEK U., VALENTA P., NURNBERG H.W., 1982. Comparative studies on the distribution of heavy metals in the ocean and coastal waters. *The Sci. Total Environ.*, 26 : 1-17.

MATTA, J., MILAD, M., MANGER, R., TOSTESON, T., 1999. Heavy metals, lipid peroxidation, and cigateratoxicity in the liver of the Caribben barracuda (*Sphyraena barracuda*). *Biological Trace Element Research* 70, 69–79.

MAURIN C., 1974. La conchyliculture française : le milieu naturel et ses variations (première partie). Institut scientifique et technique des pêches maritimes. Nantes. P112-117

MISHRA S., SRIVASTAVA S., TRIPATHI R.D., KUMAR R., SETH C.S., GUPTA D.K., 2006. Lead detoxification by coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) involves induction of phytochelatins and antioxidant system in response to its accumulation. *Chemosphere* 65, 1027-1039.

Bibliographie

MIQUEL M., 2001. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (Dir.). Rapport Sénat n°261: 360.

MIOSSEC LAURENCE (2002). Les vibrions pathogènes pour l'homme : le risque associé au milieu marin en France - Vibrions et risque sanitaire. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00104/21545/>

MORITA R Y., COLWELL R., 1974. Effect of the ocean environment on microbial activities. Edit. Colwell et Morita. Univ. Park Press, Baltimore.587p.

MOUFFOK S., 2003. Biosurveillance de la pollution marine: Cas de l'évaluation de la stabilité de la membrane lysosomale, chez la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) pêché dans la Baie d'Oran. Mémoire de Magister, Dépt. De Biologie, Faculté des Sciences, Université d'Oran : 57p.

MOUHOU B R., 1986. Contribution à l'étude de la biologie et la dynamique de la population exploitée de la sardine (*Sardina pilchardus*, Walbaum, 1792) des côtes Algéroises (Algérie). Thèse de Magistère en halieutique, USTHB .pp 163.

N

NODBERG. G.F., FOWLER B.A., NODBERG M., FRIBERG L., 2007. Handbook on the toxicology of metals. 3^{ème} édition. Academic Press, 25 juin 2007. 1024 p. ISBN: 978-0123694133.

NRIAGU JO., 1980. Cadmium in the environment. Ecological cycling. John Wiley and Sons, New York.

O

OGAWA T., KOBAYASHI E., OKUBO Y., SUWAZONO Y., KIDO T., NOGAWA K., 2004. Relationship among prevalence of patients with Itai-itai disease, prevalence of abnormal urinary findings, and cadmium concentrations in rice of individual hamlets in the Jinzu River basin, Toyama prefecture of Japan. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14, 243-252.

OUZOUNIDOU G., ELEFThERIOU E. P. AND KARATAGLIS S. 1992. Ecophysiological and ultrastructural effects of copper in *Thalspi ochroleucum*. Canadian Journal of Botany 70: 947-957.

Bibliographie

P

- PACYNA E.G., PACYNA J.M., FUDALA J., STRZELECKA-JASTRZAB E., HLAWICZKA S., PANASIUK D., 2006.** Mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic sources in Europe in 2000 and their scenarios until 2020. *The Science of the Total Environment* 370, 147-156.
- PELMONT J., 1993.** Bactéries et environnement : adaptations physiologiques. Collection Grenoble Sciences, 899p.
- PICHARD A., 2005.** Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Zinc et ses dérivés. INERIS. 14 mars 2005.
- PICHARD A., 2003a.** Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, plomb et ses dérivés. INERIS. 03 avril 2003.
- PICHARD A., 2003b.** Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, cuivre et ses dérivés. INERIS. 11 avril 2003.
- PINTA M., 1979.** Spectrométrie d'absorption atomique Tome 1, Problèmes généraux. Masson, Paris, 696 p. ISBN: 2-225-64020-3
- PNUE / OMS., 1977.** Recommandation pour la surveillance sanitaire des zones côtières à usage récréatif et des zones conchylicoles. Bureau régional de l'OMS pour l'Europe, Copenhague : 168p.
- POGGI R., 1990.** Impacts sanitaires des contaminations microbiologiques. IFREMER, la mer et les rejets urbains, n° 11 : 115-132.
- POGGI R., 1991.** Qualité requise des eaux conchylicoles et organisation de leur surveillance . TSM :233p.
- POMMEPUY M., DUPRAY E., GUILLAUD J.F., DERRIEN A., CORMIER M., 1991.** Les rejets urbains et la contamination fécale. Colloque Environnement des Mers Epicontinentales, Lille 20-22 mars 1990 :P10-15.
- PRADYT P., 2004.** Dean's Analytical Chemistry Handbook (McGraw-Hill Handbooks). Second edition. 1114 p. ISBN: 0071410600

Bibliographie

Q

QUILLET, 1984. Encyclopédie autodidactique. 4, Ed. Quillet : 500p.

R

RAMADE F., 1979 – Ecotoxicologie. Masson Ed. Fr. : 228p.

RAMADE F., 1982. Elément d'écologie : écologie appliquée ; action de l'homme sur la biosphère. 3^{ème} édition revue et augmentée d'éléments d'écologie appliquée.

RAO D.S., SAXENA A.B., 1981. Acute toxicity of mercury, zinc, lead, cadmium, manganese to the *chironomus sp* . I nt. J. Environ. Studies, 1981, vol 16, pp : 225-226.

RODIER J., BAZIN C., CHAMBON P., BROUTIN J.-P., CHAMPSAUD H., RODI L., 1996. Analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 8^{ème} édition. Edition DUNOD, Paris, 1983p.

ROUSSIEZ V., LUDWIG W., MONACO A., PROBST J.L, BOULOUBASSI I., BUSCAIL R., SARAGONI G, 2006. Sources and sinks of sediment-bound contaminants in the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea): a multi-tracer approach. Continental Shelf Research 26 (16), 1843 - 1857.

REGOLI F., NIGRO M., ORLANDO E., 1998. Lysosomal and antioxydant responses to metals in the *Antartic Scallop Admusium Golbecki*. Aquatic toxicology : 375 – 378p.

RENGEL Z., 1999. HEAVY METALS AS ESSENTIAL NUTRIENTS. *In* : Heavy Metal Stress in Plants : from Molecules to Ecosystems. Prasad M.N.V., Hagemeyer J., edit., Springer, pub., Berlin, 231–252.

RAKOTOVAHOAKA, 2007. Cartographie de la vulnérabilité des Nappes d'eaux souterraines de la plaine D'antananarivo et de ses environs (Alamanga). Maîtrise des sciences et techniques en géophysique appliquée, université d'Antananarivo (Madagascar), 66p.

S

SADIQ M., 1992. Toxic metal chemistry in marine environments. Edition Marcel Dekker, INC, 390p.

SEVRIN-REYSSAC J., DE LA NOÛE J., PROULX D., 1995. Le recyclage du lisier de porc par lagunage. Edition Technique et Documentation Lavoisier, 118p.

Bibliographie

SHULKIN, V.M., PRESLEY, B.J., KAVUN, V.I., 2003. Metal concentrations in mussel *Crenomytilus grayanus* and oyster *Crassostrea gigas* in relation to contamination of ambient sediments. *Environment International* 29, 493-502.

SIGG L., BEHRA P., STUMM W., 2006. Chimie des Eaux Aquatiques : Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. 4^{ème} édition, Dunod, 584p.

SIMON S. 1999 – La pollution des eaux. Univ – le Havre.

SKALAR ANALYTICAL., 1998. Manuel san plus analyser : SA 1050 (Random Access Auto sampler). Breda (Netherlands), 23p.

SKOOG D. A., HOLLER F. J., NIEMAN T. A., 2003. Principe d'analyse instrumentale, 5^{ème} édition. Édition de Boeck université. Paris, 938p. ISBN : 2-7445-0112-3.

F. SPAGNOLI, BARTHOLINI, G., E. DINELLI AND GIORDANO P., 2008. Geochemistry and particles size of surface sediments of Gulf of Manfredonia (Southern Adriatic Sea), *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 80, pp. 21-30.

SUSZEYNSKY E.M., SHANN J.R., 1995. Phytotoxicity and accumulation of mercury in tobacco subjected to different exposure routes. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14, 61–67.

T

TAGUINE K., 1989. Contribution à l'étude de la pollution par quatre métaux lourds (Cd, Pb, Cu, Cr) dans trois zones du littoral Algérien : Alger, Arzew et Skikda. Teneur dans le sédiment. Mémoire de Technicien Supérieur. ISMAL, 70p.

TERBECHE, M., 2006. Tendances de la contamination bacteriologique et metallique chez la crevette rouge *Aristeus antennatus* (RISSO,1816) exploitée dans la baie d'Oran. *Memoire. Magister. Univ d'Oran* : 105p.

THIBAUD Y., 1987. Le plomb, le mercure et le cadmium et dans les produits de la mer. *Rapp.Ifremer N° Dero- 87-02- MR- 21 pp.*

THOMAZEAU R., 1981. Station d'épuration. Eaux potables – eaux usées : Précis théorique et technique. Technique et documentation, Paris, 435p.

Bibliographie

TIDADINI M.L., AMDOUN A., 2003. Étude hydrobiologique de lac du barrage de Boukourdane (wilaya de Tipaza): Variation spatio-temporelle du peuplement zooplanctonique, physico-chimique, composition spécifique du plancton. *Mém. d'Ing. d'Etat en aquaculture*, U.S.T.H.B., 110p.

TMIZAR L., 1989. Étude de base et surveillance continue des métaux lourds notamment du Hg et du Cd dans les organismes marin (Med. Pol. II).

TRANCHIDA G., OLIVERI E., ANGELONE M., SPROVIERI M., MAZZOLA S., 2011. Distribution of rare earth elements in marine sediments from the Strait of Sicily (western Mediterranean Sea): Evidence of phosphogypsum waste contamination. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 62, Issue 1, January 2011, Pages 182–191.

TÜRKMEN A., TÜRKMEN M., TEPE Y., AKYURT İ., 2005. Heavy metals in three commercially valuable fish species from İskenderun Bay, Northern East Mediterranean Sea, Turkey. *Food Chemistry* 91, 167-172.

U

UNEP/IAEA, 1985a. Determination of total chromium in marine sédiments by flameless atomic absorption spectrophotometry. (Draft) Reference Methods for Marine Pollution Studies, N°31, UNEP.

UNEP/IAEA, 1985b. Determination of total chromium in marine sédiments by flameless atomic absorption spectrophotometry. (Draft) Reference Methods for Marine Pollution Studies, N°33, UNEP.

UNEP/IAEA, 1986. Determination of total chromium in marine sédiments by flameless atomic absorption spectrophotometry. (Draft) Reference Methods for Marine Pollution Studies, N°38, UNEP.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1997. Mercury Study Report to Congress. EPA- 425/R-97-003, Office of Pollution Prevention and Toxics Washington, DC.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1999. 33/50 Program – The final Record. EPA-745-R-99-004, Office of Pollution Prevention and Toxics, Agency (7408), 1-38.

V

VANDEGANS J., DE KERSABIEC A.M., HOENIG M., 2013. Spectrométrie d'absorption atomique. Dossier Techniques de l'ingénieur, p2825, 31p.

Bibliographie

W

WOOD J.M., KENNEDY F.S., ROSEN C.G., 1968. Synthesis of methyl-mercury compounds by extracts of a methanogenic bacterium. *Nature* 220 (173–174).

WATKINS WD, CABELLI VJ. 1985. Effect of fecal pollution of *Vibrioparahaemolyticus* densities in an estuarine environment. *Appl Environ Microbiol* 49:1307-1313.

Z

ZAOUI S., YAHLA B., 2000. Bioaccumulation de deux métaux lourds toxiques dans la coquille de la seiche (*Sepia officinalis*, LINNE, 1758) pêchée sur les côtes oranaises. *Mémoire de D.E.S, Université d'Oran*, 90p.

ZOBELL C., 1946. Marine microbiology. Edit. Mass Chronica Botanic Company. 240p.

ZOUREZ O.H., FERHANI K. 2003. Étude physico-chimique et biologique d'un écosystème aquatique : barrage de boukourdane (Wilaya de Tipaza). *Mém. d'Ing. d'Etat. en halieutique*, ISMAL , Alger, 104p.



Annexes

Annexe 1

Coordonnées géographiques des stations de prélèvement en baie d'El Djamila

Zones	Localisation des stations		Remarques
Zone 1 EST de la Baie Radiales 1, 2, 3, 4 et 5	S1	$\varphi : 36^{\circ}46'2''N$	Site Touristique de Sidi-Fredj : Complexe Touristique et Port de Sidi-Fredj Plage EST de Sidi-Fredj, Plage de l'Hôtel Riadh et Moretti <i>Site caractérisé par :</i> Apports en Eaux Usées Domestiques et Portuaires Stations balnéaires très fréquentées en été
		$\lambda : 2^{\circ}50'46''E$	
	S2	$\varphi : 36^{\circ}46'17''N$	
		$\lambda : 2^{\circ}50'54''E$	
	S3	$\varphi : 36^{\circ}45'42''N$	
		$\lambda : 2^{\circ}51'1''E$	
	S4	$\varphi : 36^{\circ}45'59''N$	
		$\lambda : 2^{\circ}51'6''E$	
	S5	$\varphi : 36^{\circ}46'14''N$	
		$\lambda : 2^{\circ}51'11''E$	
	S6	$36^{\circ}45'43''N$	
		$\lambda : 2^{\circ}51'22''E$	
	S7	$\varphi : 36^{\circ}45'59''N$	
		$\lambda : 2^{\circ}51'24''E$	
S8	$\varphi : 36^{\circ}46'16''N$		
	$\lambda : 2^{\circ}51'26''E$		
S9	$\varphi : 36^{\circ}45'44''N$		
	$\lambda : 2^{\circ}51'43''E$		
S10	$\varphi : 36^{\circ}45'60''N$		
	$\lambda : 2^{\circ}51'42''E$		
S11	$\varphi : 36^{\circ}46'18''N$		
	$\lambda : 2^{\circ}51'40''E$		
S12	$\varphi : 36^{\circ}45'50''N$		
	$\lambda : 2^{\circ}52'7''E$		
S13	$\varphi : 36^{\circ}46'5''N$		
	$\lambda : 2^{\circ}52'2''E$		
S14	$\varphi : 36^{\circ}46'23''N$		
	$\lambda : 2^{\circ}51'56''E$		
Zone 2 Centre de la Baie Radiales 6, 7, 8, 9 et 10	S15	$\varphi : 36^{\circ}46'2''N$	Site Touristique et résidences d'état : Hôtel Sheraton <i>Site caractérisé par :</i> Dynamique sédimentaire importante, Transit de la pollution vers l'Est de la baie Stations balnéaires très fréquentées en été
		$\lambda : 2^{\circ}52'26''E$	
	S16	$\varphi : 36^{\circ}46'17''N$	
		$\lambda : 2^{\circ}52'17''E$	
	S17	$\varphi : 36^{\circ}46'31''N$	
		$\lambda : 2^{\circ}52'9''E$	
	S18	$\varphi : 36^{\circ}46'14''N$	
$\lambda : 2^{\circ}52'47''E$			
S19	$\varphi : 36^{\circ}46'27''N$		
	$\lambda : 2^{\circ}52'34''E$		
S20	$\varphi : 36^{\circ}46'40''N$		
	$\lambda : 2^{\circ}52'22''E$		
S21	$\varphi : 36^{\circ}46'29''N$		
	$\lambda : 2^{\circ}53'3''E$		

Annexe 1 (suite 1/2)

Coordonnées géographiques des stations de prélèvement en baie d'El Djamila

Zones	Localisation des stations		Remarques
Zone 2 Centre de la Baie Radiales 6, 7, 8, 9 et 10	S22	φ : 36°46'39"N	Site Touristique et résidences d'état : Hôtel Sheraton <i>Site caractérisé par :</i> Dynamique sédimentaire importante, Transit de la pollution vers l'Est de la baie Stations balnéaires très fréquentées en été
		λ : 2°52'48"E	
	S23	φ : 36°46'49"N	
		λ : 2°52'34"E	
	S24	φ : 36°46'44"N	
		λ : 2°53'18"E	
	S25	φ : 36°46'52"N	
		λ : 2°53'0"E	
	S26	φ : 36°46'58"N	
λ : 2°52'45"E			
S27	φ : 36°46'58"N		
	λ : 2°53'32"E		
S28	φ : 36°47'3"N		
	λ : 2°53'13"E		
S29	φ : 36°47'8"N		
	λ : 2°52'55"E		
Zone 3 Ouest de la Baie Radiales 11, 12, 13, 14 et 15	S30	φ : 36°47'17"N	Plage artificielle et nouveau Port d'El Djamila <i>Site caractérisé par :</i> Rejets Domestiques et Portuaires Port de pêche et de plaisance Stations balnéaires très fréquentées en été Influence de l'Oued Béni-Messous
		λ : 2°53'42"E	
	S31	φ : 36°47'19"N	
		λ : 2°53'22"E	
	S32	φ : 36°47'21"N	
		λ : 2°53'3"E	
	S33	φ : 36°47'33"N	
		λ : 2°53'51"E	
	S34	φ : 36°47'32"N	
		λ : 2°53'29"E	
	S35	φ : 36°47'32"N	
		λ : 2°53'9"E	
	S36	φ : 36°47'51"N	
		λ : 2°53'51"E	
S37	φ : 36°47'48"N		
	λ : 2°53'32"E		
S38	φ : 36°47'45"N		
	λ : 2°53'12"E		
S39	φ : 36°48'6"N		
	λ : 2°53'49"E		
S40	φ : 36°48'1"N		
	λ : 2°53'31"E		
S41	φ : 36°47'56"N		
	λ : 2°53'12"E		
S42	φ : 36°48'17"N		
	λ : 2°53'26"E		
S43	φ : 36°48'9"N		
	λ : 2°53'8"E		
Station de Référence	S44	φ : 36°47'30"N	<i>Large de la baie :</i> Station de référence
		λ : 2°51'34"E	

Annexe 1 (suite 2/2)

Coordonnées géographiques des stations de prélèvement en baie d'El Djamila

Zones	Localisation des stations		Remarques
Port de Sidi-Fredj	P1	$\varphi : 36^{\circ}45'49''\text{N}$	Bassins du port de plaisance de Sidi-Fredj
		$\lambda : 2^{\circ}50'55''\text{E}$	
Plage EST de Sidi-Fredj	P2	$\varphi : 36^{\circ}45'40''\text{N}$	Plage fréquentée toute l'année
		$\lambda : 2^{\circ}50'57''\text{E}$	
Plage El Riadh	P3	$\varphi : 36^{\circ}45'34''\text{N}$	Plage de l'hôtel El Riadh
		$\lambda : 2^{\circ}51'9''\text{E}$	
Plage El Minzah	P4	$\varphi : 36^{\circ}45'37''\text{N}$	Plage de l'hôtel El Minzah
		$\lambda : 2^{\circ}51'30''\text{E}$	
Plage Sahel	P5	$\varphi : 36^{\circ}45'48''\text{N}$	Plage très fréquentée en été
		$\lambda : 2^{\circ}52'8''\text{E}$	
Plage Club des Pins	P6	$\varphi : 36^{\circ}46'19''\text{N}$	Plage très fréquentée en été
		$\lambda : 2^{\circ}52'58''\text{E}$	
Plage Les Dunes	P7	$\varphi : 36^{\circ}46'51''\text{N}$	Plage interdite à la baignade
		$\lambda : 2^{\circ}53'33''\text{E}$	
Plage El Bahdja	P8	$\varphi : 36^{\circ}47'2''\text{N}$	Plage interdite à la baignade
		$\lambda : 2^{\circ}53'40''\text{E}$	
Plage Fontaine	P9	$\varphi : 36^{\circ}47'27''\text{N}$	Plage interdite à la baignade
		$\lambda : 2^{\circ}53'57''\text{E}$	
Plage Jeunesse	P10	$\varphi : 36^{\circ}47'48''\text{N}$	Plage très fréquentée
		$\lambda : 2^{\circ}53'60''\text{E}$	
Plage Méditerranée	P11	$\varphi : 36^{\circ}47'57''\text{N}$	Plage très fréquentée
		$\lambda : 2^{\circ}54'1''\text{E}$	
Port d'El Djamila	P12	$\varphi : 36^{\circ}48'1''\text{N}$	Bassins du port de pêche et de plaisance d'El Djamila
		$\lambda : 2^{\circ}53'53''\text{E}$	
Plage Artificielle d'El Djamila	P13	$\varphi : 36^{\circ}48'10''\text{N}$	Nouvelle plage artificielle très fréquentée
		$\lambda : 2^{\circ}53'43''\text{E}$	
Stations de Référence	P14	$\varphi : 36^{\circ}47'49''\text{N}$	Large des plages : Stations de référence pour les paramètres microbiologiques
		$\lambda : 2^{\circ}53'41''\text{E}$	
	P15	$\varphi : 36^{\circ}47'1''\text{N}$	
		$\lambda : 2^{\circ}53'21''\text{E}$	
	P16	$\varphi : 36^{\circ}46'29''\text{N}$	
		$\lambda : 2^{\circ}52'46''\text{E}$	
P17	$\varphi : 36^{\circ}45'59''\text{N}$		
	$\lambda : 2^{\circ}52'4''\text{E}$		
P18	$\varphi : 36^{\circ}45'51''\text{N}$		
	$\lambda : 2^{\circ}51'14''\text{E}$		

Annexe 2

Procédures de Nettoyage

1. Nettoyage du matériel pour la détermination des métaux traces

Réactifs

- HNO₃ (65% pour analyse, ISO, Merck) ;
- Détergent spécial de laboratoire (Micro) ;
- Eau Milli-Q déionisée (>18 MΩ cm, Millipore).

Procédure

- 1) Laisser tremper le matériel toute une nuit dans une solution de savon (Micro 2% dans l'eau du robinet) dans un bac en plastique ;
- 2) Rincer abondamment d'abord avec de l'eau du robinet, puis avec de l'eau Milli-Q ;
- 3) Laisser tremper le matériel dans une solution d'acide nitrique 10% (v/v) pendant au moins 6 jours à température ambiante ;
- 4) Rincer abondamment avec de l'eau Milli-Q (au moins 4 fois) ;
- 5) Mettre le matériel à sécher sous une hotte à flux laminaire ;
- 6) Stocker le matériel dans des sacs en polyéthylène fermés hermétiquement, pour prévenir le risque de contamination.

2. Nettoyage du matériel de digestion en Téflon pour la détermination des métaux traces

Réactifs

- HNO₃ (65% pour analyse, ISO, Merck) ;
- HCl (25% pour analyses, Merck) ;
- Détergent spécial de laboratoire (Micro) ;
- Eau Milli-Q déionisée (>18 MΩ cm, Millipore).

Procédure

- 1) Laisser tremper le matériel (bombes Téflon, Savillex Corp.) toute une nuit dans une solution de savon (Micro 2% dans l'eau du robinet) dans un bac en plastique ;
- 2) Rincer abondamment d'abord avec de l'eau du robinet puis avec de l'eau Milli-Q ;
- 3) Verser 2 ml d'acide nitrique concentré dans chaque bombe, puis les fermer hermétiquement en utilisant une pince ;
- 4) Introduire les bombes dans le four à micro-ondes et chauffer 30 minutes à puissance 50% ;
- 5) Laisser refroidir les bombes puis ouvrir les bombes doucement. Rincer minutieusement les bombes avec de l'eau Milli-Q (au moins 4 fois).

Annexe 2 (suite)

- 6) Pour les bombes ayant servis à la digestion des sédiments seulement: répéter les étapes (3) à (5) en remplaçant HNO_3 par HCl concentré ;
- 7) Mettre les bombes à sécher sous une hotte à flux laminaire ;
- 8) Une fois sèches les bombes doivent être fermées et rangées dans des sacs en polyéthylène pour prévenir les risques de contamination. Les bombes doivent être séparées selon leur utilisation pour la digestion des sédiments ou des biotas.

3. Nettoyage du matériel utilisé pour la détermination du mercure par VGA-AAS; Procédure simplifiée pour le matériel en Téflon et en verre

Réactifs

- HNO_3 (65% pour analyse, ISO, Merck) ;
- Détergent spécial de laboratoire (Micro) ;
- Eau Milli-Q déionisée ($>18 \text{ M}\Omega \text{ cm}$, Millipore).

Procédure

- 1) Laisser tremper le matériel (bombes Téflon, Savillex Corp.) toute une nuit dans une solution de savon (Micro 2% dans l'eau du robinet) dans un bac en plastique ;
- 2) Rincer minutieusement avec de l'eau du robinet puis avec de l'eau Milli-Q ;
- 3) Remplir le matériel en verre ou en Téflon avec une solution d'acide nitrique 10% (v/v) ;
- 4) Chauffer à 60°C pendant 2 jours. Pour les fioles jaugées, les laisser à température ambiante pendant 6 jours ;
- 5) Rincer minutieusement avec de l'eau Milli-Q (au moins 4 fois) ;
- 6) Laisser sécher sous une hotte à flux laminaire ;
- 7) Le matériel est stocké dans des sacs en polyéthylène. Les fioles jaugées sont stockées remplies d'eau Milli-Q.

NOTE: Pour le matériel contaminé ajouter une étape de pré-lavage à l'acide nitrique 50% (v/v). Dans ce cas, les étapes 3) à 5) doivent être répétées deux fois, une fois avec une solution d'acide à 50% puis avec une solution d'acide à 10%.

Annexe 3

Gammes-étalons pour le dosage des éléments traces métalliques

Gamme-étalons du Plomb pour la matrice sédiment

Standards	[Pb] (ng/l)	Absorbance
Stand. n° 1	10	0.0798
Stand. n° 2	20	0.1544
Stand. n° 3	30	0.2279

Maximum d'Absorption

Longueur d'Onde

283.3 nm

Gamme-étalons du Fer pour la matrice sédiment

Standards	[Fe] (µg/l)	Absorbance
Stand. n° 1	2	0.0043
Stand. n° 2	4	0.0089
Stand. n° 3	8	0.0182
Stand. n° 4	12	0.0269

Maximum d'Absorption

Longueur d'Onde

248.3 nm

Gamme-étalons du Cuivre pour la matrice sédiment

Standards	[Cu] (ng/l)	Absorbance
Stand. n° 1	100	0.0021
Stand. n° 2	200	0.0041
Stand. n° 3	300	0.0061

Maximum d'Absorption

Longueur d'Onde

324.8 nm

Gamme-étalons du Zinc pour la matrice sédiment

Standards	[Zn] (ng/l)	Absorbance
Stand. n° 1	300	0.0569
Stand. n° 2	600	0.1055
Stand. n° 3	900	0.1573

Maximum d'Absorption

Longueur d'Onde

213.9 nm

Gamme-étalons du Manganèse pour la matrice sédiment

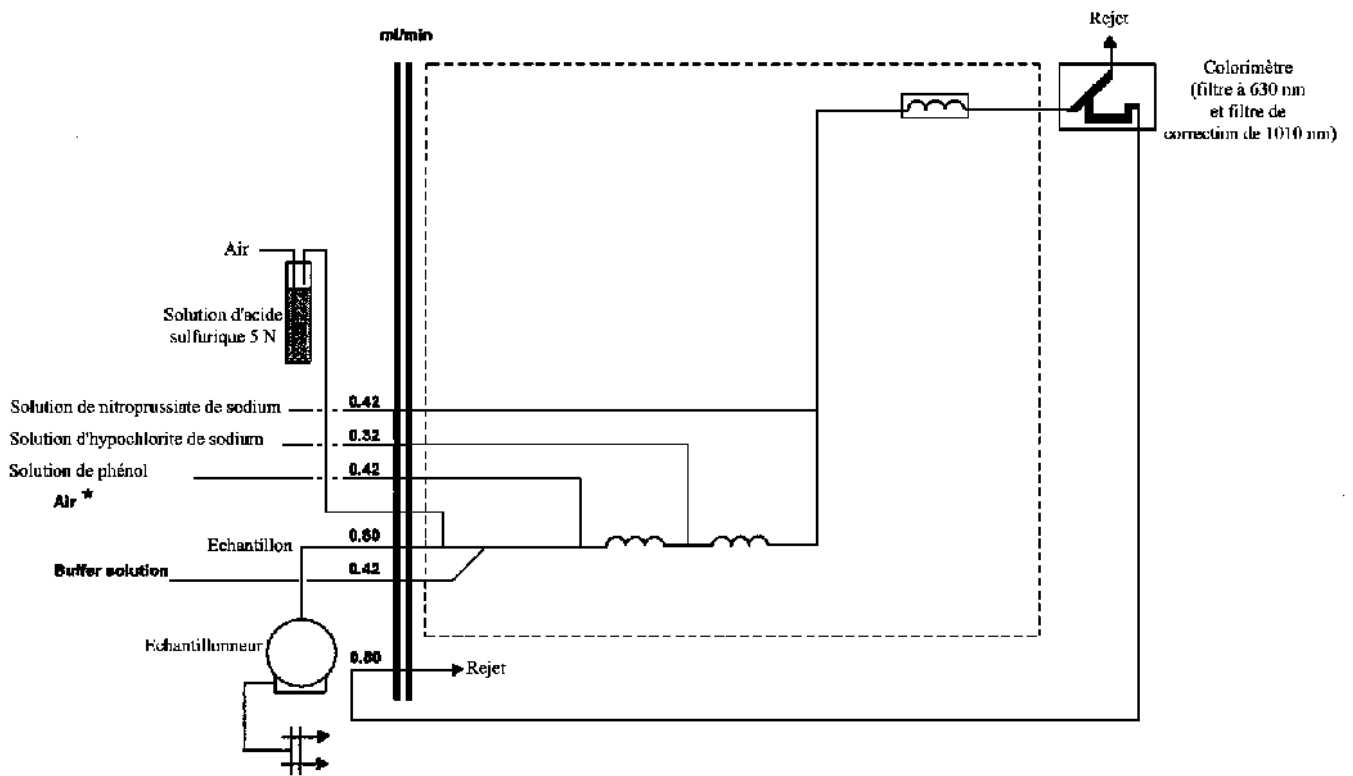
Standards	[Mn] (ng/l)	Absorbance
Stand. n° 1	1000	0.0416
Stand. n° 2	2000	0.0844
Stand. n° 3	3000	0.1242

Maximum d'Absorption

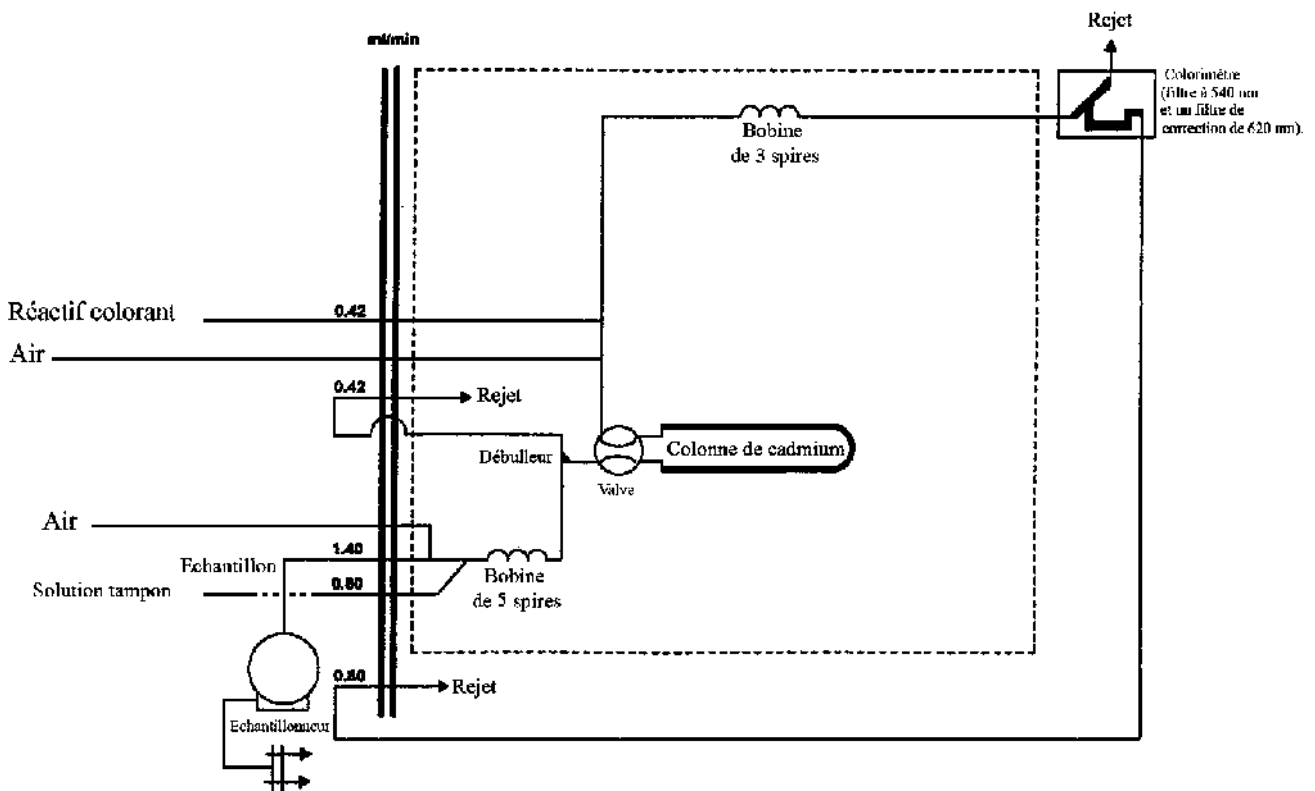
Longueur d'Onde

279.6 nm

Annexe 4

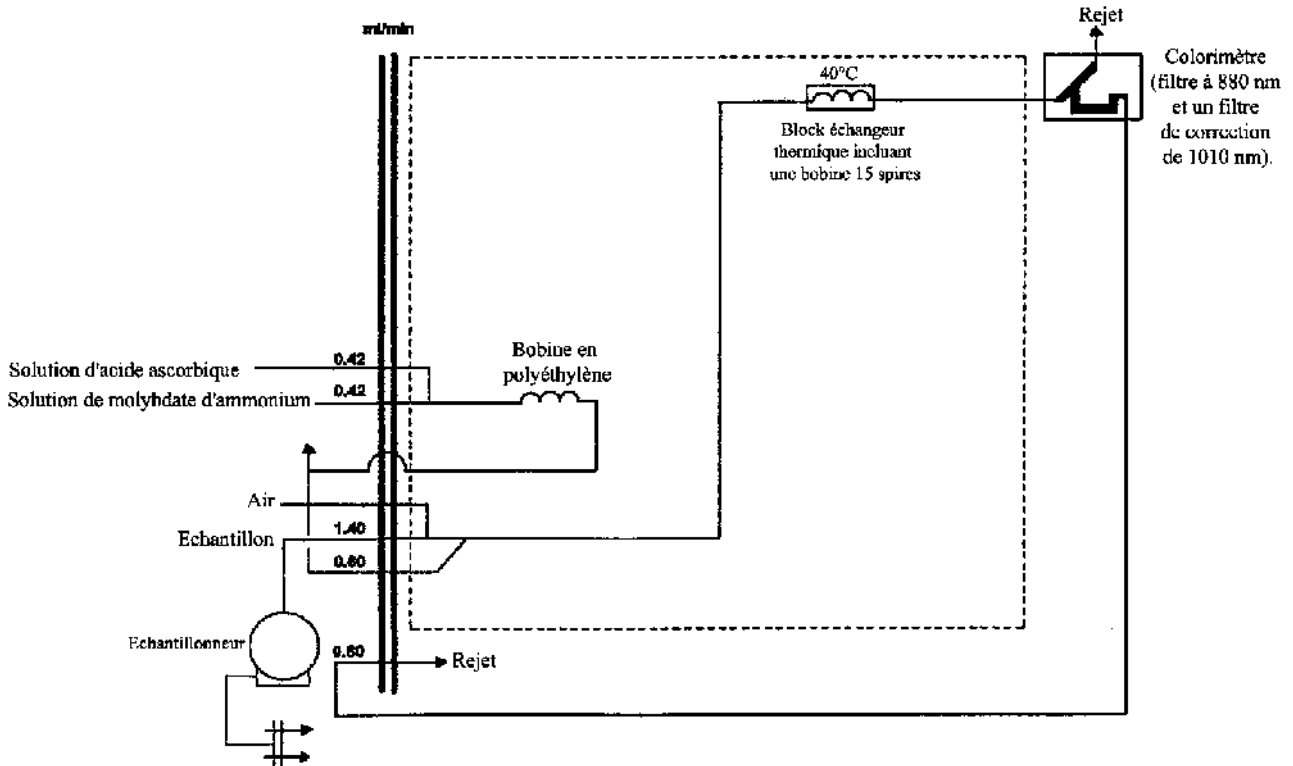


Circuit analytique pour le dosage de l'ammonium
(SKALAR, 1998 *in* Lourguioui, 2007)

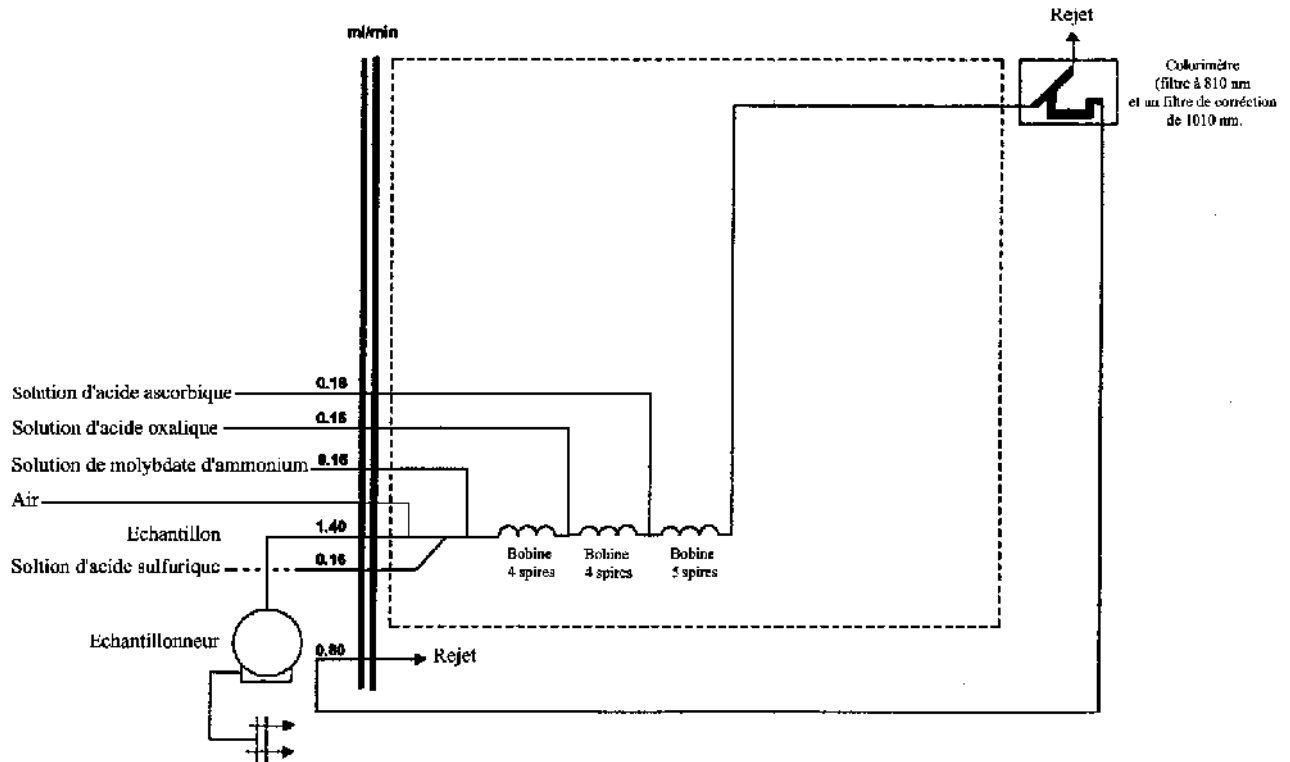


Circuit analytique pour le dosage des nitrites et nitrates
(SKALAR, 1998 *in* Lourguioui, 2007)

Annexe 5



Circuit analytique pour le dosage des orthophosphates
(SKALAR, 1998 in Lourguioui, 2007)



Circuit analytique pour le dosage du silicium dissout
(SKALAR, 1998 in Lourguioui, 2007)

Annexe 6

Dosage de l'ammonium (Lourguioui, 2007)

1. Réactifs

1.1. Solution tampon

Produits chimiques exigés :

Tartrate de potassium et de sodium	
$C_4H_4O_6KNa.4H_2O$	33 g.
Citrate de sodium $C_6H_5O_7Na_3.2H_2O$	24 g.
Acidesulfurique H_2SO_4 (1N).....	x ml.
Eau distillée H_2O	1000 ml.
Brij 35 (30 %).....	2 ml.

Préparation

Dissoudre le tartrate de potassium et de sodium dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajouter le citrate de sodium et dissoudre. Ajuster le pH à 5 avec la solution d'acide sulfurique. Ajuster à 1 litre avec l'eau distillée puis ajouter le Brij 35 et mélanger.

Note :

La solution est stable pendant 1 semaine. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

1.2. Solution de phénol

Produits chimiques exigés :

Phénol C_6H_5OH	6g.
Hydroxyde de sodium NaOH.....	40 g.
Eau distillée H_2O	1000 ml.

Préparation

Dissoudre le phénol dans ± 50 ml d'eau distillée. Ajouter l'hydroxyde de sodium. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

Note : La solution est stable pendant 1 semaine.

1.3. Solution d'hypochlorite de sodium

Produits chimiques exigés :

Solution d'hypochlorite de sodium NaClO	
(13 % de chlore actif).....	200 ml.
Eau distillée H_2O	800 ml.

Préparation

Diluer la solution d'hypochlorite de sodium dans ± 700 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

1.4. Solution de nitroprussiate de sodium

Produits chimiques exigés :

Nitroprussiate de sodium $Na_2[Fe(CN)_5NO].2H_2O$	0,5 g.
Eau distillée H_2O	1000 ml.

Préparation

Dissoudre le nitroprussiate de sodium dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

Annexe 6 (suite)

Notes :

Conserver dans une bouteille à couleur sombre. La solution est stable pendant 1 semaine.
Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

1.5. Liquide de rinçage

Eau fraîchement distillée H₂O.

2. Préparation des solutions étalons

2.1. Solution mère de 100 ppm N (*)

Produits chimiques exigés :

Chlorure d'ammonium NH ₄ Cl.....	0,3819 g.
Eau distillée H ₂ O.....	1000 ml.

Préparation

Dissoudre le chlorure d'ammonium dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

Note : La solution est stable pendant 1 mois. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

2.2. Solution fille de 10 ppm N

Diluer 10 ml de la solution mère à 100 ppm N dans 100 ml d'eau distillée.

Note : Préparer la solution fille à 10 ppm Si chaque semaine et les standards chaque jour.

(*) : Les concentrations des solutions étalons sont transformées en µmoles/l de NH₄⁺.

Annexe 7

Dosage des nitrites + nitrates (Lourguioui, 2007)

1. Réactifs

1.1. Solution tampon

Produits chimiques exigés :

Chlorure d'ammonium NH_4Cl	50 g.
Solution d'ammonium NH_4OH (25 %).....	± 1 ml.
Hydroxyde de sodium NaOH	5 g.
Eau distillée H_2O	1000 ml.
Bridj 35 (30 %).....	3 ml.

Préparation

Dissoudre le chlorure d'ammonium dans 800 ml d'eau distillée. Ajuster le pH à 8,2 avec la solution d'ammonium. Ajouter l'hydroxyde de sodium et dissoudre. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée, ajouter le Bridj 35 et mélanger.

Note :

La solution est stable pendant 1 semaine. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

1.2. Réactif colorant

Produits chimiques exigés :

Acide o-phosphorique H_3PO_4 (85 %).....	50 ml.
Sulfanilamide $\text{C}_6\text{H}_8\text{N}_2\text{O}_2\text{S}$	10 g.
α - Naphthyléthylène diamine dihydrochloride $\text{C}_{12}\text{H}_{16}\text{Cl}_2\text{N}_2$	0,5g.
Eau distillée H_2O	850 ml.

Préparation

Diluer l'acide o-phosphorique dans ± 750 ml d'eau distillée. Ajouter le sulfanilamide et le α - Naphthyléthylène diamine dihydrochloride et dissoudre. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

Note : La solution est stable pendant 2 semaines. Conserver dans une bouteille à couleur sombre.

1.3. Liquide de rinçage

Eau fraîchement distillée H_2O (régénérée chaque semaine).

2. Préparation des solutions étalons

2.1. Solution mère de 100 ppm N (*)

Produits chimiques exigés :

Nitrate de sodium NaNO_3	0,6068 g.
Eau distillée H_2O	1000 ml.

Préparation

Dissoudre le nitrate de sodium dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

Note :

La solution est stable pendant 4 semaines. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

Annexe 7 (suite)

2.2. Solution fille de 10 ppm N

Diluer 10 ml de la solution mère à 100 ppm N dans 100 ml d'eau distillée.

Note : Préparer la solution fille à 10 ppm chaque semaine et les standards chaque jour.

(*) : Les concentrations des solutions étalons sont transformées en $\mu\text{moles/l}$ de N-NO_3^- ou de N-NO_2^- puis en $\mu\text{moles/l}$ de NO_3^- ou de NO_2^- .

3. Préparation de la colonne réductrice

3.1. Solution d'acide chlorhydrique (4N)

Produits chimiques exigés :

Acide chlorhydrique HCl (32 %)400 ml.
Eau distillée H₂O.....600 ml.

Préparation : Diluer l'acide chlorhydrique dans 600 ml d'eau distillée.

3.2. Cadmium

Produits chimiques exigés :

Granules de cadmium taille 0,3-1,0 mm (tamisé).....2,5 g.

Procédure de remplissage :

- 1- Les granules de cadmium sont mélangées avec ± 30 ml de la solution d'acide chlorhydrique (4N) ;
- 2- Agiter pendant 1 minute ;
- 3- Ajouter environ 50 ml de solution de sulfate de cuivre et agiter pendant 5 minutes ;
- 4- Laver la saleté entre les granules avec l'eau distillée ;
- 5- Sécher les granules de cadmium ;
- 6- Ajouter, à l'aide d'un entonnoir, les granules dans une colonne sèche, en secouant de temps en temps pour empaqueter la colonne des deux côtés ;
- 7- Remplir jusqu'à ± 5 mm du sommet ;
- 8- Placer un petit morceau de tube en polyéthylène, dans la colonne pour éviter que les granules ne sortent de la colonne ;
- 9- Remplir la colonne, à l'aide d'une seringue contenant la solution tampon (réactif 1-1 préparé précédemment) ;
- 10- Placer la colonne dans le système.

Notes : Éviter que l'air rentre dans la colonne.

Les granules de cadmium activés peuvent être stockés sec, dans une bouteille bien fermée.

Annexe 8

Dosage des phosphates (Lourguioui, 2007)

1. Réactifs

1.1. Solution de molybdate d'ammonium

Produits chimiques exigés :

Tartrate de potassium et d'antimoine	
$K(SbO)C_4H_4O_6 \cdot 5H_2O$	230 mg.
Acidesulfurique H_2SO_4 (97 %).....	69,4 ml.
Molybdated'ammonium $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$	6g.
Eau distillée H_2O	1000 ml.
FFD6	2 ml.

Préparation

Dissoudre le tartrate de potassium et d'antimoine dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajouter soigneusement l'acide sulfurique en mélangeant constamment. Ajouter le molybdate d'ammonium et dissoudre. Ajuster à 1 litre avec l'eau distillée puis ajouter le FFD6 et mélanger.

Notes :

Ne pas employer de cuillères en métal pour le molybdate d'ammonium. La sensibilité peut être augmentée de 50 % en employant 35 ml d'acide sulfurique concentré au lieu de 69,4 ml. Avec 35 ml l'interférence des silicates est 10 % pour 300 ppb Si et 10 % pour 10 ppb P.

Le pH final doit être inférieur à 1. La solution est stable pendant 5 jours. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

1.2. Solution d'acide ascorbique

Produits chimiques exigés :

Acide ascorbique $C_6H_8O_6$	6g.
Acétone C_3H_6O	60 ml.
Eau distillée H_2O	1000 ml.
FFD6.....	2 ml.

Préparation

Dissoudre l'acide ascorbique dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajouter l'acétone. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée puis ajouter le FFD6 et mélanger.

Note : La solution est stable pendant 5 jours. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

1.3. Liquide de rinçage

Eau fraîchement distillée H_2O (régénérée chaque semaine).

2. Préparation des solutions étalons

2.1. Solution mère de 100 ppm P (*)

Produits chimiques exigés :

Dihydrogène o-phosphate de potassium KH_2PO_4	0,4394 g.
Eau distillée H_2O	1000 ml.

Préparation

Dissoudre le dihydrogène o-phosphate de potassium dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

Annexe 8 (suite)

Note :

La solution est stable pendant 4 semaines. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

2.2. Solution fille de 10 ppm P

Diluer 10 ml de la solution mère à 100 ppm P dans 100 ml d'eau distillée.

Note : Préparer la solution fille à 10 ppm P chaque semaine et les standards chaque jour.

(*) :Les concentrations des solutions étalons sont transformées en $\mu\text{moles/l}$ de PO_4 .

Annexe 9

Dosage du silicium dissout (Lourguioui, 2007)

1. Réactifs

1.1. Solution d'acide sulfurique

Produits chimiques exigés :

Acide sulfurique H ₂ SO ₄ (97 %)	10 ml.
Eau distillée H ₂ O	1000 ml.
FFD6	2 ml.

Préparation

Diluer l'acide sulfurique dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec l'eau distillée puis ajouter le FFD6 et mélanger.

Note :

La solution est stable pendant 1 semaine. Conserver à 4°C quand la solution n'est pas utilisée.

1.2. Solution de molybdate d'ammonium

Produits chimiques exigés :

Molybdate d'ammonium (NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ ·4H ₂ O	20g.
Eau distillée H ₂ O	1000 ml.
FFD6	2 ml.

Préparation

Dissoudre le molybdate d'ammonium dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec l'eau distillée puis ajouter le FFD6 et mélanger.

Notes :

Conserver dans une bouteille de polyéthylène. La solution est stable pendant 1 jour. Ne pas utiliser de cuillères en métal pour le molybdate d'ammonium.

1.3. Solution d'acide oxalique

Produits chimiques exigés :

Acide oxalique C ₂ H ₂ O ₄ ·2H ₂ O	44g.
Eau distillée H ₂ O	1000 ml.

Préparation

Dissoudre l'acide oxalique dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec l'eau distillée et mélanger.

Note :

Conserver dans une bouteille de polyéthylène. La solution est stable pendant 1 mois. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

1.4. Liquide de rinçage

Eau fraîchement distillée H₂O.

Note :

Changer l'eau quotidiennement. Conserver dans une bouteille en polyéthylène.

Annexe 9 (suite)

2. Préparation des solutions étalons

2.1. Solution mère de 100 ppm Si (*)

Produits chimiques exigés :

Métasilicate de sodium $\text{Na}_2\text{SiO}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$	1,0119 g.
Eau distillée H_2O	1000 ml.

Préparation

Dissoudre le metasilicate de sodium dans \pm 800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

Note : La solution est stable pendant 1 mois. Conserver dans une bouteille en polyéthylène.

2.2. Solution fille de 10 ppm Si

Diluer 10 ml de la solution mère à 100 ppm Si dans 100 ml d'eau distillée.

Notes : Préparer la solution fille à 10 ppm Si chaque semaine et les standards chaque jour. Conserver dans une bouteille en polyéthylène.

(*) : Les concentrations des solutions étalons sont transformées en $\mu\text{moles/l}$ de SiO_4 .

Annexe 10

Gammes-étalons pour le dosage des sels nutritifs

Gamme-étalons de l'ammonium

Standards	Concentration (en μmol)	Hauteur des pics (unité digitale)
Stand. n° 1	0,5	220
Stand. n° 2	1	408
Stand. n° 3	1,5	643
Stand. n° 4	2	872
Stand. n° 5	2,5	1113
Stand. n° 6	5	2211

Gamme-étalons des nitrites

Standards	Concentration (en μmol)	Hauteur des pics (unité digitale)
Stand. n° 1	0,2	475
Stand. n° 2	0,4	972
Stand. n° 3	0,6	1450
Stand. n° 4	0,8	1905
Stand. n° 5	1,2	2890
Stand. n° 6	1,4	3380

Gamme-étalons des nitrites + nitrates

Standards	Concentration (en μmol)	Hauteur des pics (unité digitale)
Stand. n° 1	0,2	197
Stand. n° 2	0,4	389
Stand. n° 3	0,6	580
Stand. n° 4	0,8	798
Stand. n° 5	1,2	1189
Stand. n° 6	2,4	2330

Gamme-étalons des orthophosphates

Standards	Concentration (en μmol)	Hauteur des pics (unité digitale)
Stand. n° 1	0,2	90
Stand. n° 2	0,4	182
Stand. n° 3	0,6	273
Stand. n° 4	0,8	374
Stand. n° 5	1,2	561
Stand. n° 6	1,4	661

Gamme-étalons du silicium dissout

Standards	Concentration (en μmol)	Hauteur des pics (unité digitale)
Stand. n° 1	0,5	46
Stand. n° 2	1	82
Stand. n° 3	1,5	123
Stand. n° 4	2	158
Stand. n° 5	2,5	198
Stand. n° 6	5	389

Annexe 11

Résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques dans la baie d'El Djamila (Mars 2014)

Stations	T (°C)	pH	pH mV	Rédox	O.D. %	O.D. mg/l	µS/cm	µS/cm A	Ohm·cm	SDT mg/l	Salinité	sigma t	mbar
S1	15.35	8.82	-87.3	-97.0	39.8	3.24	55750	45650	18	27620	37.10	27.5	1009.3
S2	15.12	8.93	-97.5	-96.7	45.2	3.51	56181	45530	18	28120	37.25	27.7	1008.8
S3	15.87	8.36	-64.4	-96.6	11.7	3.07	7277	45291	18	3638	37.03	27.7	1007.0
S4	15.28	8.96	-97.3	-97.0	38.8	3.09	55690	45410	18	27840	37.02	27.5	1009.3
S5	15.09	8.97	-97.5	-96.7	44.6	3.55	56150	45580	18	28080	37.36	27.8	1008.6
S6	15.69	9.34	-118.4	-112.3	35.2	2.78	55100	45360	18	27550	36.59	27.0	1007.5
S7	15.42	8.81	-88.8	-88.3	49.8	3.94	55870	45700	18	27940	37.16	27.5	1008.2
S8	15.50	8.94	-96.4	-95.2	46.9	3.74	54010	44260	19	27010	36.77	26.5	1008.6
S9	15.13	9.09	-104.1	-108.4	41.7	3.33	55620	45190	18	27810	36.96	27.5	1007.9
S10	15.41	8.56	-74.9	-89.9	49.8	3.97	54660	44700	18	27330	36.75	26.8	1008.0
S11	15.80	8.74	-85.1	-92.8	42.8	3.37	55460	45760	18	27730	36.86	27.2	1008.1
S12	15.21	8.90	-93.6	-107.8	41.9	3.33	55710	45340	18	27850	37.03	27.5	1008.2
S13	15.22	8.95	-96.4	-100.6	52.0	4.14	55680	45330	18	27840	37.01	27.5	1008.4
S14	15.43	8.70	-82.5	-97.8	48.0	3.83	54400	44510	18	27200	36.56	26.7	1008.2
S15	15.62	8.95	-96.5	-96.7	49.0	3.87	56210	46190	18	28100	37.41	27.7	1012.2
S16	15.84	8.67	-92.5	-98.3	52.0	3.92	54389	45320	18	27710	36.98	26.6	1012.3
S17	15.45	8.45	-89.8	-96.7	45.8	3.81	56150	45420	18	28250	36.75	27.4	1101.8
S18	15.62	8.94	-96.1	-96.8	54.7	4.34	55620	45710	18	27810	36.97	27.4	1012.4
S19	15.76	8.88	-91.3	-98.3	51.2	3.94	54290	45378	18	27680	37.05	27.8	1011.9
S20	15.23	8.84	-97.5	-96.7	45.6	3.75	55460	45760	18	27730	36.86	27.2	1008.1
S21	15.53	8.92	-95.1	-96.7	54.5	4.32	55820	45780	18	27910	37.12	27.5	1012.5
S22	15.36	8.8	-92.2	-98.3	50.30	4	54480	45380	18	28150	37.3	27.2	1011.8

Annexe 11 (suite)

Résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques dans la baie d'El Djamila (Mars 2014)

Stations	T (°C)	pH	pH mV	Rédox	O.D. %	O.D. mg/l	µS/cm	µS/cm A	Ohm·cm	SDT mg/l	Salinité	sigma t	mbar
S23	15.77	8.7	-96.4	-95.2	46.20	4	54400	44510	18	27200	36.8	26.7	1008.2
S24	15.68	8.82	-89.8	-95.2	53.9	4.27	55670	45810	18	27830	37.01	27.4	1012.3
S25	15.82	8.85	-90.1	-98.3	51.4	3.90	54340	45420	18	27650	37.09	26.8	1012.3
S26	15.58	8.70	-82.5	-92.8	45.8	3.87	55230	45760	18	27730	36.46	27.3	1008.1
S27	15.54	8.96	-97.3	-97.9	48.0	3.79	56150	46060	18	28070	35.87	27.7	1009.5
S28	16.24	8.90	-94.1	-98.3	50.8	4.00	54420	45360	18	27210	36.69	26.5	1012.2
S29	15.35	8.68	-92.2	-97.8	49.0	4.00	54300	44580	18	27205	36.42	27.5	1011.2
S30	15.57	8.97	-97.8	-97.7	46.8	3.70	56190	46120	18	28090	37.39	27.7	1010.2
S31	15.47	8.90	-94.2	-97.1	56.0	4.52	48020	40240	21	24010	36.38	22.9	1012.0
S32	15.93	8.82	-89.7	-94.7	41.7	3.45	40120	33970	25	20060	36.71	18.4	1012.2
S33	15.63	8.96	-97.2	-97.6	48.0	3.80	55720	45810	18	27860	37.05	27.4	1010.6
S34	15.29	8.96	-97.0	-97.7	50.2	4.00	55670	45400	18	27840	37.00	27.5	1012.0
S35	15.61	8.95	-96.6	-97.4	46.2	3.67	55490	45590	18	27740	36.88	27.3	1012.1
S36	15.70	8.96	-97.1	-97.4	46.3	3.66	55860	45990	18	27930	37.16	27.5	1010.9
S37	15.76	8.94	-96.1	-97.8	45.5	3.61	55210	45520	18	27610	36.67	27.1	1011.9
S38	15.64	8.95	-96.6	-97.3	45.3	3.65	55500	45610	18	27752	36.74	27.3	1012.0
S39	15.71	8.96	-97.2	-97.3	46.8	3.71	55040	45320	18	27520	36.55	27.0	1011.0
S40	15.79	8.94	-96.5	-97.0	45.2	3.58	55150	45500	18	27570	36.63	27.0	1011.5
S41	15.68	8.95	-96.6	-97.3	45.6	3.61	55510	45670	18	27750	36.89	27.3	1011.5
S42	15.61	8.96	-97.3	-98.6	56.1	3.53	2512	45264	188	1256	36.31	27.0	1011.2
S43	15.57	8.95	-96.5	-96.6	46.4	3.68	55280	45380	18	27640	36.72	27.2	1011.8

Annexe 12

Résultats d'analyse des sels nutritifs dans la baie d'El Djamila (Mars 2014)

Stations	Amonium		Nitrites + Nitrates		Nitrites		Nitrates	Orthophosphates		Silicum dissout	
	[NH ₄ ⁺] (μmol/l)	Absorbance	[NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻] (μmol/l)	Absorbance	[NO ₂ ⁻] (μmol/l)	Absorbance	[NO ₃ ⁻] (μmol/l)	[PO ₄ ³⁻] (μmol/l)	Absorbance	[SiO ₂] (μmol/l)	Absorbance
S1	16.8508	7477	0.5981	587	0.0596	141	0.5385	0.0504	19	5.8321	454
S2	10.9503	4854	0.7166	702	0.2930	704	0.4236	0.0282	9	5.4126	422
S3	13.7083	6080	0.0984	101	0.0148	33	0.0836	0.0440	16	4.1605	325
S4	21.0701	9352	0.6761	663	0.0296	69	0.6465	0.0880	37	5.7649	449
S5	30.9503	13743	0.6167	605	0.2930	704	0.3237	0.0882	37	4.2178	330
S6	11.3373	5026	1.1501	1124	0.0441	104	1.1060	0.0265	8	5.9271	462
S7	19.1598	8503	0.9734	952	0.0286	67	0.9448	0.0177	4	5.5274	431
S8	11.3064	5012	0.9740	953	0.0283	66	0.9457	0.0267	8	5.7048	445
S9	39.2071	17413	0.5229	514	0.0733	174	0.4496	0.0936	39	4.2373	331
S10	38.8913	17272	0.6138	602	0.0730	174	0.5408	0.0581	23	4.1209	322
S11	53.5163	23772	0.8311	814	0.1482	355	0.6829	0.1389	61	4.1013	321
S12	32.6418	14495	1.0063	984	0.0572	135	0.9491	0.0315	10	4.7848	374
S13	29.8481	13253	1.1050	1080	0.0569	135	1.0481	0.0946	40	4.9426	386
S14	30.2745	13443	1.3787	1346	0.0566	134	1.3221	0.0090	0	3.7470	294
S15	35.0938	15584	1.1985	1171	0.1468	351	1.0517	0.0996	42	5.2027	406
S16	16.0069	7101	1.5691	1532	0.0796	189	1.4895	0.0526	20	4.0110	314
S17	15.2820	6779	2.0150	1965	0.1090	260	1.9060	0.1492	66	5.7510	448
S18	58.3235	25909	2.3131	2255	0.1766	423	2.1365	0.0136	2	4.0012	313
S19	4.2464	1875	2.0218	1972	0.0479	113	1.9739	0.1601	71	5.8073	452
S20	3.1389	1382	2.0419	1992	0.0756	180	1.9663	0.1634	72	3.9608	310
S21	18.4922	8206	4.3374	4225	0.1310	313	4.2064	0.0509	19	6.6537	518
S22	3.0193	1329	2.3183	2260	0.0909	217	2.2274	0.1629	72	4.3064	337
S23	2.7818	1224	2.5721	2507	0.0619	147	2.5102	0.1615	72	6.0782	473

Annexe 12 (suite)

Résultats d'analyse des sels nutritifs dans la baie d'El Djamila (Mars 2014)

Stations	Amonium		Nitrites + Nitrates		Nitrites		Nitrates	Orthophosphates		Silicum dissout	
	[NH ₄ ⁺] (μmol/l)	Absorbance	[NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻] (μmol/l)	Absorbance	[NO ₂ ⁻] (μmol/l)	Absorbance	[NO ₃ ⁻] (μmol/l)	[PO ₄ ³⁻] (μmol/l)	Absorbance	[SiO ₂] (μmol/l)	Absorbance
S24	4.2266	1866	3.6827	3588	0.2664	640	3.4163	0.0638	25	7.9313	616
S25	5.3675	2373	2.2166	2162	0.0349	82	2.1817	0.1574	70	4.2402	332
S26	4.0326	1780	2.4260	2365	0.1812	434	2.2448	0.1625	72	4.7574	371
S27	28.8169	12795	2.4315	2371	0.1303	312	2.3012	0.0412	15	6.2295	485
S28	64.7191	28751	1.9444	1897	0.0998	238	1.8446	0.1423	63	6.7145	522
S29	15.2820	6779	2.0150	1965	0.1090	260	1.9060	0.1492	66	5.7510	448
S30	64.4612	28636	1.7650	1722	0.0693	165	1.6957	0.1519	67	6.3011	490
S31	23.8919	10606	2.3233	2265	0.1142	273	2.2091	0.1431	63	6.6887	520
S32	23.7288	10533	1.8384	1794	0.0987	236	1.7397	0.1157	50	4.8632	380
S33	55.0341	24447	1.7462	1704	0.0532	126	1.6930	0.0459	17	5.9557	464
S34	47.4142	21060	2.0680	2017	0.0930	222	1.9750	0.0154	3	6.4468	502
S35	63.7320	28312	1.8524	1807	0.1429	342	1.7095	0.0513	20	4.8080	375
S36	17.7266	7866	1.8389	1794	0.0372	87	1.8017	0.1544	68	5.9098	460
S37	42.6424	18939	1.8537	1808	0.1271	304	1.7266	0.0985	42	6.2008	483
S38	6.3830	2824	1.9846	1936	0.0214	49	1.9632	0.1553	69	6.4935	505
S39	37.7223	16753	1.6621	1622	0.1964	471	1.4657	0.1557	69	4.6302	362
S40	9.7494	4320	2.0811	2030	0.0659	156	2.0152	0.1561	69	5.9504	463
S41	9.0964	4030	1.8429	1798	0.0505	119	1.7924	0.1566	69	5.1081	398
S42	8.1679	3618	1.6596	1620	0.0352	82	1.6244	0.1570	69	5.1937	405
S43	8.2460	3652	1.7524	1710	0.0566	134	1.6958	0.1520	67	5.9554	464

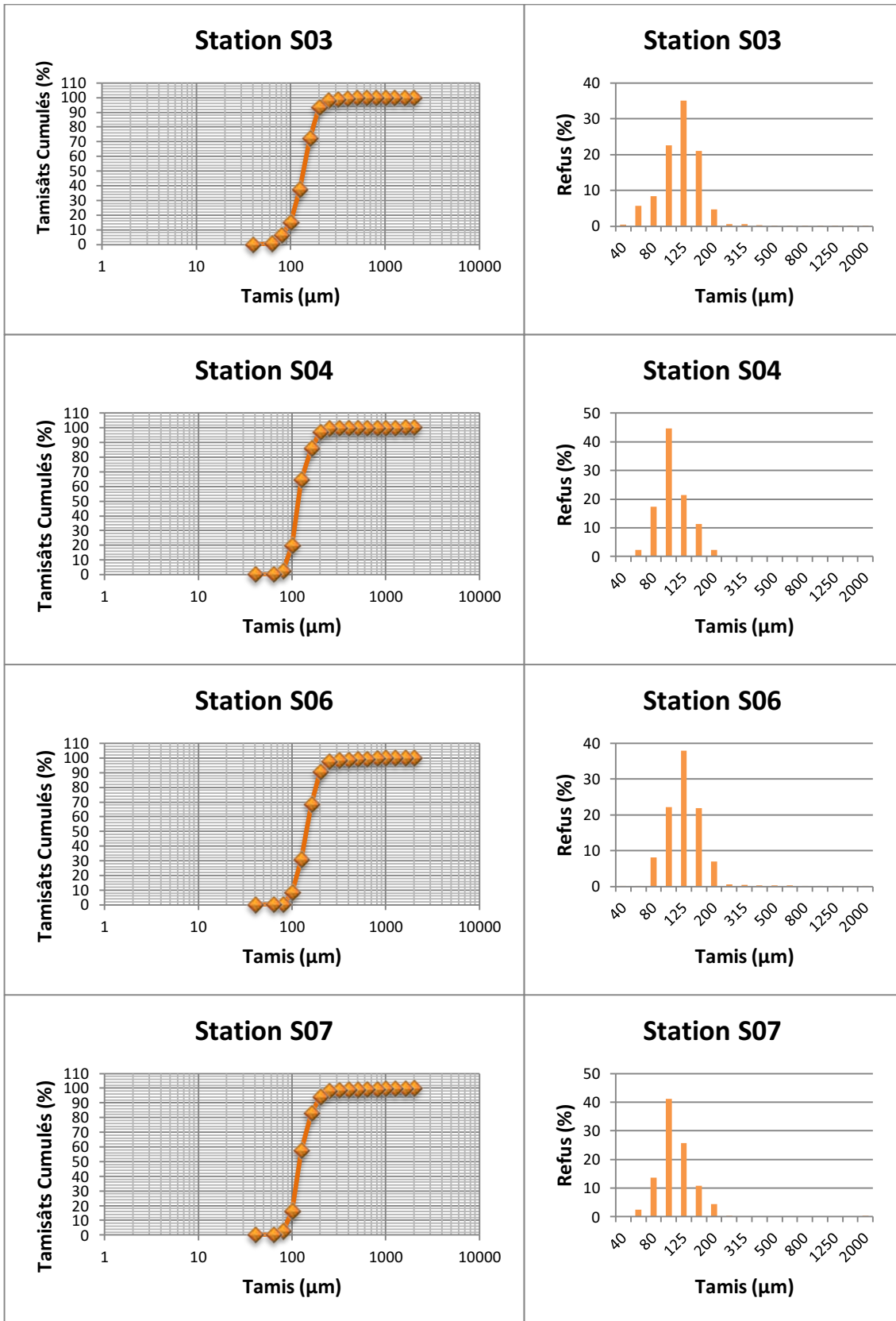
Annexe 13

Paramètres granulométriques des sédiments de la baie d'El Djamila (Mars 2014)

Échantillons	%Pélites	%Calcaire	D10	Q25	M50	Q75	D90	So	Sk	Classe Granulométrique
S01	Roche	Roche	Roche	Roche	Roche	Roche	Roche	Roche	Roche	Roche
S02	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue
S03	4.87	17.71	89.07	111.54	137.81	165.19	193.76	1.22	0.97	Sable Fin
S04	3.60	34.12	88.81	102.97	116.95	142.35	174.82	1.18	1.07	Sable Très Fin
S05	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue
S06	6.12	37.54	101.82	118.69	142.86	171.67	199.03	1.20	1.00	Sable Fin
S07	2.66	12.76	91.00	105.41	120.62	149.23	186.07	1.19	1.08	Sable Très Fin
S08	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue
S09	1.46	23.73	156.57	189.59	257.31	459.38	673.34	1.56	1.32	Sable Fin
S10	1.98	15.59	83.70	98.04	119.29	168.65	241.99	1.31	1.16	Sable Très Fin
S11	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue
S12	1.71	17.56	130.60	156.98	188.58	241.90	320.08	1.24	1.07	Sable Fin
S13	3.11	27.49	94.12	112.14	138.78	173.67	217.80	1.24	1.01	Sable Fin
S14	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue
S15	1.67	7.72	102.40	126.34	162.05	202.46	248.67	1.27	0.97	Sable Fin
S16	1.79	18.09	83.24	94.04	111.64	147.76	266.95	1.25	1.11	Sable Très Fin
S17	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue
S18	1.48	9.1	100.24	123.54	160.83	200.83	248.96	1.27	0.96	Sable Fin
S19	3.60	14.64	91.61	106.40	123.20	155.83	189.48	1.21	1.09	Sable Très Fin
S20	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue	Boue
S21	1.81	16.91	127.10	152.14	192.45	237.06	308.65	1.25	0.97	Sable Fin
S22	3.18	5.92	83.57	97.08	118.69	162.04	218.59	1.29	1.12	Sable Très Fin

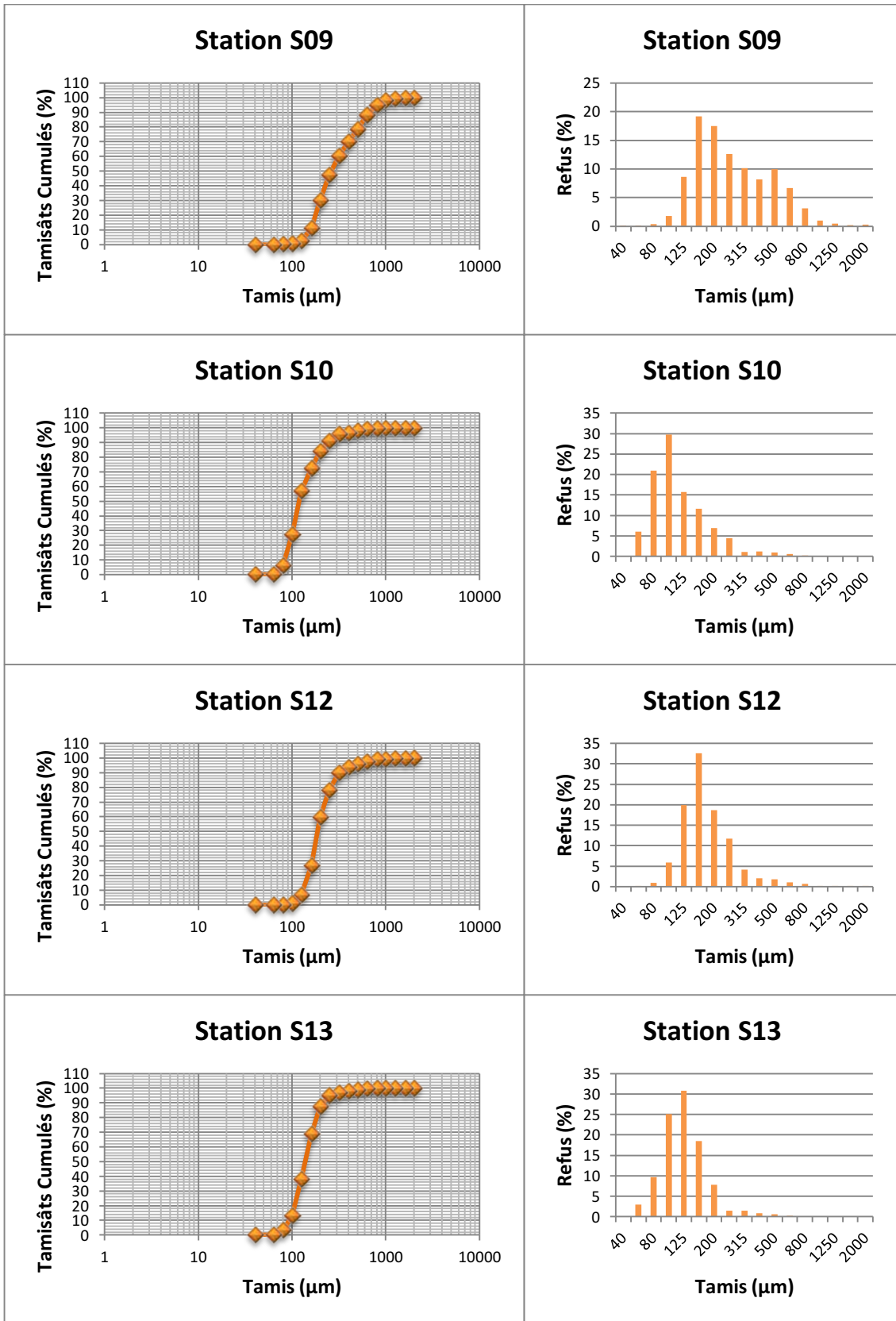
Annexe 14

Courbes et histogrammes granulométriques des sédiments étudiés dans la baie d'El Djamila (Mars 2014)



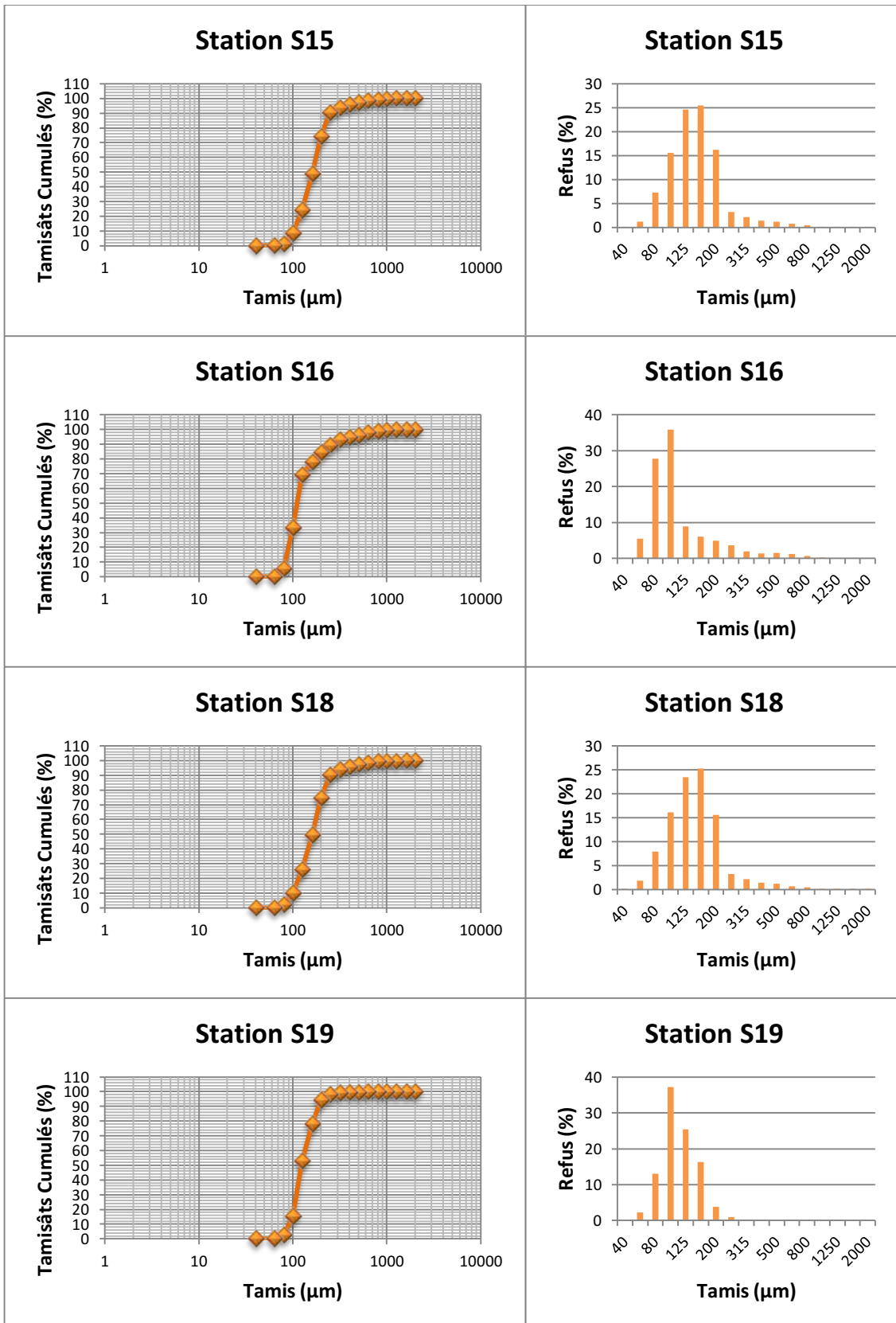
Annexe 14 (suite 1/5)

Courbes et histogrammes granulométriques des sédiments étudiés dans la baie d'El Djamila (Mars 2014)



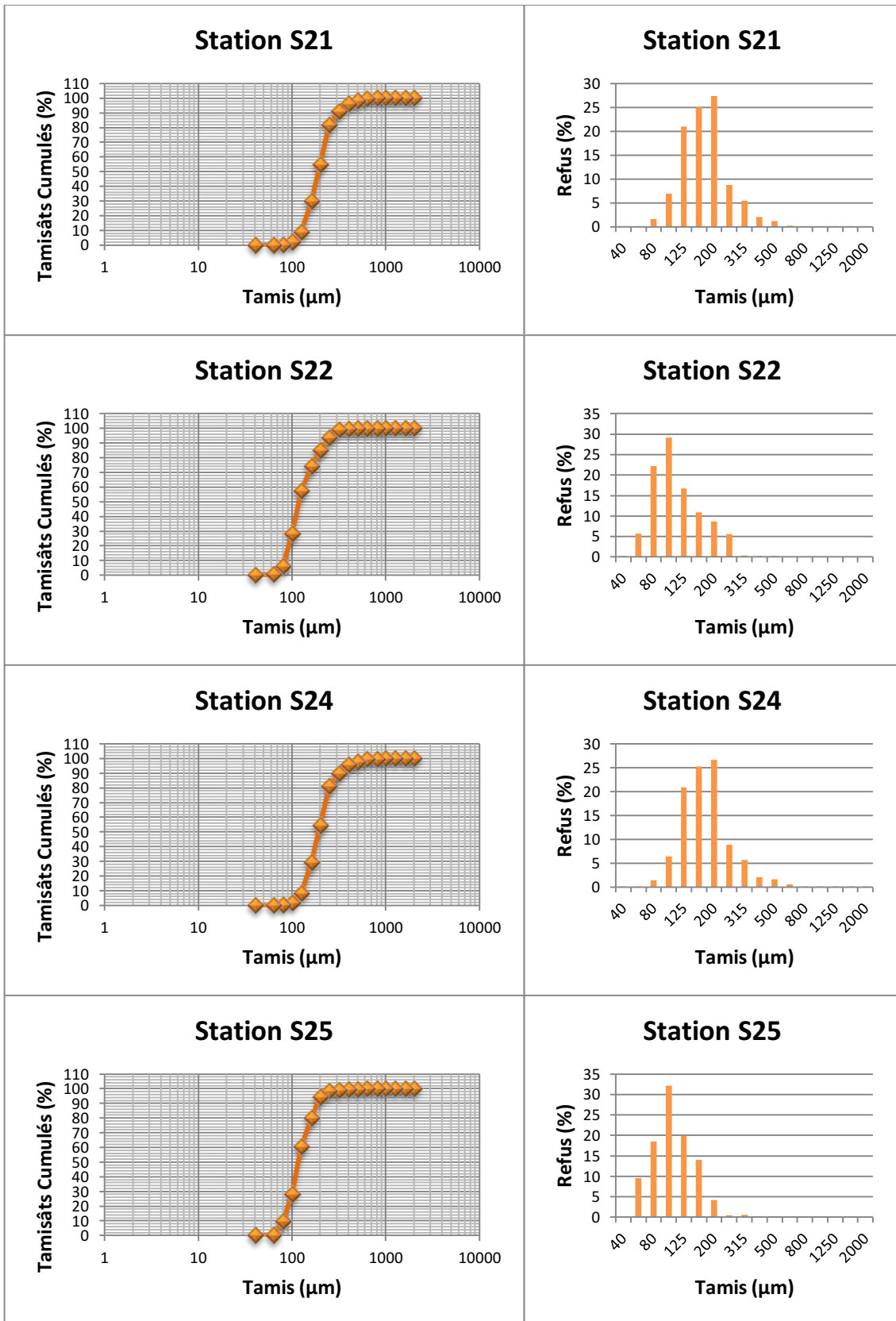
Annexe 14 (suite 2/5)

Courbes et histogrammes granulométriques des sédiments étudiés dans la baie d'El Djamila (Mars 2014)



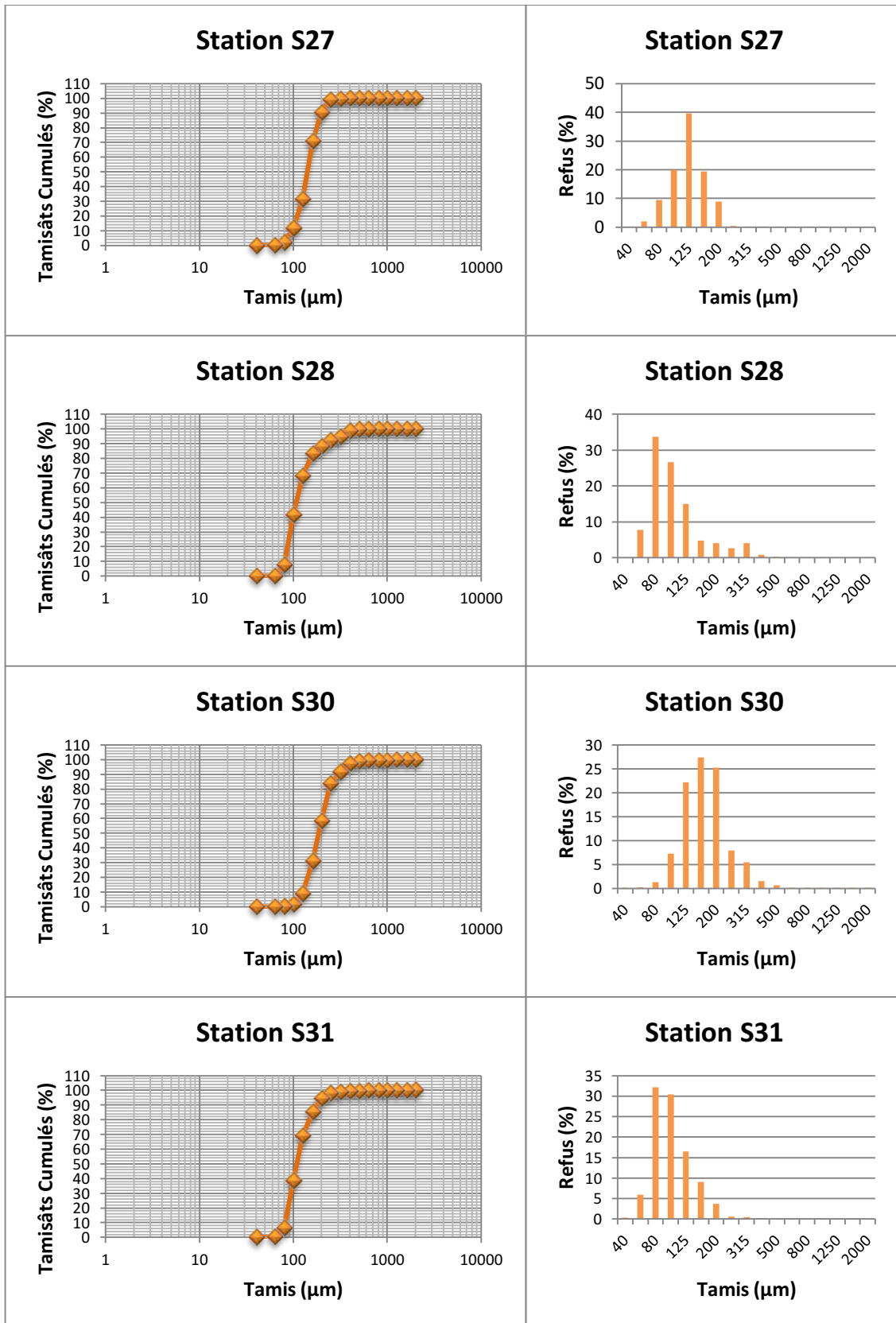
Annexe 14 (suite 3/5)

Courbes et histogrammes granulométriques des sédiments étudiés dans la baie d'El Djamila (Mars 2014)



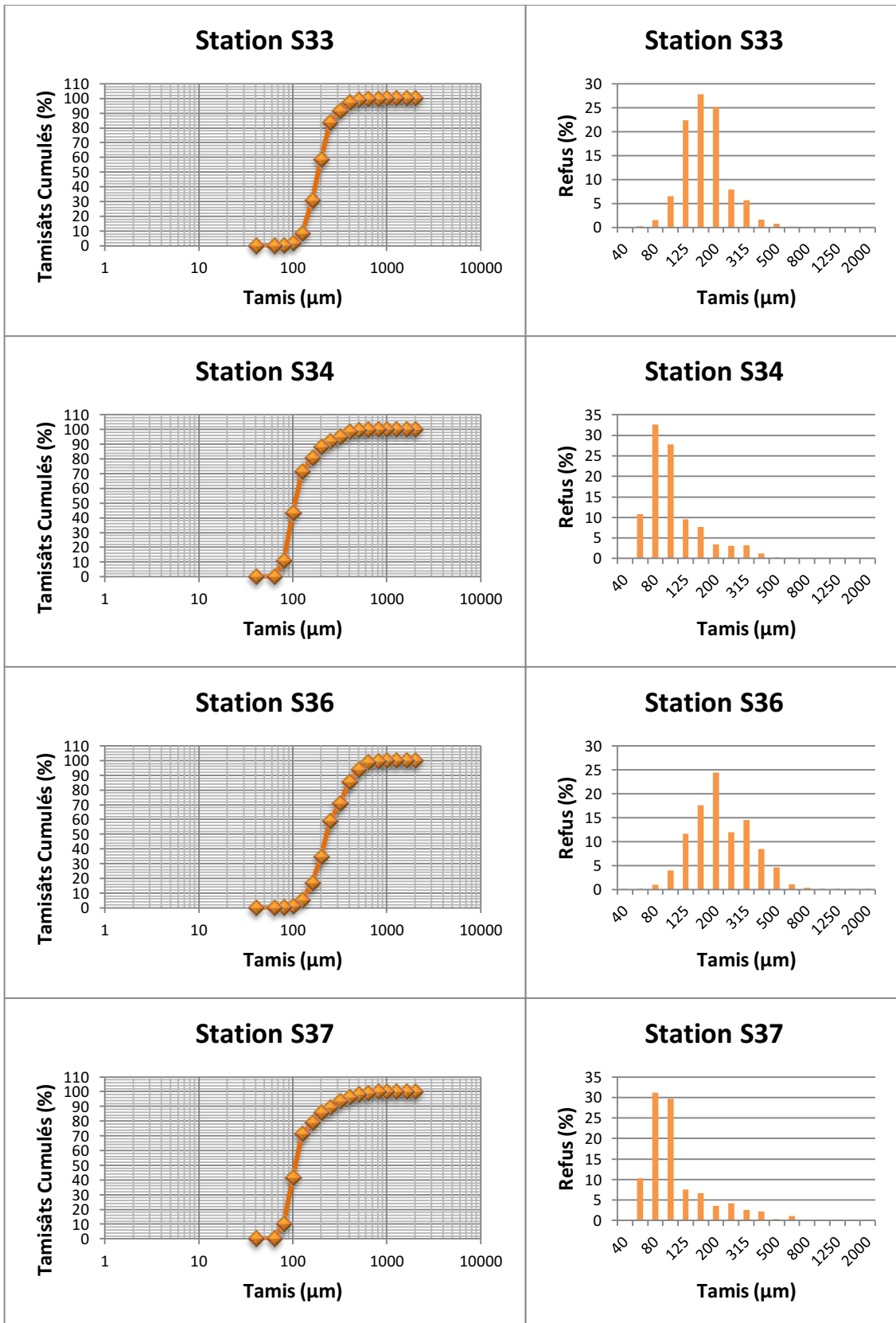
Annexe 14 (suite 4/5)

Courbes et histogrammes granulométriques des sédiments étudiés dans la baie d'El Djamila (Mars 2014)



Annexe 14 (suite 5/5)

Courbes et histogrammes granulométriques des sédiments étudiés dans la baie d'El Djamila (Mars 2014)



Annexe 15

Résultats d'analyse des éléments traces métalliques dans la baie d'El Djamila (Mars 2014)

Zones	Stations	Plomb (Pb) (mg/Kg p.s.)	Fer (Fe) (mg/Kg p.s.)	Cuivre (Cu) (mg/Kg p.s.)	Zinc (Zn) (mg/Kg p.s.)	Manganèse (Mn) (mg/Kg p.s.)
OUEST	S3	14.1	72456.5	8.0	66.8	274.1
	S4	12.1	67954.4	7.7	63.7	287.7
	S6	4.0	65230.4	7.1	56.6	251.2
	S7	3.4	66220.5	6.3	57.7	282.1
	S9	2.0	28349.0	1.2	22.9	226.0
	S10	2.5	43508.6	3.0	37.9	247.8
	S12	1.6	41500.4	2.6	39.5	198.4
	S13	1.5	29864.2	3.6	37.4	217.4
CENTRE	S15	1.4	37656.9	2.4	38.1	180.3
	S16	4.6	76286.4	7.1	66.3	291.7
	S18	1.9	39463.2	3.1	39.5	188.1
	S19	2.8	27151.1	2.5	21.6	247.6
	S21	1.9	10344.1	2.0	54.6	143.0
	S22	3.4	54153.4	5.5	50.6	281.2
	S24	2.1	13586.4	2.0	55.3	158.8
	S25	6.3	59081.8	3.9	52.2	290.9
	S27	2.3	9638.3	2.1	56.3	164.4
	S28	18.3	69549.6	23.9	91.9	287.2
EST	S30	2.5	33433.1	4.0	23.5	216.1
	S31	3.8	58700.0	8.8	33.4	257.8
	S33	2.8	42723.1	4.4	24.0	229.0
	S34	3.8	52043.9	5.2	42.0	274.7
	S36	2.3	45544.9	1.8	28.1	185.1
	S37	2.5	55466.9	2.6	56.8	218.2